



Das Lebensministerium



Beiträge zur Bioindikation mit Diatomeen und Makrophyten

Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Heft 13/2009

Freistaat  Sachsen

Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

**Beiträge zur Bewertung der biologischen Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos
(Elemente Diatomeen und Makrophyten) nach den Anforderungen der
Europäischen Wasserrahmenrichtlinie**

Jürgen Wolf, Jens Kroker, Dr. Gabriele Hofmann, Dr. Andreas Ballot

Inhaltsverzeichnis

Inhalt und Problemstellung	1
1 Ableitung eines diatomeenbasierten Bewertungsmodells für löss-lehmgeprägte	2
 Fließgewässer	2
(Dr. Gabriele Hofmann, Jens Kroker, Jürgen Wolf, Dr. Andreas Ballot)	
1.1 Einleitung.....	2
1.2 Datensammlung zur Ableitung und Erprobung des Bewertungsmodells	3
1.2.1 Das sächsische Untersuchungsprogramm	3
1.2.1.1 Untersuchungsgebiet.....	3
1.2.1.2 Auswahl der Untersuchungsstellen	4
1.2.1.3 Probenahme in sächsischen Gewässern.....	7
1.2.1.4 Aufarbeitung der Proben.....	7
1.2.1.5 Physikalisch-chemische Untersuchungen	8
1.2.2 Daten anderer Bundesländer	9
1.3 Ergebnisse.....	10
1.3.1 Gesamtdatensatz – Allgemeines.....	10
1.3.2 Substratverteilung und physikalisch-chemische Untersuchungen, Charakterisierung der sächsischen Messstellen.....	11
1.3.3 Typisierung – Einordnung der norddeutschen löss-lehmgeprägten Fließgewässer in die Diatomeentypologie.....	15
1.3.3.1 Korrespondenzanalysen	19
1.3.3.2 Arteninventare und Arthäufigkeiten	25
1.3.3.2.1 Charakteristik der Gesellschaften der löss-lehmgeprägten Fließgewässer der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflands.....	25
1.3.3.2.2 Abgrenzung der löss-lehmgeprägten Gewässer vom Diatomeentyp 12.....	29
1.3.3.2.3 Abgrenzung löss-lehmgeprägter Fließgewässer von den Diatomeentypen 1, 3 und 9...	31
1.3.3.2.4 Zur Möglichkeit einer Subtypisierung der löss-lehmgeprägten Fließgewässer	32
1.3.3.3 Zur typologischen Stellung der kleinen Flüsse mit löss-lehmgeprägten Einzugsgebieten im Norddeutschen Tiefland	34
1.3.4 Bewertung von löss-lehmgeprägten Fließgewässern.....	34
1.3.4.1 Modul „Artenzusammensetzung und Abundanz“	34
1.3.4.2 Modul „Trophie-Index“	36
1.3.4.3 Module „Halobienindex“ und „Versauerungsindex“	38
1.3.4.4 Kriterien der Nichtbewertbarkeit	39
1.3.4.5 Notwendigkeit der Einzelmodulbewertung.....	41
1.3.4.6 Bewertung der Gewässerstellen.....	41
1.4 Zusammenfassung	44
1.5 Literaturverzeichnis	47

2	Regionale Methoden Anpassungen zur Bewertung aquatischer Makrophyten in Fließgewässern.....	49
	(Jürgen Wolf)	
2.1	Einleitung.....	49
2.2	Revision und regionale Anpassung der Indikationsliste.....	50
2.2.1	Vorbemerkungen	50
2.2.2	Vorgehensweise	51
2.2.3	Ergebnisse.....	54
2.3	Vergleich alternativer Bewertungsverfahren	56
2.3.1	Auswahl und Kurzvorstellung der Verfahren.....	56
2.3.2	Vorarbeiten und Vornahme der Bewertungen	59
2.3.3	Ergebnisse.....	62
2.3.3.1	Formale Bewertung	62
2.3.3.2	Plausibilisierung der Bewertungen	62
2.3.4	Diskussion	68
2.4	Zusammenfassung	71
2.5	Literaturverzeichnis	74
Anhang		76

Inhalt und Problemstellung

Ein zentrales Umweltziel der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EUROPÄISCHE KOMMISSION 2000) ist das Erreichen des „guten ökologischen Zustands“ der Oberflächengewässer bis zum Jahr 2015. Die Überwachung des Zustands erfolgt mittels nationaler Bewertungsmethoden, welche deutlich nach biologischen Kriterien ausgerichtet sind.

Die Erfassung des ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer „Flüsse“ erfolgt mit Hilfe der Komponenten Gewässerflora (Makrophyten, benthische Diatomeen, sonstiges Phytobenthos, Phytoplankton) und Gewässerfauna (benthische Wirbellose, Fische). Nach Anhang V der WRRL soll der ökologische Zustand der Gewässer in Bezug auf die Gewässerflora anhand der Artenzusammensetzung und Abundanz und ihrer Abweichung von so genannten Referenzbiozönosen („Abwesenheit störender Einflüsse“) der jeweils zur Bewertung heranzuziehenden Organismengruppe ermittelt werden.

Dafür notwendige Bewertungsverfahren mussten entwickelt bzw. bereits vorhandene Verfahren gewässertypspezifisch auf die Anforderungen angepasst werden. Als Grundlage wurde im nationalen Rahmen im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) eine Typologie für die in der Bundesrepublik Deutschland vorkommenden Fließgewässer ausgearbeitet (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2006). Darauf aufbauend wurde speziell für die Bewertung der substratgebundenen Flora – Makrophyten & Phytobenthos – in Fließgewässern vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (heute: Bayerisches Landesamt für Umwelt) im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) das nationale Bewertungsverfahren PHYLIB (Phytobenthos und Makrophyten für ein Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren) entwickelt (SCHAUMBURG et al. 2004, 2005, 2006).

Für den Freistaat Sachsen bestand nun die Aufgabe, diese neuen Verfahren zu testen, insbesondere ob sie den regionalspezifischen naturräumlichen und standörtlichen Gegebenheiten Rechnung tragen und auf der Basis resultierender Vergesellschaftungen von Arten/Taxa zu plausiblen Bewertungsergebnissen führen. In den Jahren 2005 und 2006 ist eine regionalorientierte Methodenkritik für Fließgewässer in Sachsen durchgeführt und teilweise erheblicher Anpassungsbedarf aufgezeigt worden (KROKER & WOLF 2007).

Zwei Schwerpunkte nachfolgender Arbeiten sollen in dieser Publikation vorgestellt werden.

Löss-lehmgeprägte Fließgewässer außerhalb der Ökoregion Mittelgebirge sind bislang mit der Teilkomponente Diatomeen nach dem PHYLIB-Verfahren nicht zu bewerten. Unter Berücksichtigung der deutschlandweiten Verbreitung des Gewässertyps „LAWA Typ 18“ wurde ein Bewertungsmodell entwickelt.

Bezüglich der Bewertung der Komponente Makrophyten stand die Beachtung regionaler Gesichtspunkte im Vordergrund. Dies betraf sowohl die Revision der Indikationsliste, als auch die Prüfung alternativer Bewertungsverfahren.

1 Ableitung eines diatomeenbasierten Bewertungsmodells für löss-lehmgeprägte Fließgewässer

1.1 Einleitung

Gegenwärtig ist es nicht möglich, im Tiefland gelegene löss-lehmgeprägte Gewässer auf der Basis der Diatomeentypologie nach PHYLIB einzuordnen und zu bewerten. Der LAWA-Typ 18 (Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche) bleibt in den Bestimmungsschlüsseln zur Typfindung (SCHAUMBURG et al. 2006) unberücksichtigt. Typen wie feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche (LAWA-Typ 6) oder sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse (LAWA-Typ 15), die eingeordnet und bewertbar sind, kommen dem gesuchten Diatomeentyp nach Verbreitung und Substrat zwar nahe, unterscheiden sich aber hinsichtlich Höhenlage (Ökoregion Mittelgebirge) bzw. Gewässergröße (Einzugsgebiet > 100 km²). Der LAWA-Typ 15 schließt zudem Lössregionen bei der Bewertung ausdrücklich nicht ein („excl. Lössregion“). So ist eine Vereinigung mit einem der genannten Typen bisher ausgeschlossen.

Lössstandorte sind in Sachsen verbreitet. Besonders im Hügelland („Sächsisches Lössgefilde“) finden sich zum Teil mächtige Lössablagerungen. Bei der Typisierung der Gewässer dieser Region tritt ein weiteres Problem auf, worauf im Rahmen der Methodenkritik des PHYLIB-Verfahrens bereits hingewiesen wurde (KROKER & WOLF 2007, S. 43). Aufgrund des definierten Überganges zwischen den Ökoregionen Mittelgebirge und Tiefland, der nach SCHMEDTJE et al. (2001) bei 200 m ü. NN liegt, ist im Hügelland die Zuordnung der löss-lehmgeprägten Fließgewässer zu keinem der in Frage kommenden Gewässertypen (LAWA-Typ 6 oder 18) gut begründet, da man weitgehend homogene Naturräume durch abstrakte Vorgaben in einen Mittelgebirgs- und einen Tieflandbereich zerteilt. Eine pragmatische Sichtweise legt nahe, den gesamten, im Gegensatz zur Ökoregion ungleich feiner aufgelösten Naturraum einheitlich zu behandeln und das Lösssubstrat als ausschlaggebend für die Diatomeenbesiedlung und damit biozönotische Typisierung anzusehen – in diesem Fall über ökoregionale Grenzen hinweg.

Grundsätzlich ist PHYLIB ein deutsches Verfahren zur Gewinnung, Analyse und Bewertung von Diatomeen im Aufwuchs von Fließgewässern (SCHAUMBURG et al. 2006). Das Projekt hat daher das Ziel, unter Berücksichtigung der deutschlandweiten Verbreitung löss-lehmgeprägter Tieflandbäche die Lücke bei deren Bewertung zu schließen und somit das bestehende PHYLIB-Verfahren zu ergänzen. Mit dieser Aufgabe wurde Dr. Gabriele Hofmann (Schlossborn-Glashütten) beauftragt, die bereits in der Vergangenheit maßgeblich im PHYLIB-Projekt für die Entwicklung der diatomeenbasierten Bewertungsmodelle tätig war. Im Einzelnen sind darin die Erweiterung der bestehenden PHYLIB (= biozönotischen) Typologie, das Ausweisen von (typspezifischen) Referenzarten, das Festlegen von Grenzwerten für ökologische Zustandsklassen sowie die Anwendung von Zusatzkriterien und Kriterien der Bewertbarkeit zu sehen. Voraussetzung ist die Untersuchung möglichst ungestörter, als Referenzstandorte geeigneter Fließgewässerabschnitte. Sind diese nicht vorhanden, muss von den besten verfügbaren Standorten ausgegangen werden. Spezielle Naturraumverhältnisse in den einzelnen Bundesländern finden sich in der verwendeten gemeinsamen

Datenmenge nur bedingt (in Form von Subtypen) wieder. Für deren zuverlässige Abgrenzung in weiteren Untersuchungen wäre ein abgestimmtes methodisches Vorgehen notwendig, das die Homogenität des Datensatzes hinsichtlich Probenahme und Charakterisierung der Messstellen sowie Umfang und Zusammenstellung der Analysen sicherstellt.

1.2 Datensammlung zur Ableitung und Erprobung des Bewertungsmodells

Datenbasis für die Ableitung des Bewertungsmodells sind neben den Ergebnissen des sächsischen Untersuchungsprogramms (Abschnitt 1.1.1) Diatomeendaten aus den Monitoring-Programmen der Bundesländer (Abschnitt 1.1.2).

1.2.1 Das sächsische Untersuchungsprogramm

1.2.1.1 Untersuchungsgebiet

Für die Untersuchung der Diatomeen der sächsischen löss-lehmgeprägten Fließgewässer beschränkte sich das Untersuchungsgebiet auf das sächsische Hügelland. Es prägt einen Großteil Sachsens und bildet einen großräumigen Übergang zwischen der Ökoregion Norddeutsches Tiefland und der Ökoregion Mittelgebirge. Das eigentliche Untersuchungsgebiet umfasst die Lössrandstufe im südlichen Teil des Nordsächsischen Platten- und Hügellandes sowie die Lössgebiete des Mittelsächsischen Lösshügellandes und des Mulde-Lösshügellandes.

Das Mittelsächsische Lösshügelland stellt das Kerngebiet der Lössverbreitung Sachsens dar und umfasst die zentralen Lössablagerungsgebiete westlich der Elbe (BASTIAN 2007, SAGE 2007). In Nord-Südausrichtung erreicht dieser zentrale Lössstreifen eine Breite von 5 bis 20 km mit Höhenlagen zwischen 100 und 300 m ü. NN. Die dominierende oberste Schicht wird von Lösssedimenten der Weichsel-Kaltzeit gebildet, die nahezu durchgängig als eine mehrere Meter mächtige Schicht abgelagert wurde und stellenweise an Talhängen und Reliefschwellen bis zu 20 m Mächtigkeit erreicht. Diese Lösssedimente der Weichsel-Kaltzeit bilden keine einheitliche Schicht, sondern bestehen aus verschiedenen Lössablagerungen, die in klimatisch unterschiedlichen Phasen nacheinander herangeweht und abgelagert wurden. Die älteste Ablagerung aus dem Weichsel-Frühglazial weist zum Beispiel nur einen Kalkgehalt zwischen 0 und maximal 3 % auf. Sie wird überlagert von einem in der Regel entkalkten Verwitterungshorizont. Die darüber liegende Lössschicht aus dem Weichsel-Hochglazial mit einer Mächtigkeit bis zu 7 m hat dagegen einen Kalkgehalt zwischen 8 und 10 %, überlagert von einer 0,5 bis 2,5 m völlig oder fast völlig entkalkten Lössschicht (SAGE 2007). Die Mittelsächsische Lösshügellandschaft wird heute intensiv für den Obst- und Gemüseanbau genutzt. Waldreste sind fast ausschließlich an den Talhängen der Flüsse (Freiberger und Zwickauer Mulde) zu finden. Die jährlichen Niederschläge liegen ungefähr zwischen weniger als 600 und mehr als 700 mm bei einer mittleren Temperatur zwischen 8,3 – 8,8 °C (HAASE 1995).

Das südlich gelegene Mulde-Lösshügelland erreicht Höhenlagen bis ca. 380 m über NN und ist geprägt von äolischen Lösssedimenten, die flachwellige bis hügelige Plateauflächen (mit bis zu 120

m tiefen Taleinschnitten) bedecken. Diese Lösssedimente bilden eine 2 bis 5 Meter dicke Schicht, die an Hängen und Talflanken in Leelage bis zu 10 Meter mächtig sein kann. Die klimatischen Bedingungen im Mulde-Lösshügelland werden von der Erzgebirgsscholle bestimmt. Von Nord-nordwest nach Südsüdost nehmen die jährlichen durchschnittlichen Niederschläge aufgrund des Staueffekts am Erzgebirge von 700 mm bis über 800 mm zu (HAASE & BERNHARDT 1995). Die mittleren Jahrestemperaturen liegen zwischen 7,8 °C und 8,3 °C.

1.2.1.2 Auswahl der Untersuchungsstellen

Das geplante Untersuchungsgebiet im Sächsischen Hügelland wurde in einem ArcView-Projekt unter Nutzung des digitalen Kartenwerkes der Geologischen Karte der eiszeitlich bedeckten Gebiete von Sachsen 1 : 50 000 (GK50) im Hinblick auf die Lössverbreitung und -mächtigkeit im Umfeld der Fließgewässer analysiert. Damit wurde eine erste Vorauswahl von 40 potenziell geeigneten löss-lehmgeprägten Fließgewässern mit 70 Untersuchungsstellen getroffen. Diese wurden im Frühjahr 2007 im Gelände überprüft und dabei an möglichst wenig beeinträchtigten Abschnitten 30 karbonatreiche löss-lehmgeprägte Fließgewässer an 42 Probenahmestellen beprobt und analysiert. Eine der 42 Probestellen befindet sich im Übergangsbereich der Naturräume Nordsächsisches Platten- und Hügelland zum Mittelsächsischen Hügelland, 27 Stellen im Mittelsächsischen Lösshügelland und 14 Stellen im Mulde-Lösshügelland (siehe Abbildung 1 und Tabelle 1). Alle Untersuchungsstellen liegen in der geografischen Höhenlage zwischen ca. 160 und 300 m ü. NN. Beprobt wurden also sowohl Gewässer des LAWA-Typs 18 (< 200m) als auch des LAWA-Typs 6 (>200m).

Nachdem die Frühjahrsanalysen vorlagen, wurden 20 Stellen an 18 Bächen für eine sommerliche und herbstliche Probenahme ausgewählt. Dafür wurden als maßgeblich angesehen: geringste Saprobie- und Trophiewerte, keine erhöhten Halobienindices (HI > 15), kein ausgeprägtes Vorkommen planktischer Diatomeen und ein geringer Anteil aerischer (austrocknungsresistenter) Diatomeen. Der Vor-Ort-Eindruck eines möglichst muldenförmigen, mäßig in das Gelände eingeschnittenen Querprofils, dominant anstehendes bindiges Feinsediment und somit naturnahe Strukturen sind ebenso als wesentliche Entscheidungskriterien zu nennen (beispielhaft in Abbildung 2), wie auch die Übereinstimmung wichtiger Vor-Ort-Parameter (Leitfähigkeit, Gesamthärte und Karbonathärte nach Merckoquant®) mit den Angaben der entsprechenden Steckbriefe für die LAWA-Typen 6 und 18 (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2006).

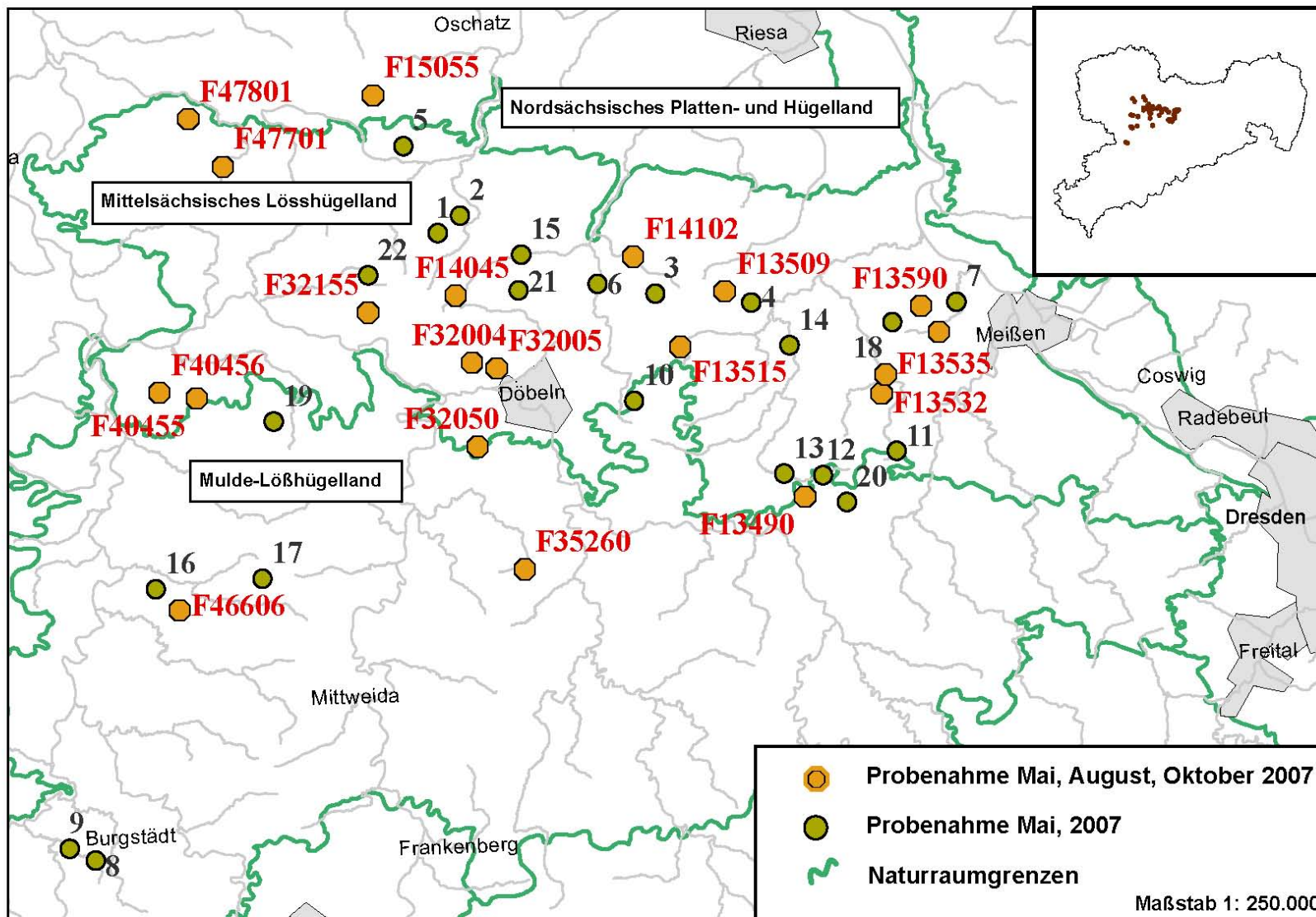


Abbildung 1: Lage der sächsischen Untersuchungsstellen an löss-lehmgeprägten Fließgewässern (siehe auch Tabelle 1)

**Tabelle 1: Untersuchungsprogramm 2007: löss-lehmgeprägte Gewässer in Sachsen
(n=42, siehe Abbildung 1)**

Meßstellen- Nummer	Fließgewässer	Probestelle	Probe- nahme- Zeit
F14102	Birmenitzer Dorfbach	südl. Zschochau	Frühjahr, Sommer, Herbst
F13509	Churschützer Bach	westl. Petzschwitz	
F13515	Dreißiger Wasser	südl. Beicha	
F32155	Eulenbach	östl. Altenhof	
F35260	Zufluss zum Eulitzbach	östl. Reichenbach	
F32050	Forchheimer Bach	südl. Forchheim	
F13590	Grutschenbach	Neumohlis	
F13532	Höllbach	südl. Mauna	
F13506	Jahnabach	Kaschka	
F13535	Käbschützer Bach	südl. "Maunaer Mühle"	
F14045	Kleine Jahna	östl. Zaschwitz	
F32004	Klitzschbach	westl. Nöthschütz	
F32005	Klitzschbach	südl. Zscepplitz	
F13490	Lindigtbach	südl. Ilkendorf	
F47701	Mutzschener Wasser	südl. Köllmichen	
F46606	Bach bei Zschauitz	südl. Gröbschütz	
F47801	Zufl. zum Mutzschener Wasser	nördl. Gastewitz	
F15055	Streitbach	westl. "Butterweg"	
F40455	Tiergartenbach	westl. Bockwitz	
F40456	Tiergartenbach	westl. Zschirla	
1	Bielbach	"Archengrund"	Frühjahr
2	Bielbach	nördl. Görlitz	
3	Birmenitzer Dorfbach	südl. Lützschnitz	
4	Churschützer Bach	westl. "Grüntzschmühle"	
5	Gatschfluß	unten ("Zetzschlig")	
6	Jahna	Trebanitz	
7	Jahnabach	westl. "Jahnaberg"	
8	Johannesbach	westl. Göppersdorf	
9	Johannesbach	westl. Burgstädt (F43703)	
10	Präbschützer Jahna	westl. "Gabschmühle"	
11	Käbschützer Bach	östl. Wuhsen	
12	Ketzerbach	Göltzscha	
13	Ketzerbach	südl. Saulitz	
14	Ketzerbach	nördl. "Niedermühle"	
15	Kleine Jahna	westl. Oberlützschera	
16	Bach bei Zschauitz	östl. Gröblitz	
17	NB Aubach II	Oberlauf (südl. Arras)	
18	NB Käbschützer Bach	Tronitz	
19	NB Schanzenbach	südl. Kieselbach ("Wüstung")	
20	Reißigbach	östl. Wendischbora	
21	NB Rittmitz Bach	Rittmitz	
22	Schickelsbach	östl. Naunhof (Arm a. Wollsd.)	

1.2.1.3 Probenahme in sächsischen Gewässern

Zur Beprobung von Fließgewässern wird der Zeitraum Juli bis September bei Niedrigwasserbedingungen als optimal angesehen (SCHAUMBURG et al. 2006). Davon abweichend wurden die 18 ausgewählten Bäche (Tabelle 1 und Abbildung 1) an insgesamt 20 Probestellen sowohl im Sommer als auch im Herbst beprobt, um zusätzlich Sicherheit zu gewinnen. Aufgrund der spezifischen Fragestellung wurde an allen Untersuchungsstellen generell das Lösslehmsubstrat beprobt. Um möglichst wenig Schluff in die Proben einzubringen, sollte man unbedingt darauf achten, den obersten Sedimenthorizont abzuheben, der ein Maximum an Diatomeen enthält. Andere Substrate wie eventuell vorhandene Steine oder Totholz wurden nicht beprobt. Um die verschiedenen Erscheinungsformen der Diatomeen im Gewässer zu erfassen, wurden stellenweise bis zu vier unabhängige (Unter-) Proben entnommen, die nach Maßgabe der Handlungsanweisung eine Mischprobe ergeben würden.



Abbildung 2: Kleine Jahna (links) und Churschützer Bach: Beispiele für naturnahe Strukturen an löss-lehmgeprägten Bächen im Untersuchungsprogramm

Die bis hier erhobenen Daten (42 Stellen aus Frühjahr 2007 sowie 20+20 aus Sommer und Herbst 2007 ($n = 82$)) wurden noch ergänzt durch ältere Daten, die aus Untersuchungen an löss-lehmgeprägten Fließgewässern der LAWA-Typen 6 und 18 der Jahre 2005 und 2006 an der BfUL vorlagen und sich für das Projekt eigneten ($n = 24$). Die Daten wurden aus der Biodatenbank entnommen. Aus Sachsen liegen damit 106 Datensätze zur Diatomeenbesiedlung von löss-lehmgeprägten Fließgewässern vor.

1.2.1.4 Aufarbeitung der Proben

Die Aufarbeitung des Diatomeenmaterials der sächsischen löss-lehmgeprägten Gewässer erfolgte gemäß Handlungsanweisung (SCHAUMBURG et al. 2006). Die Behandlung der Proben mit heißen Säuren war unproblematisch und erforderte keine Besonderheiten. Die Anwendung von Salzsäure zu Beginn der Prozedur kann je nach Kalkgehalt starkes Aufschäumen der Probe hervorrufen. Von daher sollte man nicht zuviel Material einsetzen, wodurch insgesamt die Säuberung der Diatomeenschalen besser gelingt.

1.2.1.5 Physikalisch-chemische Untersuchungen

Begleitend zu den Untersuchungen der Diatomeenbesiedlung wurden physikalisch-chemische Daten erhoben und ausgewertet. Im Zeitraum August bis November 2007 wurden an den ausgewählten Probestellen zeitgleich zur Diatomeenprobenahme sowie weitere 2 mal (in ca. 4-wöchigem Abstand) Wasserproben entnommen und auf die Parameter Ammonium, Nitrit, Nitrat, Gesamtphosphor, Gesamthärte und Karbonathärte untersucht. Zusätzlich wurden vor Ort die Parameter pH-Wert, Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung gemessen.

Für einige Probestellen aus Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen liegen ebenfalls physiko-chemische Angaben vor. Für die Charakterisierung der Untersuchungsstellen anhand der physikalisch-chemischen Parameter wurde die 7-stufige Güteklassifikation des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT 2008) verwendet (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: 7-stufige Güteklassifikation von Fließgewässern anhand der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor; Vergleichswert: 90-Perzentil; Quelle: Umweltbundesamt, Daten der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Stoffname	Einheit	Stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse						
		I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
TN	mg/l	<= 1	<= 1,5	<= 3	<= 6	<= 12	<= 24	> 24
Nitrat-N	mg/l	<= 1	<= 1,5	<= 2,5	<= 5	<= 10	<= 20	> 20
Nitrit-N	mg/l	<= 0,01	<= 0,05	<= 0,1	<= 0,2	<= 0,4	<= 0,8	> 0,8
Ammonium-N	mg/l	<= 0,04	<= 0,1	<= 0,3	<= 0,6	<= 1,2	<= 2,4	> 2,4
TP	mg/l	<= 0,05	<= 0,08	<= 0,15	<= 0,3	<= 0,6	<= 1,2	> 1,2

In der chemischen Gewässergüteklassifikation charakterisiert die Güteklasse I einen Zustand ohne anthropogene Beeinträchtigung. Für Nährstoffe ist die Zielvorgabe z. B. ein Einhalten der Werte der Güteklasse II (mäßige Belastung). Die nachfolgenden Klassenobergrenzen ergeben sich aus der Multiplikation des Zielvorgabewertes mit dem Faktor 2. Die Güteklasse I-II weist i.d.R. den halben Wert der Zielvorgabe auf. Die chemische Gewässergüteklassifikation hat folgende Klassen:

Güteklasse I (dunkelblau): anthropogen unbelastet

Güteklasse I-II (hellblau): sehr geringe Belastung, i. d. R. bis halber Wert der Zielvorgabe

Güteklasse II (grün): mäßige Belastung, Einhaltung der Zielvorgabe

Güteklasse II-III (hellgrün): deutliche Belastung, bis zweifacher Wert der Zielvorgabe

Güteklasse III (gelb): erhöhte Belastung, bis vierfacher Wert der Zielvorgabe

Güteklasse III-IV (orange): hohe Belastung, bis achtfacher Wert der Zielvorgabe

Güteklasse IV (rot): sehr hohe Belastung, mehr als achtfacher Wert der Zielvorgabe

1.2.2 Daten anderer Bundesländer

Zusätzlich zu den in Sachsen erhobenen Diatomeendaten wurden in den Umweltbehörden der Bundesländer Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Thüringen weitere Diatomeen-Daten zu löss-lehmgeprägten Fließgewässern angefragt und dem Landesamt für Umwelt und Geologie (jetzt: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) zur Verfügung gestellt. Die Bundesländer Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, und Schleswig Holstein verfügten über keine Daten zu Gewässern des angefragten Typs (siehe Tabelle 3).

Einschränkend ist zu sagen, dass eine Vergleichbarkeit der Daten der sächsischen Probestellen und der Daten der anderen Bundesländer nicht mit Sicherheit zu gewährleisten ist. In Sachsen wurde im Rahmen dieses Projektes in den Fließgewässern gezielt das Lösslehmsubstrat beprobt, um die typische Diatomeenbesiedlung für diesen Gewässer- und Substrattyp zu erfassen. Es ist davon auszugehen, dass bei den Probenahmen der anderen Bundesländer auch andere Substrate wie Steine und Kies oder Fremdsubstrate beprobt wurden. Es muss geklärt werden, inwiefern dies einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung hat.

Die Diatomeendaten der löss-lehmgeprägten Fließgewässer Sachsens (106 Datensätze) wurden mit den Diatomeendaten der löss-lehmgeprägten Fließgewässer anderer Bundesländer (102 Datensätze) zu einem Gesamtdatensatz vereinigt. Dieser bildete im Folgenden die Grundlage zur Herausarbeitung und Testung der anzugebenden Referenzbedingungen und damit der Erweiterung des PHYLIB-Verfahrens.

Tabelle 3: Diatomeendatensätze löss-lehmgeprägter Fließgewässer, von Umweltbehörden verschiedener Bundesländer zur Verfügung gestellt

Bundesland	Anzahl der Datensätze
Niedersachsen	23
Nordrhein-Westfalen	28
Sachsen	106
Sachsen Anhalt	45
Thüringen	6

1.3 Ergebnisse

1.3.1 Gesamtdatensatz – Allgemeines

Insgesamt wurden 208 Datensätze von 157 Untersuchungsstellen für die Entwicklung des Bewertungsmodells für norddeutsche Lösslehmgewässer gesichtet. Die Gesamtzahl der Diatomeentaxa, die in den Bundesländern Sachsen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Thüringen nachgewiesen wurde, betrug 461. Die Anzahl der in den einzelnen Bundesländern gefundenen Taxa unterscheidet sich dabei erheblich (s. Abbildung 3). In den sächsischen lösslehmgeprägten Fließgewässern wurde die höchste Anzahl von ca. 329 Taxa gefunden. In niedersächsischen Gewässern wurden 229 Taxa, in den Gewässern Nordrhein-Westfalens 203 Taxa, in den Gewässern Sachsen-Anhalts 226 Taxa und in Thüringen 132 Taxa nachgewiesen (siehe Abbildung 3). Ein Grund für die unterschiedlich hohen Artenzahlen ist sicher die stark abweichende Anzahl der vorliegenden Datensätze (vgl. Tabelle 3). Außerdem wurde für einen Teil der sächsischen Untersuchungsstellen die Frühjahrs-, Sommer- und Herbstbesiedlung mit Diatomeen erfasst, wodurch das Artenspektrum vollständiger abgebildet wird als bei einmaliger Probenahme im Sommer.

Im Vergleich dazu wurden die meisten anderen Untersuchungsstellen nur einmal, in der Regel zwischen Juni und September, beprobt. Nur in Niedersachsen wurden einige Untersuchungsstellen zweifach im Sommer und Herbst beprobt. Andere Ursachen können Unterschiede beim untersuchten Substrat sein.

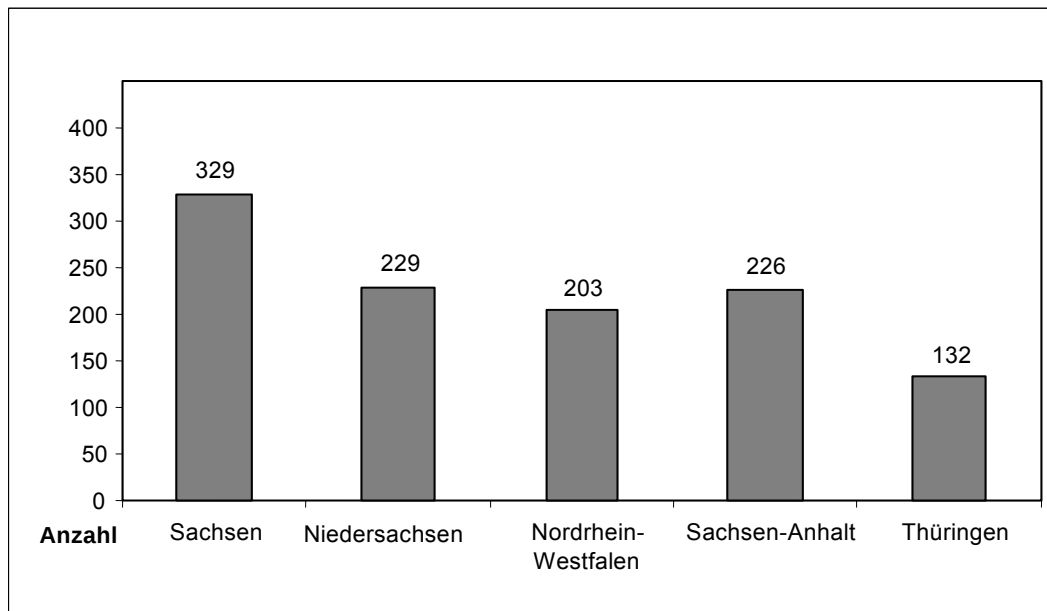


Abbildung 3: Anzahl in den löss-lehmgeprägten Fließgewässern nachgewiesener Diatomeentaxa, aufgetrennt nach Bundesländern

In den sächsischen löss-lehmgeprägten Gewässern des Untersuchungsprogramms treten die vier Diatomeenarten *Achnanthes minutissima*, *Achnanthes lanceolata* ssp. *lanceolata*, *Navicula gregaria* und *Surirella brebissonii* besonders häufig auf. Jede dieser Arten ist in über 60 % der Proben eine der häufigsten 5 vorhandenen Arten. Die anderen sächsischen Probestellen werden von *Navicula gregaria* und *Navicula lanceolata* dominiert, die in 54 % der Proben eine der häufigsten 5 Arten darstellen. An den niedersächsischen Probestellen ist *Achnanthes minutissima* in über 50 % der Proben eine der häufigsten 5 Arten, in Nordrhein-Westfalen *Cocconeis placentula*, *Amphora pediculus* und *Achnanthes minutissima*, in Sachsen-Anhalt *Rhoicosphenia abbreviata* und *Amphora pediculus* und in Thüringen *Navicula gregaria*, *Gomphonema parvulum* und *Navicula minima*. Hier zeigen sich schon deutliche Unterschiede in der Diatomeenbesiedlung der Probestellen der einzelnen Bundesländer.

1.3.2 Substratverteilung und physikalisch-chemische Untersuchungen, Charakterisierung der sächsischen Messstellen

Die Anhänge 1-1a und 1-1b zeigen die Substratverteilung an den sächsischen Probestellen des Untersuchungsprogramms. Die Substrate wurden an einer Probestelle zu unterschiedlichen Jahreszeiten und daher bis zu dreifach erfasst. Dies erklärt die Schwankungsbreite des Prozentanteils der Substrate in der Tabelle. Je nach Probestelle erreichte der Lösslehm einen Anteil zwischen 25 und 100 % des vorhandenen Substrats.

Über die Substratverteilung der Probestellen der anderen Bundesländer, an denen Diatomeenuntersuchungen durchgeführt wurden, liegen nur von Nordrhein-Westfalen einige Angaben vor. Daraus ist ersichtlich, dass nur an drei dieser Untersuchungsstellen Lösslehm das überwiegende Substrat war. An allen anderen Probestellen wurden überwiegend Substrate wie Sand, Kies, Steine oder sogar Kunststoff beprobt. Es geht aus den Angaben allerdings nicht hervor, welches dieser Substrate bevorzugt untersucht wurde, so dass von Mischproben ausgegangen werden darf.

Im Anhang 1-2 sind die Minimum-, Maximum- und 90 %-Perzentilwerte der physikalisch-chemischen Untersuchungen, die an den 20 ausgewählten sächsischen Probestellen der LAWA-Typen 6 und 18 durchgeführt wurden. Die pH-Werte lagen bei allen Untersuchungsstellen im alkalischen Bereich und schwankten zwischen 7,1 und 8,4. Die niedrigsten 90 %-Perzentilwerte von 7,7 wies dabei der Bach bei Zschauitz (F46606) auf, die höchsten 90 %-Perzentil-Werte von 8,3 der Zufluß zum Mutzschener Wasser (F47801) und der Streitbach (F15055). Die Leitfähigkeit erreichte Werte zwischen 391 µS/cm und 1299 µS/cm. Die niedrigsten 90 %-Perzentilwerte von 504 µS/cm traten dabei im Bach bei Zschauitz auf, die höchsten 90 %-Perzentil-Werte von 1266 µS/cm im Grutschenbach (F13590). Bei der Gesamthärte wurden Werte zwischen 9,1 und 37,2 °dH gemessen. Die niedrigsten 90 %-Perzentilwerte von 11,6 °dH wies dabei der Bach bei Zschauitz auf, die höchsten 90 %-Perzentilwerte der Grutschenbach mit 36,8 °dH.

Mit Hilfe der Parameter Ammoniumstickstoff, Nitritstickstoff, Nitratstickstoff und Gesamtphosphor wurde eine GüteEinstufung der Untersuchungsstellen durchgeführt. Grundlage dafür war die Güteklassifizierung von Fließgewässern des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT 2008) die in der Tabelle 2 dargestellt ist. Keine der Untersuchungsstellen konnte als unbelastet oder nur gering belastet eingestuft werden. Nur die Probestelle am Streitbach war als mäßig belastet (Güteklasse II) einzustufen. Vier Untersuchungsstellen waren mindestens für einen der Parameter Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N oder Gesamtphosphor als deutlich belastet Güteklasse II-III und 11 Probestellen als erhöht belastet (Güteklasse III) einzustufen. Ein hohe Belastung Güteklasse III-IV) wiesen 4 Untersuchungsstellen auf (siehe Anhang 1-2).

Aus Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen liegen für weitere 29 Untersuchungsstellen an löss-lehmgeprägten Fließgewässern, an denen Diatomeenuntersuchungen durchgeführt wurden, physikalisch-chemische Daten vor. Diese wurden im Zeitraum 1998 bis 2007 erhoben. Die Minimum-, Maximum- und 90 %-Perzentilwerte sowie ein GüteEinstufung entsprechend der Kriterien des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT 2008) sind im Anhang 1-3 dargestellt.

Im Vergleich zu den im Rahmen des Projektes untersuchten sächsischen Fließgewässern weisen diese Untersuchungsstellen eine deutlich stärkere Belastung auf. Keines dieser Gewässer konnte an den untersuchten Stellen als unbelastet, gering belastet oder mäßig belastet eingestuft werden. Zwei der Probestellen waren dagegen als deutlich belastet, neun Untersuchungsstellen als erhöht belastet, acht Untersuchungsstellen als hoch belastet und 10 Untersuchungsstellen als sehr hoch belastet einzustufen für mindestens einen der Parameter Ammonium-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff oder Gesamtphosphor.

Die 25 Probestellen aus Nordrhein-Westfalen können nur eingeschränkt mit der Güteklassifizierung des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT 2008) bewertet werden, da von den untersuchten Parametern keine 90 %-Perzentilwerte, sondern nur Mittelwerte vorliegen. Eine Probestelle wird als gering belastet, 3 Probestellen als mäßig belastet, 9 Probestellen als deutlich belastet, 8 Probestellen als erhöht belastet und eine Probestelle als hoch belastet eingestuft.

Die Abbildung 4 zeigt die Prozentanteile der Probestellen in den einzelnen Güteklassen getrennt nach 20 sächsischen Probestellen des Untersuchungsprogramms und 29 Probestellen anderer Bundesländer.

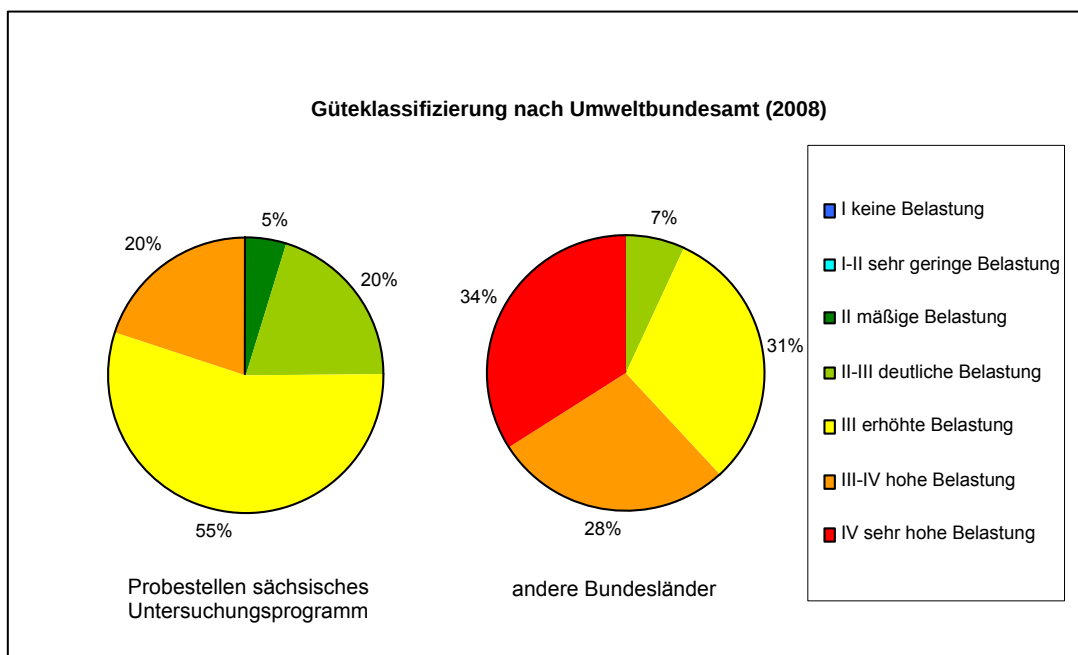


Abbildung 4: Anteil der sächsischen Projekt-Probstellen (n = 20) und Probstellen anderer Bundesländer (n = 29) an den einzelnen Chemiegüteklassen, Worst-Case-Auswertung (vgl. Tabelle 2, UMWELTBUNDESAMT 2008)

Bei der Auswahl der sächsischen Untersuchungsgewässer innerhalb des Projektes wurde versucht, möglichst unbelastete Gewässer zu finden. Allerdings reicht die intensive landwirtschaftliche Nutzung in den von Löss und seinen Derivaten dominierten Regionen Sachsens in vielen Fällen bis in unmittelbare Nähe der Fließgewässer. Aufgrund dessen sind Einflüsse auf die Struktur- und Gewässergüte und damit auf die Besiedlung bei allen untersuchten Fließgewässern nicht auszuschließen, sondern im Gegenteil wahrscheinlich. Dies zeigt sich bereits deutlich in den physikalisch-chemischen Messergebnissen. Während die im Untersuchungsprogramm gefundenen pH-Werte der sächsischen löss-lehmgeprägten Gewässer alle in dem von POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2006) für die Fließgewässer der LAWA-Typen 6 und 18 angegebenen Bereich zwischen 7 und 8,5 liegen, sind die Leitfähigkeitswerte bei ca. 50 % der untersuchten Fließgewässer auffällig erhöht. Sie übersteigen mit Werten bis zu 1299 $\mu\text{S}/\text{cm}$ deutlich die Obergrenze von 750 bzw. 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, die für den Gewässertyp 6 bzw. 18 bei POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2006) angegeben wird. Die gleichen Autoren geben für Gewässer des Typ 6 einen Bereich der Gesamthärte zwischen 10 und 50 $^{\circ}\text{dH}$, für Gewässer des Typs 18 zwischen 14 und 28 $^{\circ}\text{dH}$ an. Nur beim Grutschenbach und beim Zufluss zum Mutzschener Wasser werden die angegebenen Grenzen überschritten.

Es ist unklar, wie stark bei den untersuchten Gewässern die anthropogene Belastung die natürlichen geologischen Faktoren überlagert. Bei nur gering in das umgebende Gelände eingeschnittenen Gewässern sind eigentlich niedrige Leitfähigkeiten und Karbonatgehalte zu erwarten, da nach SAGE (2007) die zuoberst abgelagerten Lössschichten bis zu einer Tiefe von 0,5- 2,5 m fast völlig oder ganz entkalkt sind. Auf der anderen Seite können die Gewässer auch mit Grundwasser aus

tiefer liegenden kalkhaltigeren Schichten gespeist werden. Bei tief in das Gelände eingeschnittenen Gewässern ist eventuell zu erwarten, dass Sickerwasser aus tiefer liegenden stark kalkhaltigen oder aber entkalkten Lössschichten die Gewässerchemie beeinflusst. SAGE (2007) hat sächsische Lössprofile untersucht, die z. T. nur wenige km von einigen der sächsischen Projekt-Stellen liegen. So wies der sehr wenig in das Gelände eingeschnittene Streitbach bei der Gesamthärte einen 90 %-Perzentilwert von 19,9 °dH auf und ist damit repräsentativ für den Gewässertyp 18 (POTT-GIESSER & SOMMERHÄUSER 2006). Das Lössprofil des nahe gelegenen Tagebaus Gröppendorf zeigt, dass in diesem Gebiet der Löss zumindest lokal bis zu einer Tiefe von ungefähr 4 m völlig entkalkt ist (SAGE 2007). Ähnlich ist es beim wenig in das Gelände eingeschnittenen Birnenitzer Dorfbach. Die 90 %-Werte der Gesamthärte liegen bei 29,9 °dH. Das nahe gelegene Profil Huthübel zeigt eine völlige Entkalkung des Lösses bis ca. 2 m Bodentiefe. Als Ursache für erhöhte Leitfähigkeits- und Gesamthärtewerte ist daher mit hoher Wahrscheinlichkeit aber auch die intensive Landwirtschaft im Einzugsgebiet fast aller untersuchten Gewässer in Betracht zu ziehen. Die starke Erosion, die in der Umgebung der meisten der untersuchten Gewässer beobachtet werden konnte, Drainagewasser und Einsatz von Dünger führen zu einem massiven Stoffeintrag in die Gewässer. Die gefundenen erhöhten Konzentrationen an Stickstoffverbindungen (Ammonium, Nitrit und Nitrat) und Phosphorverbindungen sind Anzeiger für eine Belastung von Gewässern mit abwasserbedingten organischen Verbindungen oder Eintrag von Düngestoffen aus der Landwirtschaft. Eindeutig zeigt sich die Beeinträchtigung der untersuchten Gewässer vor allem beim Parameter Nitrat-Stickstoff. 95 % der sächsischen Projekt-Untersuchungsstellen müssen als deutlich belastet (Güteklasse II-III) und zum Teil erhöht belastet (Güteklasse III) bis sogar hoch belastet (Güteklasse III-IV) eingestuft werden, entsprechend der Kriterien des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT 2008). Die Ammonium-N und Nitrit-N Belastung ist bei den meisten Probestellen eher gering bis mäßig, was sehr wahrscheinlich auf die gute Sauerstoffversorgung der untersuchten Fließgewässer zurückzuführen ist. So sind beim Ammonium-Stickstoff nur 15 % und beim Nitrit-Stickstoff 30 % der Untersuchungsstellen als deutlich oder erhöht belastet einzustufen (UMWELTBUNDESAMT 2008). Die Gesamtposphorwerte weisen für 50 % der Untersuchungsstellen eine deutliche Belastung aus.

Die vergleichsweise hohen 90 %-Perzentil-Werte der Stickstoffverbindungen und des Gesamtphosphors der zusätzlichen Probestellen aus Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen belegen die starke Beeinträchtigung dieser Gewässerabschnitte. Nach den Kriterien des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT 2008) sind 100 % dieser Stellen in mindestens einem dieser Parameter deutlich oder noch stärker belastet. Neben Beeinträchtigungen aus der Landwirtschaft, wie bei den Untersuchungsstellen im sächsischen Projekt, spielen hier wahrscheinlich auch Einleitungen von Siedlungsentwässerungen und geklärten und ungeklärten Abwässern aus Regenüberläufen und Kläranlagen eine große Rolle. Viele dieser Gewässer sind im Ländermonitoring gezielt unterhalb von Ansiedlungen oder Einläufen von Kläranlagen beprobt worden, was aus den Probestellenbezeichnungen ersichtlich wird.

Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass die Entwicklung eines jeden Bewertungsmodells die Untersuchung unbelasteter Gewässer als so genannte Referenzgewässer voraussetzt. Die Auswahl der hier verwendeten Untersuchungsstellen entsprach allerdings nicht in vollem Umfang den Anforderungen an Referenzgewässer, da bedingt durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung der fruchtbaren Lössgebiete keine unbeeinträchtigten löss-lehmgeprägten Fließgewässer gefunden werden konnten. Alle Untersuchungen wurden an Gewässern durchgeführt, die mehr oder weniger durch benachbarte landwirtschaftliche Nutzung in der Nähe des Gewässers bzw. im Gewässereinzugsgebiet beeinträchtigt werden.

1.3.3 Typisierung – Einordnung der norddeutschen löss-lehmgeprägten Fließgewässer in die Diatomeentypologie

Zur Erweiterung des Bewertungsverfahrens von SCHAUMBURG et al. (2006) war zunächst die grundlegende Frage zu klären, wie die löss-lehmgeprägten Tiefland-Fließgewässer in die bestehende Diatomeentypologie einzuordnen sind (siehe Tabelle 5). So war infolge der unzureichenden Datelage bislang nicht bekannt, ob die benthischen Diatomeengesellschaften der norddeutschen löss-lehmgeprägten Fließgewässer einem bereits bestehenden Typ zugerechnet werden können oder aufgrund spezifischer Gesellschaftsstrukturen einen eigenen Typ darstellen. Zur Klärung dieser grundlegenden typologischen Frage wurde ein Datensatz erstellt, in dem Gewässerstellen der wichtigsten süd-, mittel- und norddeutschen Diatomeentypen im möglichst unbelasteten oder wenig belasteten Zustand enthalten sind (siehe Anhang 1-4). Diese Einschränkung ist erforderlich, da eine typologische Abgrenzung den sehr guten oder guten ökologischen Zustand voraussetzt. Bei der Auswahl der Stellen wurde innerhalb der einzelnen Typen nach dem „best of-Prinzip“ verfahren, als Kriterium wurde der Trophie-Index nach ROTT et al. (1999) zu Grunde gelegt.

Der der Typisierung dienende Datensatz umfasst die Analysen von 121 Proben, die aus verschiedenen Quellen stammen (siehe Tabelle 4). Neben projekteigenen Befunden (sächsisches Untersuchungsprogramm) wurden PHYLIB-Daten von Gewässern in Bayern, Baden-Württemberg, Brandenburg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein und Thüringen verwendet. Zusätzlich wurden Daten aus den Monitoringprogrammen der Länder Baden-Württemberg, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen berücksichtigt.

Tabelle 4: Anzahl der Proben in den verschiedenen Diatomeentypen und Umfang des reduzierten* Datensatzes aus dem Projekt

Typ	Beschreibung	Probenzahl
Diatomeentyp 1	Bäche und kleine Flüsse der Kalkalpen	10
Diatomeentyp 3	Bäche und kleine Flüsse des Jungmoränenlandes und der Auen im Alpenvorland	5
Diatomeentyp 5	Bäche und kleine Flüsse des Buntsandsteins und Grundgebirges (Gneis, Granit, Schiefer) der Mittelgebirge	21
Diatomeentyp 8	Bäche und kleine Flüsse der Löss-, Kreide- und Keuperregionen der Mittelgebirge	21
Diatomeentyp 11	Silikatisch und organisch geprägte Bäche und kleine Flüsse des Norddeutschen Tieflandes	22
Diatomeentyp 12	Karbonatisch geprägte Bäche und kleine Flüsse des Norddeutschen Tieflandes	17
???	Löss-lehmgeprägte Fließgewässer des Projektdatensatzes („best-of“)	25
Summe		121

*) Der „reduzierte“ Datensatz beinhaltet die 25 hinsichtlich des Trophie-Index (TI) besten Datensätze der Bundesländer (Anhang 1-4) und wird hier als Projektdatensatz bezeichnet.

Tabelle 5: Diatomeentypologie für Fließgewässer in Deutschland
(Stand: SCHAUMBURG et al. 2006)

Ausgewählte Gewässerlandschaften und Regionen nach BRIEM (2001)		Diatomeentyp			
		Längszonierung ¹			
		Bach	Kl. Fluss	Gr. Fluss	Strom
Ökoregion 4: Alpen (Höhe > 800 m)					
Fließgewässer der Kalkalpen	K ²	D 1.1	D 1.2		
Ökoregion 9 (und 8): Mittelgebirge und Alpenvorland (Höhe ca. 200-800 m und höher)					
Alpenvorland					
Fließgewässer des Tertiären Hügellandes, der Flusster- rassen und Altmoränen	S	D 2	D 4		
Fließgewässer des Jungmoränenlandes	K	D 3			
Fließgewässer der Auen	K				
Mittelgebirge					
Fließgewässer des Buntsandsteins	S	D 5	D 7		
Fließgewässer des Grundgebirges (Gneis, Granit, Schiefer)	S				
Fließgewässer der Vulkangebiete	S	D 6			
Fließgewässer der Löss-, Kreide- und Keuperregionen	K	D 8.1	D 8.2		
Fließgewässer der Kalkgebiete (Muschelkalk, Jura, Malm, Lias, Dogger, Kalke)	K	D 9.1	D 9.2		
Fließgewässer der Auen (über 300 m Breite)	K			D 10.1	D 10.2
Ökoregion 14: Norddeutsches Tiefland (Höhe < 200 m)					
Silikatisch und organisch geprägte Fließgewässer	S, O	D 11.1	D 11.2		
Karbonatisch geprägte Fließgewässer (excl. Börden)	K	D 12.1	D 12.2	D 13.1	D 13.2
Fließgewässer der Lössregionen	K	?	?		
Fließgewässer der Marschen	S	D 14			
Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	K	D 15			
Seeausflussgeprägte Fließgewässer	K				

¹ Bach = EZG ca. 10-100 km², Kleiner Fluss = EZG ca. 100-1.000 km², Großer Fluss = EZG ca. 1.000-10.000 km², Strom = EZG ca. 10.000 km²;

² O = organisch, S = silikatisch, K = karbonatisch

Zur biozönotischen Einordnung der löss-lehmgeprägten Gewässer aus dem Projekt wurden zwei sich ergänzende Ansätze verfolgt. So wurden sowohl multivariate Verfahren angewendet als auch die Stetigkeiten und Häufigkeiten der Diatomeentaxa in den einzelnen Typen ermittelt.

In Vorbereitung dieser Schritte war es erforderlich, den Datensatz leicht zu modifizieren. So wurden zunächst Analysen eliminiert, in denen der Summenanteil planktischer Arten einen Wert von 5 % überschritt. In einem zweiten Schritt wurden die Taxa auf potenzielle Fehlbestimmungen hin überprüft und gegebenenfalls aggregiert. Weiterhin wurden einige schwer zu differenzierende oder in Hinblick auf die Bewertung nicht relevante Varietäten auf den Artrang zurückgestuft. Der resultierende Datensatz umfasst 442 Taxa, die vorgenommenen taxonomischen Modifikationen sind Tabelle 6 zu entnehmen.

Tabelle 6: Taxonomische Anpassungen zur Vereinheitlichung des Datensatzes

Bestimmung als ...	verändert in ...
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> var. <i>magna</i>	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> var. <i>rostrata</i>	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>
<i>Achnanthes straubiana</i>	<i>Achnanthes minutissima</i>
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	<i>Cocconeis placentula</i>
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	<i>Cocconeis placentula</i>
<i>Cymatopleura solea</i> var. <i>apiculata</i>	<i>Cymatopleura solea</i>
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>minutissimum</i>	<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceoides</i>
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i>	<i>Gomphonema parvulum</i> -Sippen
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>saprophilum</i>	<i>Gomphonema parvulum</i> -Sippen
<i>Navicula bryophila</i> var. <i>aquaeductae</i>	<i>Navicula bryophila</i>
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	<i>Navicula cryptotenella</i>
<i>Navicula salinarum</i> var. <i>rostrata</i>	<i>Navicula salinarum</i>
<i>Navicula schroeterii</i>	<i>Navicula schroeterii</i> var. <i>symmetrica</i>
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i>	<i>Nitzschia palea</i> -Sippen
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>palea</i>	<i>Nitzschia palea</i> -Sippen
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>tenuirostris</i>	<i>Nitzschia palea</i> -Sippen
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i>	<i>Surirella brebissonii</i>
<i>Pinnularia sinistra</i>	<i>Pinnularia subcapitata</i>

Um den Grad der Ähnlichkeit zwischen den Probestellen anhand der Artengemeinschaften zu erarbeiten und zu visualisieren, wurde als statistisches Verfahren die Korrespondenzanalyse gewählt. Diese wurde mit dem Programmpaket Xlstat (Version 2007.5) auf einem Personalcomputer unter Windows XP durchgeführt. Das Ziel der Korrespondenzanalyse ist es, einen größtmöglichen Teil der Gesamtträgheit (Variabilität) auf der ersten Faktorachse (F1) darzustellen, ein Maximum der Restträgheit auf der zweiten Achse (F2) und so weiter bis zu letzten Dimension. Der Prozentsatz der Trägheit, der jeder der betroffenen Achsen zugeordnet wird, und der kumulierte Prozentsatz der Trägheit des Diagramms werden in der Beschriftung angezeigt. Die zwei ersten Eigenwerte (F1

und F2) erfassen dabei die höchsten prozentualen Anteile der gesamten Variabilität der Daten. Die Dimensionalität des Datensatzes reduziert sich somit auf die zwei darzustellenden Achsen, die restliche Varianz wird nicht abgebildet.

Das Ergebnis einer Korrespondenzanalyse ist eine Abbildung (Streudiagramm), in dem Objekte (Taxa) und deren Beobachtungen (Probestellen) gemeinsam oder wie hier nur einer der beiden als Punkte auf einer Ebene dargestellt sind. Die Distanzen zwischen den Objekten geben deren Unähnlichkeit wieder, gleiches gilt für die Distanzen zwischen den Beobachtungen. Je näher also zwei Objekte (Taxa) bzw. wie hier Beobachtungen (Probestellen) beieinander liegen, desto ähnlicher sind sie. Zur Darstellung wurden Streudiagramme ausgewählt, die eine Verteilung der Probestellen auf der Basis ihrer Diatomeengesellschaften zeigen.

1.3.3.1 Korrespondenzanalysen

Wie aus Abbildung 5 ersichtlich wird, erbringt die Korrespondenzanalyse der wichtigsten Diatomeentypen (siehe Abschnitt 3.3) eine scharfe Trennung der silikatisch/organisch geprägten Diatomeentypen (D 5 und D 11) von den karbonatisch geprägten Typen (D 1, D 3, D 8, D 12 und den löss-lehmgeprägten Gewässern aus dem Projekt) und bestätigt die in SCHAUMBURG et al. (2006) vorgenommene Typisierung. So stellt sich der Kalkgehalt neben den Nährstoffen, dem Säurezustand und der Salinität als eine der wichtigsten, die Gesellschaftsstrukturen bestimmende stoffliche Größe dar. Bemerkenswert ist die extrem weite Streuung innerhalb des Diatomeentyps 11 (organisch und silikatisch geprägte Bäche und kleinen Flüsse Norddeutschlands), wohingegen sich die Gesellschaften karbonatischer Gewässer durch eine vergleichsweise geringe Variationsbreite auszeichnen.

Gehen ausschließlich die karbonatisch geprägten Diatomeentypen in die Analyse ein (siehe Abbildung 6), stellen sich die Gewässerstellen der Alpen und des Alpenvorlandes (Diatomeentyp 1 und 3) einerseits sowie Typ D 12 des Norddeutschen Tieflandes andererseits getrennt dar. Dabei sind leichte Überschneidungen mit den löss-lehmgeprägten Fließgewässern der Mittelgebirge (D 8) und denen aus dem Projektdatensatz zu beobachten. Dennoch kann die in SCHAUMBURG et al. (2005) vollzogene Einstufung von Typ D 1 und D 3 sowie von Typ D 12 als eigenständige Ausprägungen in Abgrenzung vom Diatomeentyp 8 (8.1 / 8.2) bestätigt werden. Dabei ist zu beachten, dass letzterer neben den löss-lehmgeprägten Gewässern auch Stellen der Keuperregionen enthalten kann.

Das Verhältnis des Diatomeentyps 12 zu den löss-lehmgeprägten Gewässern (D 8 und Projektdatensatz) wird gleichfalls in Abbildung 7 dargestellt, die sich auf die karbonatisch geprägten Gewässer Mittel- und Norddeutschlands beschränkt. Auch hier zeigt sich, dass eine Aggregation des Diatomeentyps 12 mit den löss-lehmgeprägten Gewässern auf der Basis der Korrespondenzanalyse nicht gerechtfertigt ist, es sich vielmehr um zwei voneinander zu trennende Ausprägungen handelt. Demgegenüber weisen die mittel- und norddeutschen löss-lehmgeprägten Fließgewässer eine hohe Ähnlichkeit auf, sodass eine Ausweisung verschiedener Diatomeentypen nicht berechtigt

erscheint – die Aggregation der mitteldeutschen mit den norddeutschen löss-lehmgeprägten Gewässern vielmehr angemessen ist. Dennoch sind innerhalb der löss-lehmgeprägten Fließgewässer Cluster ausgebildet, wie Abbildung 8 zum Ausdruck bringt. Auffällig ist insbesondere die isolierte Stellung der sächsischen und – weniger deutlich ausgeprägt – der nordrhein-westfälischen Gewässerstellen. Acht der neun sächsischen Befunde sind isoliert am unteren rechten Rand der Darstellung zu finden (siehe Abbildung 8 und Tabelle 7).

Tabelle 7: Gewässerstellen mit isolierter Stellung innerhalb der löss-lehmgeprägten Fließgewässer

Bundesland	Gewässer	Messstellen-Nr.	Lage	Datum der Be- probung
Sachsen	Klitzschbach	F32004	westl. Nöthschütz	21.05.2007
Sachsen	NB Aubach II	17	Oberlauf (südlich Arras)	29.05.2007
Sachsen	Reißigbach	20	östl. Wendischbora	29.05.2007
Sachsen	Streitbach	F15055	westl. „Butterweg“	22.08.2007
Sachsen	Rohrgraben	F48501	südl. Wannewitz	08.08.2006
Sachsen	Streitbach	F15055	westl. „Butterweg“	11.10.2007
Sachsen	Streitbach	F15055	westl. „Butterweg“	25.05.2007
Sachsen	Tiergartenbach	F40456	westl. Zschirla	15.05.2007

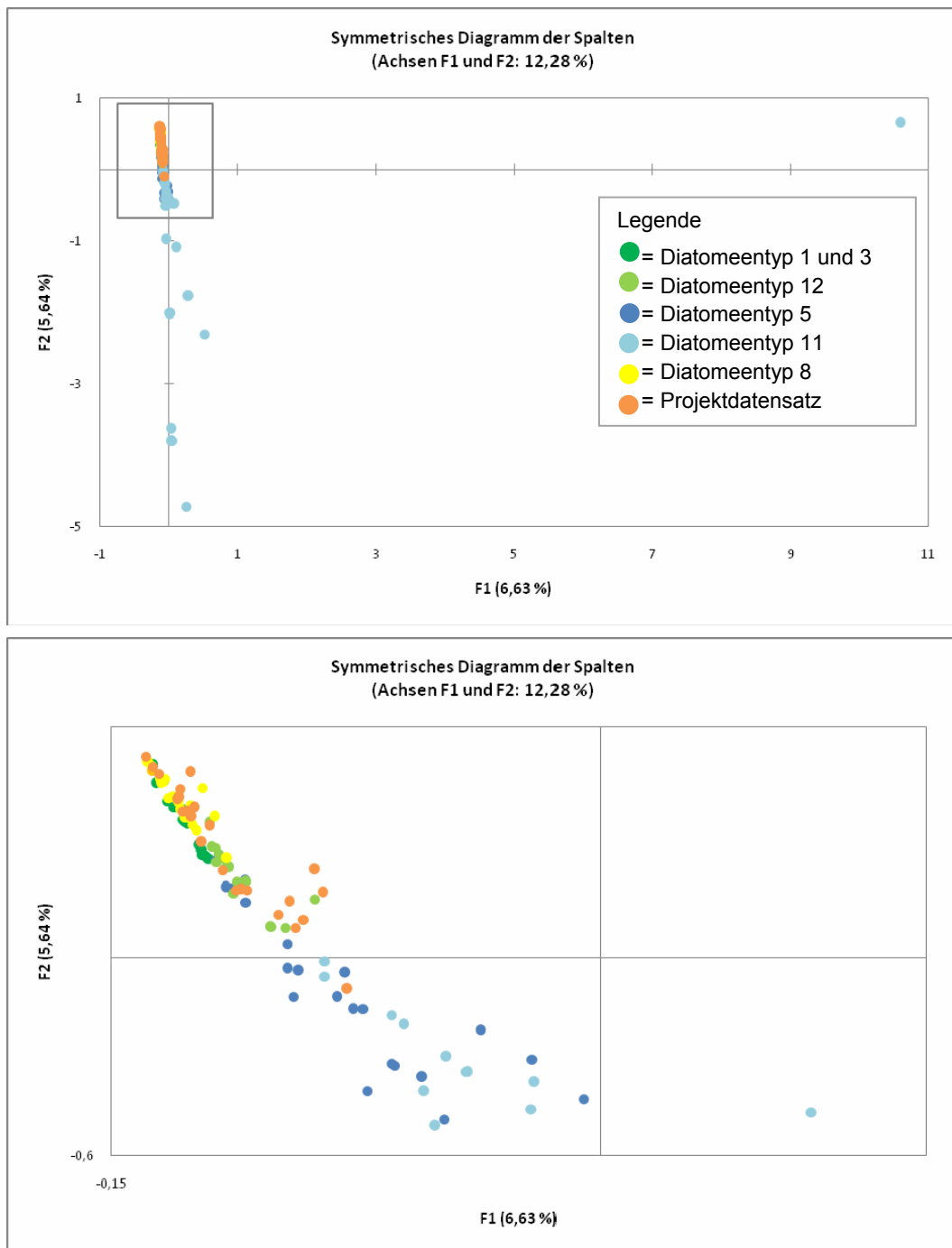


Abbildung 5: Korrespondenzanalyse der silikatisch/organisch und der karbonatisch geprägten Diatomeentypen der Alpen und Voralpen, der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflandes (oben: Gesamtdarstellung, unten: Ausschnittsvergrößerung)

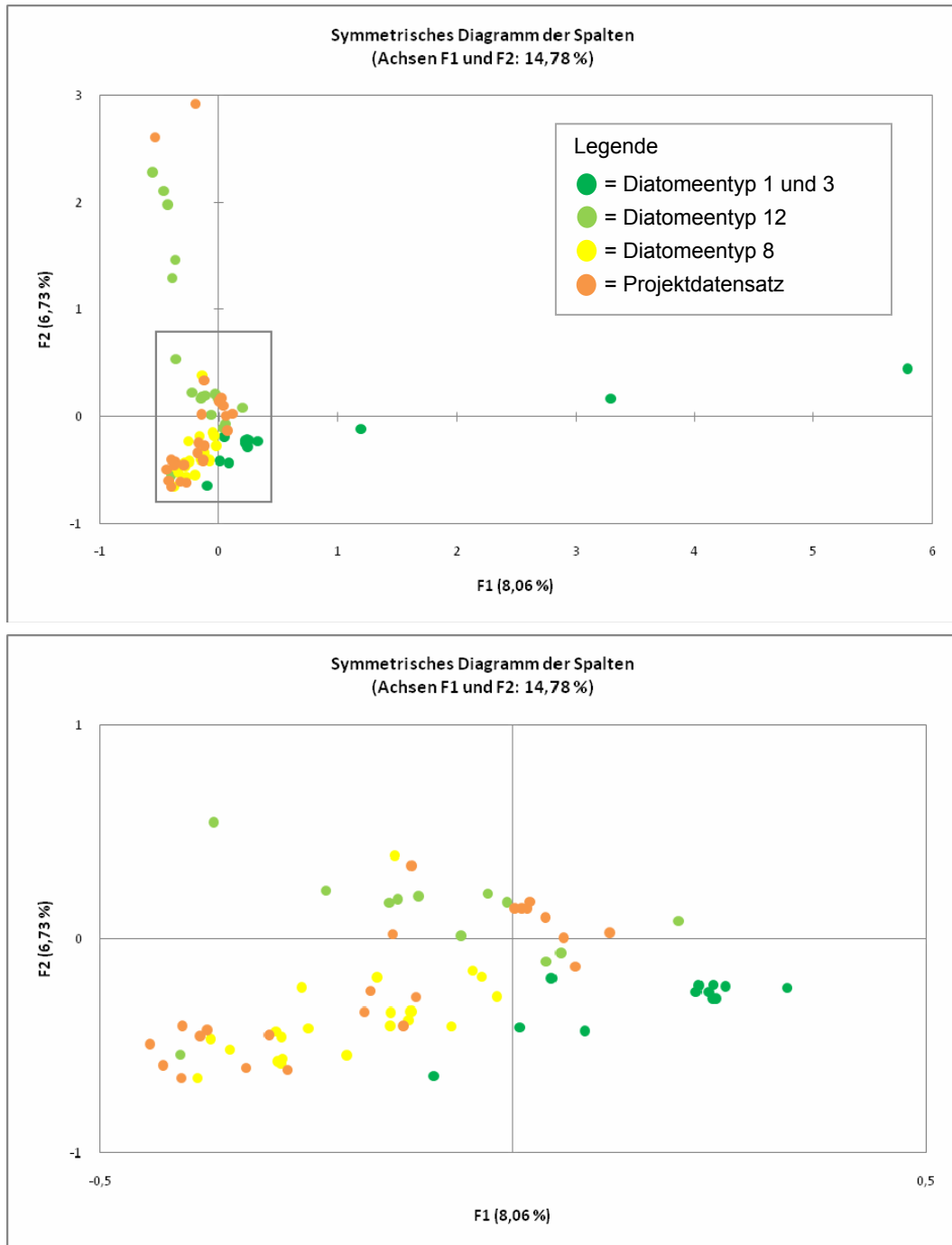


Abbildung 6: Korrespondenzanalyse der karbonatisch geprägten Diatomeentypen der Alpen und Voralpen, der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflandes (oben: Gesamtdarstellung, unten: Ausschnittsvergrößerung)

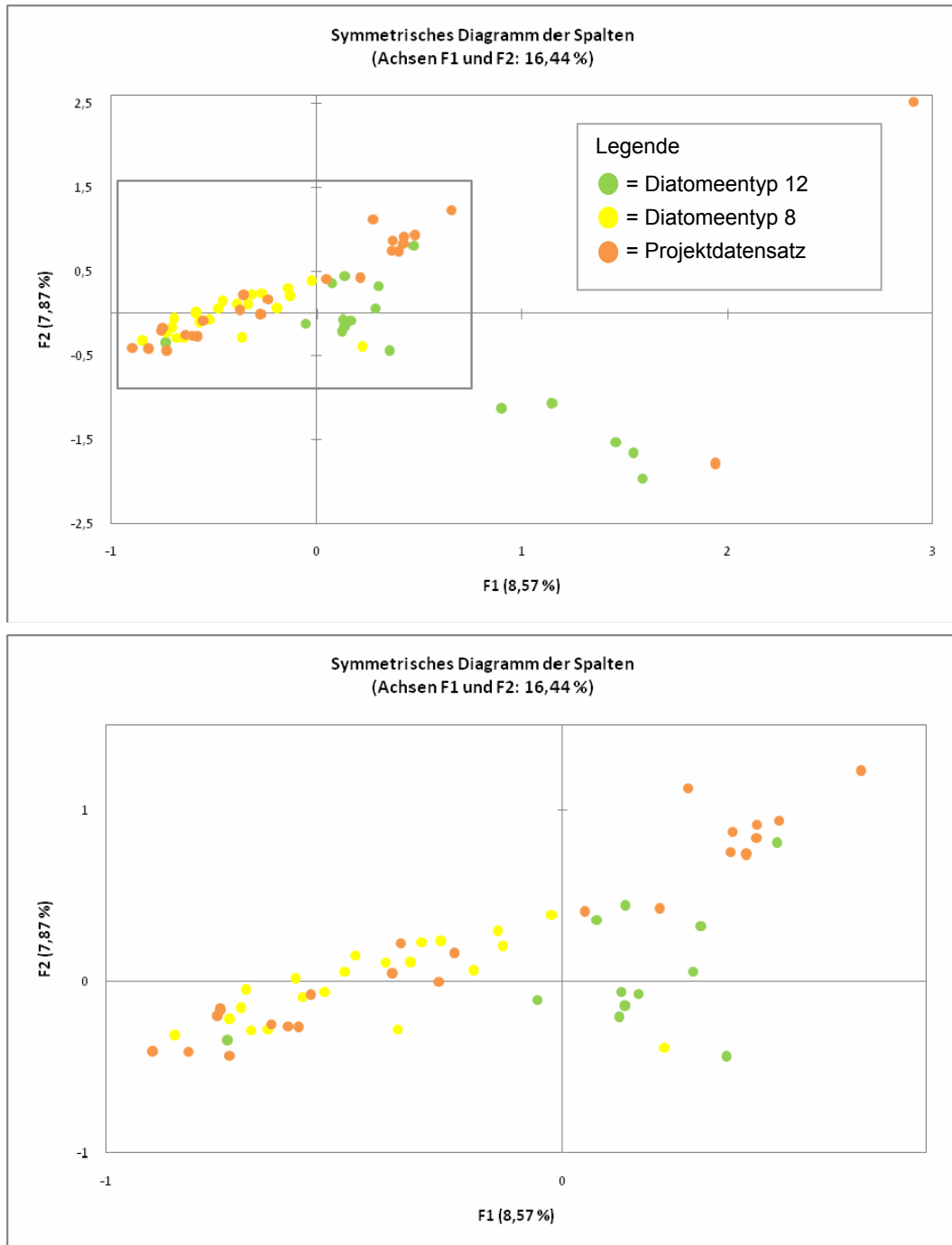


Abbildung 7: Korrespondenzanalyse der Diatomeentypen 8 und 12 sowie der löss-lehmgeprägten Gewässer des Projektdatensatzes (siehe Anhang 1-4)
(oben: Gesamtdarstellung, unten: Ausschnittsvergrößerung)

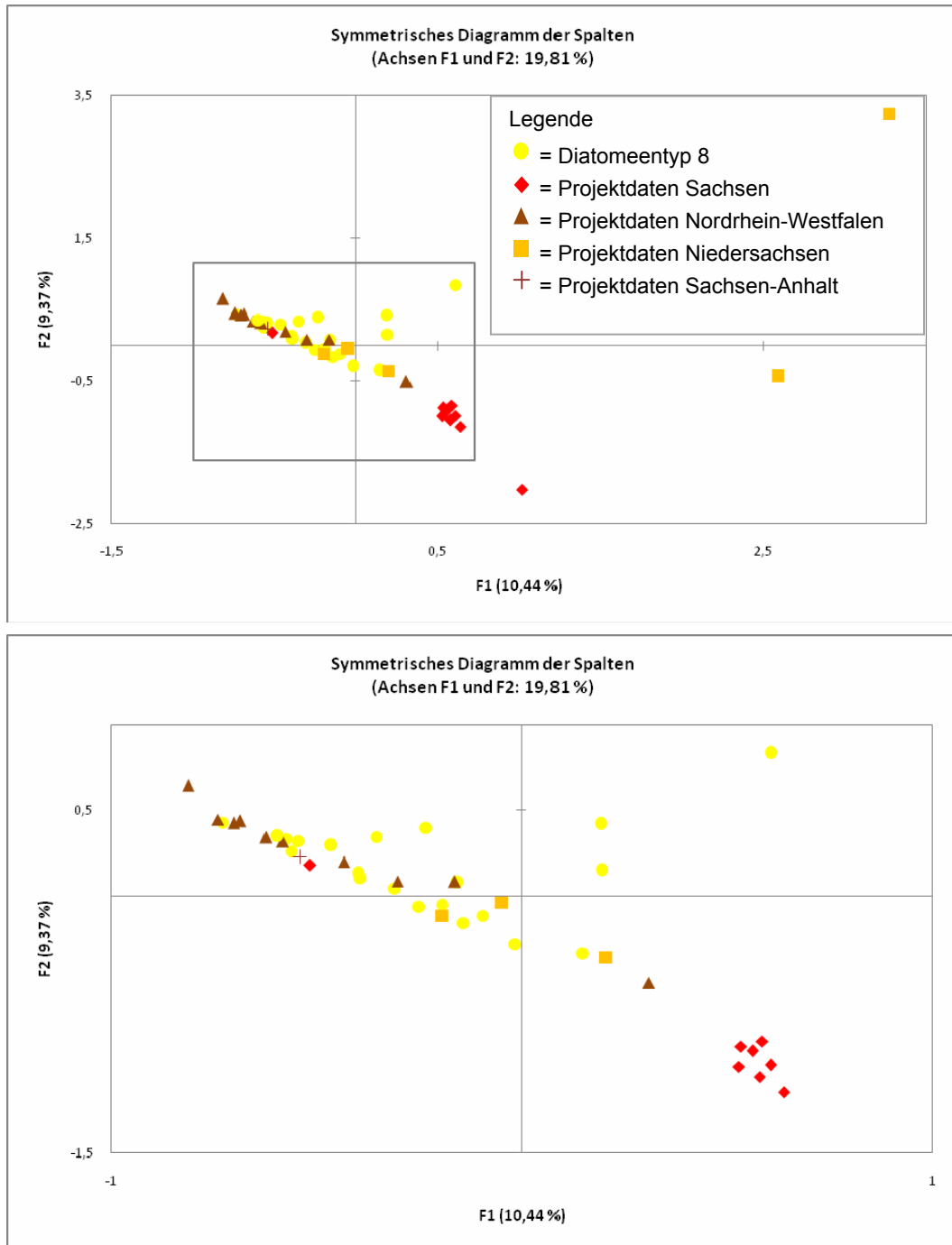


Abbildung 8: Korrespondenzanalyse des Diatomeentyps 8 und der löss-lehmgeprägten Gewässer des Projektdatensatzes (siehe Anhang 1-4)
(oben: Gesamtdarstellung, unten: Ausschnittsvergrößerung)

1.3.3.2 Arteninventare und Arthäufigkeiten

Korrespondenzanalysen bilden das Ausmaß der Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten von Gesellschaften auf anschauliche Weise ab und liefern Informationen zu deren Ursachen. Zur weiteren Beschreibung der Gesellschaftsstrukturen der differenzierten Typen müssen jedoch die Vorkommen der Taxa und deren Häufigkeiten herangezogen werden. Zu diesem Zweck wurden für alle nachgewiesenen Taxa die Vorkommen und Häufigkeiten in den betrachteten sechs Diatomeentypen (D1, D3, D5, D8, D11, D12) sowie im Projektdatensatz ermittelt und tabellarisch dargestellt. Dies ermöglicht den Nachweis jener Arten, die in ihrem Vorkommen auf bestimmte Typen beschränkt sind und/oder hohe Individuendichten zu erreichen vermögen. Eine Darstellung der prägnantesten Taxa findet sich im Anhang 1-5, wobei sowohl Arten, die in ihrem Vorkommen eindeutig auf einen Typ beschränkt sind als auch ubiquitär verbreitete Formen dokumentiert sind. Gekennzeichnet sind ferner die geologische Präferenz (karbonatisch oder silikatisch/organisch) und verschiedene Stufen der mittleren Häufigkeiten, die Rückschlüsse auf die Dominanzstrukturen in den verschiedenen Typen erlauben.

1.3.3.2.1 Charakteristik der Gesellschaften der löss-lehmgeprägten Fließgewässer der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflands

Mit einem Medianwert von 43 (bei einer Spanne von 14 bis 75 nachgewiesenen Taxa im Gesamtdatensatz) sind die Gesellschaften überwiegend als artenreich zu bezeichnen. Zieht man die in PHYLIB ermittelten Taxazahlen zum Vergleich heran (HOFMANN 2005a), entspricht dieser Median dem der Gesellschaften der Ströme der Mittelgebirge (Diatomeentyp 10). In ihrem Artenreichtum werden die Gesellschaften der löss-lehmgeprägten Fließgewässer lediglich von denen der Seeausflüsse (49 Taxa), der Ströme des Norddeutschen Tieflandes (56 Taxa) und der Marschgewässer (77 Taxa) übertroffen.

In Tabelle 8 sind ergänzend die Taxazahlen aufgeführt, die sich anhand des Datensatzes ergeben, der den Korrespondenzanalysen zu Grunde liegt. Im Vergleich zum PHYLIB-Datensatz weist dieser allerdings einen deutlich geringeren Datenumfang auf.

Tabelle 8: Taxazahlen in ausgewählten Diatomeentypen zur Korrespondenzanalyse

Typ	Beschreibung	n	Min.	Max.	Median
D 1.1	Bäche der Kalkalpen	10	14	42	24
D 3	Bäche und kleine Flüsse des Jungmoränenlandes und der Auen im Alpenvorland	5	16	38	27
D 5	Bäche des Buntsandsteins und Grundgebirges im Mittelgebirge	21	8	60	35
D 11	Silikatisch und organisch geprägte Bäche und kleine Flüsse im Norddeutschen Tiefland	22	15	54	32
D 12	Karbonatisch geprägte Bäche und kleine Flüsse im Norddeutschen Tiefland	17	14	63	53
D 8	Bäche und kleine Flüsse der Löss-, Keuper- und Kreideregionen im Mittelgebirge	21	14	59	31
?	Bäche der Lössregionen des Projektdatensatzes (siehe Anhang 1-4)	25	14	52	39

Tabelle 10 gibt einen Überblick über die stetesten und individuenreichsten Taxa der löss-lehmgeprägten Fließgewässer der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflandes. An nahezu allen untersuchten Stellen waren *Achnanthes minutissima*, *A. lanceolata* ssp. *frequentissima*, *Amphora pediculus* und *Navicula gregaria* vertreten. Von diesen bilden *A. minutissima* und *A. pediculus* neben *Cocconeis placentula* gleichzeitig die individuenreichsten Populationen aus. In neun der 208 Proben wurden Massenvorkommen von *A. pediculus* bzw. *C. placentula* verzeichnet (Häufigkeiten über 40 %).

Unter den in löss-lehmgeprägten Gewässern stetesten und häufigsten Taxa findet sich nur eine sehr geringe Zahl trophiesensibler Formen. Es dominieren trophietolerante Diatomeen und Indikatoren hoher trophischer Grade, was in der indizierten Trophie deutlich zum Ausdruck kommt (siehe Tabelle 9). Diese erreicht im Vergleich der in der Korrespondenzanalyse berücksichtigten Typen in den löss-lehmgeprägten Fließgewässern den höchsten Wert (Median = 2,70) und liegt im eupolytrophen Bereich. Nach PHYLIB werden lediglich in den Strömen der Mittelgebirge (Diatomeentyp 10, Median = 2,76) und den Strömen des Norddeutschen Tieflandes (Diatomeentyp 13, Median = 2,81 bzw. 2,89), die im Rahmen der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt wurden, höhere trophische Zustände indiziert (vgl. HOFMANN 2005a).

Tabelle 9: Indizierte Trophie in ausgewählten Diatomeentypen

Typ	Beschreibung	n	Min.	Max.	Median
D 1.1	Bäche der Kalkalpen	10	0,93	1,70	1,26 (oligotroph)
D 3	Bäche und kleine Flüsse des Jungmoränenlandes und der Auen im Mittelgebirge	5	1,89	2,32	2,06 (meso-eutroph)
D 5	Bäche des Buntsandsteins und Grundgebirges im Mittelgebirge	21	0,96	2,34	1,45 (oligo-mesotroph)
D 11	Silikatisch und organisch geprägte Bäche und kleine Flüsse im Norddeutschen Tiefland	22	0,66	1,88	1,29 (oligotroph)
D 12	Karbonatisch geprägte Bäche und kleine Flüsse im Norddeutschen Tiefland	17	1,50	2,63	2,50 (eutroph)
D 8	Bäche und kleine Flüsse der Löss-, Keuper- und Kreideregeonen im Mittelgebirge	21	2,33	2,90	2,68 (eu-polytroph)
?	Bäche der Lössregionen des Projektdatensatzes (siehe Anhang 1-4)	25	2,18	2,83	2,70 (eu-polytroph)

Taxa mit ausschließlichem Vorkommen in löss-lehmgeprägten Gewässern sind im Datensatz zahlreich vertreten. Es handelt sich aber weitgehend um einmalige Funde, die keine gesicherten Aussagen zur Typbindung zulassen. Nur wenige Arten weisen eine, wenn auch geringe Stetigkeit auf, wobei insbesondere *Cylindrotheca gracilis*, *Navicula menisculus* var. *upsaliensis*, *Nitzschia debilis*, *Nitzschia microcephala* und *Nitzschia vermicularis* zu nennen sind. Die höchste Ähnlichkeit der löss-lehmgeprägten Fließgewässer besteht zum Diatomeentyp 12, der sich jedoch anhand spezifischer Merkmale des Arteninventars und einzelner Arthäufigkeiten von diesen deutlich abgrenzt (vergleiche Abschnitt 3.3.2.2).

Tabelle 10: Taxa mit höchsten Stetigkeiten und mittleren Häufigkeiten in löss-lehmgeprägten Fließgewässern (S = Stetigkeit, MH = Mittlere Häufigkeit, DV-Nr. = Datenverarbeitungs-Nummer, LfW 2003)

DV-Nr.	Taxa	S [%]	DV-Nr.	Taxa	MH [%]
6014	Achnanthes minutissima	93,5	6014	Achnanthes minutissima	16,6
6260	Achnanthes lanceolata ssp. frequ.	82,6	6983	Amphora pediculus	16,4
6983	Amphora pediculus	82,6	6021	Cocconeis placentula	14,6
6015	Navicula gregaria	82,6	6224	Rhoicosphenia abbreviata	4,9
6021	Cocconeis placentula	78,3	16127	Achnanthes lanceolata ssp. lanc.	2,7
6224	Rhoicosphenia abbreviata	78,3	6889	Navicula cryptotenella	2,2
16127	Achnanthes lanceolata ssp. lanc.	76,1	6260	Achnanthes lanceolata ssp. frequ.	2,2
6889	Navicula cryptotenella	71,7	6015	Navicula gregaria	1,9
6864	Navicula lanceolata	67,4	6020	Cocconeis pediculus	1,9
6831	Navicula tripunctata	65,2	6065	Cymbella sinuata	1,9

DV-Nr.	Taxa	S [%]	DV-Nr.	Taxa	MH [%]
6065	Cymbella sinuata	60,9	6078	Fragilaria pinnata	1,7
6095	Navicula minima	60,9	6831	Navicula tripunctata	1,5
6867	Gomphonema olivaceum	56,5	6008	Nitzschia dissipata	1,4
6008	Nitzschia dissipata	56,5	6437	Gomphonema pumilum	1,2
16572	Gomphonema parvulum-Sippen	54,3	6026	Meridion circulare	1,2
6693	Surirella brebissonii	52,2	6241	Navicula atomus var. perinitis	1,2
6020	Cocconeis pediculus	47,8	6864	Navicula lanceolata	1,1
6024	Nitzschia linearis	47,8	6428	Gomphonema micropus	1,0
16576	Nitzschia palea-Sippen	47,8	6095	Navicula minima	1,0
6221	Navicula reichardtiana	45,7	6867	Gomphonema olivaceum	0,9
6241	Navicula atomus var. perinitis	43,5	6221	Navicula reichardtiana	0,9
6514	Navicula menisculus var. grunowii	43,5	16572	Gomphonema parvulum-Sippen	0,9
6595	Nitzschia inconspicua	43,5	6984	Achnanthes ploenensis	0,8
6051	Caloneis bacillum	39,1	6595	Nitzschia inconspicua	0,7
6437	Gomphonema pumilum	39,1	6693	Surirella brebissonii	0,7
6898	Cymbella silesiaca	37,0	6024	Nitzschia linearis	0,6
6860	Amphora libyca	34,8	6239	Fragilaria ulna	0,6
6029	Nitzschia recta	34,8	6961	Nitzschia sociabilis	0,6
6026	Meridion circulare	32,6	6103	Navicula radiosa	0,6
6010	Navicula cryptocephala	30,4	6443	Gyrosigma nodiferum	0,6
6896	Navicula subminuscula	30,4	6855	Achnanthes conspicua	0,6
6263	Achnanthes lauenburgiana	28,3	16576	Nitzschia palea-Sippen	0,5
6186	Fragilaria capucina var. vaucher.	28,3	6896	Navicula subminuscula	0,4
6239	Fragilaria ulna	28,3	6209	Diatoma moniliformis	0,4
6890	Navicula veneta	28,3	6051	Caloneis bacillum	0,4
6242	Nitzschia constricta	26,1	6615	Nitzschia tubicola	0,3
6006	Diatoma vulgare	23,9	6263	Achnanthes lauenburgiana	0,3
6078	Fragilaria pinnata	23,9	6029	Nitzschia recta	0,3
6428	Gomphonema micropus	23,9	6898	Cymbella silesiaca	0,3
6025	Nitzschia fonticola	23,9	6139	Achnanthes biasoletiana	0,3
6199	Nitzschia paleacea	23,9	6041	Gyrosigma attenuatum	0,3
6925	Nitzschia pusilla	23,9	6828	Fragilaria construens f. venter	0,3
6961	Nitzschia sociabilis	23,9	6199	Nitzschia paleacea	0,3
6079	Frustulia vulgaris	21,7	6039	Nitzschia amphibia	0,2
6005	Melosira varians	21,7	6010	Navicula cryptocephala	0,2
6553	Navicula tenelloides	21,7	6915	Fragilaria famelica	0,2
6615	Nitzschia tubicola	21,7	6196	Nitzschia frustulum	0,2
6131	Stauroneis smithii	21,7	6245	Achnanthes lanceolata ssp. dubia	0,2

1.3.3.2.2 Abgrenzung der löss-lehmgeprägten Gewässer vom Diatomeentyp 12

Obgleich Gemeinsamkeiten im Arteninventar und den Arthäufigkeiten existieren, weisen die Diatomeengesellschaften der löss-lehmgeprägten Fließgewässer der Mittelgebirge (Diatomeentyp 8) und die des Projektdatensatzes im Vergleich zum Diatomeentyp 12 eine Reihe prägnanter Unterschiede auf, die eine Trennung in verschiedene Typen rechtfertigen. Eine hohe Übereinstimmung besteht in der Zusammensetzung der dominanten Taxa (*Achnanthes minutissima*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula*), wohingegen sich die Inventare der subdominanten Taxa und der Begleitarten deutlich unterscheiden (siehe Tabelle 11). Dies ist primär auf die abweichenden Substratverhältnisse in den beiden Gewässertypen zurückzuführen. Während im überwiegend sand- und kiesgeprägten Diatomeentyp 12 kleinschalige, dem Substrat mit hoher Adhäsion anhaftende Vertreter der Gattung *Achnanthes* sowie kettenbildende *Fragilarien* vorherrschen, sind die Gesellschaften der löss-lehmgeprägten Fließgewässer durch eigenbewegliche Arten der Gattungen *Nitzschia*, *Navicula* und *Gyrosigma* charakterisiert. Obgleich *Navicula*-Arten auch im Diatomeentyp 12 in hoher Diversität vertreten sind, vermögen sie in den löss-lehmgeprägten Gewässern deutlich höhere Gesellschaftsanteile zu erreichen. Gleiches gilt für verschiedene *Gomphonema*-Arten, die im Unterschied zu den vorgenannten Gattungen jedoch mit dem Substrat verbunden sind und frei in den Wasserkörper hineinragen. Bemerkenswert sind die vereinzelt Vorkommen von Vertretern der Gattung *Eunotia* und *Pinnularia*, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in silikatisch geprägten Gewässern aufweisen, z. B. *Eunotia botuliformis*, *E. exigua*, *Pinnularia schoenfelderii*. An 15 in Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Sachsen gelegenen Stellen wurden Summenhäufigkeiten zwischen 1 % und 5,5 % verzeichnet. Inwieweit dies als Folge des Einflusses silikatischer Einzugsgebiete zu werten ist, bleibt zu klären.

Tabelle 11: Artvorkommen und Arthäufigkeiten in löss-lehmgeprägten Fließgewässern (D8 und Projekt) im Vergleich zum Diatomeentyp 12

Gelbe Hinterlegung der DV-Nr. (Datenverarbeitungs-Nummer, LfW 2003) = Taxa mit Präferenz für löss-lehmgeprägte Gewässer (Diatomeentyp 8 und Projektdatensatz), graue Hinterlegung der DV-Nr. = Taxa mit Präferenz von Diatomeentyp 12 (= karbonatisch geprägte Bäche und Flüsse des Norddeutschen Tieflandes excl. löss-lehmgeprägte Gewässer); Stetigkeit: orange = Taxa mit auffälligen Verbreitungsschwerpunkten; Mittlere Häufigkeit: gelb = 1 % bis 5 %, grün = 5 % bis 10 %

DV-Nr.	Taxa	Stetigkeit in %			Mittl. Häufigkeit in %		
		D 12	D 8	Projekt	D 12	D 8	Projekt
6139	<i>Achnanthes biasolettiana</i> var. <i>biasolettiana</i>		23,8	4,0		0,6	0,0
16106	<i>Achnanthes biasolettiana</i> var. <i>subatomus</i>		4,8	4,0		0,0	0,0
6180	<i>Achnanthes clevei</i>	41,2	14,3	4,0	0,4	0,2	0,0
6855	<i>Achnanthes conspicua</i>	58,8	4,8	24,0	0,9	0,1	0,9
6701	<i>Achnanthes dau</i>	23,5			0,3		
6248	<i>Achnanthes delicatula</i>	52,9	9,5	8,0	0,6	0,0	0,2
16112	<i>Achnanthes delicatula</i> ssp. <i>engelbrechtii</i>	35,3			0,2		
6986	<i>Achnanthes exigua</i>	11,8			0,1		
16585	<i>Achnanthes grana</i>	35,3			0,2		

DV-Nr.	Taxa	Stetigkeit in %			Mittl. Häufigkeit in %		
		D 12	D 8	Pro- jekt	D 12	D 8	Pro- jekt
6703	Achnanthes kolbei	17,6	4,8		0,2	0,0	
6261	Achnanthes lanceolata ssp. rostrata	76,5	14,3	8,0	1,2	0,2	0,0
6984	Achnanthes ploenensis	35,3	4,8	24,0	0,2	0,1	1,5
6020	Cocconeis pediculus	29,4	61,9	36,0	0,8	1,4	2,2
6898	Cymbella silesiaca	76,5	42,9	32,0	1,0	0,2	0,3
6065	Cymbella sinuata	58,8	85,7	40,0	0,5	2,6	1,2
6949	Diatoma mesodon		4,8	8,0		0,0	0,0
6006	Diatoma vulgare	5,9	28,6	20,0	0,0	0,1	0,1
6346	Diploneis oblongella		9,5	16,0		0,0	0,0
6213	Eunotia bilunaris			16,0			0,1
6761	Eunotia botuliformis			8,0			0,1
6975	Eunotia exigua		4,8	8,0		0,0	0,1
6385	Fragilaria bicapitata	23,5			0,5		
6388	Fragilaria brevistriata	64,7	4,8	8,0	1,1	0,2	0,0
6033	Fragilaria capucina		9,5	16,0		0,0	0,1
16571	Fragilaria capucina distans - Sippen	17,6	4,8		0,1	0,0	
6392	Fragilaria capucina var. gracilis	23,5		8,0	0,9		0,1
6393	Fragilaria capucina var. mesolepta	23,5			1,2		
6396	Fragilaria capucina var. rumpens	41,2		4,0	0,6		0,0
6186	Fragilaria capucina var. vaucheriae	52,9	28,6	28,0	1,2	0,1	
6828	Fragilaria construens f. venter	88,2	23,8	16,0	6,6	0,2	0,3
6401	Fragilaria exigua	17,6			0,2		
6915	Fragilaria famelica	29,4		4,0	0,8		0,4
6076	Fragilaria leptostauron	23,5			0,2		
6774	Fragilaria leptostauron var. dubia	35,3			0,5		
6078	Fragilaria pinnata	94,1	33,3	16,0	9,6	0,9	2,4
6169	Fragilaria virescens			8,0			0,0
6079	Frustulia vulgaris	17,6		40,0	0,0		0,3
6080	Gomphonema acuminatum	23,5			0,1		
6428	Gomphonema micropus	41,2	9,5	36,0	0,1	0,0	1,9
6867	Gomphonema olivaceum	29,4	76,2	40,0	0,2	1,6	0,3
6437	Gomphonema pumilum	29,4	47,6	32,0	0,8	0,5	1,8
6036	Gyrosigma acuminatum		9,5	20,0		0,0	0,2
6443	Gyrosigma nodiferum		33,3	4,0		1,2	0,0
6005	Melosira varians	52,9	14,3	28,0	0,4	0,1	0,2
6026	Meridion circulare	29,4	23,8	40,0	0,2	0,1	2,1
6117	Navicula atomus		4,8	8,0		0,1	0,0
6241	Navicula atomus var. permitis	5,9	52,4	36,0	0,0	2,3	0,3
6868	Navicula capitata	64,7	14,3	20,0	0,4	0,1	0,2
6910	Navicula capitatoradiata		14,3	8,0		0,1	0,0
6473	Navicula decussis	35,3		4,0	0,1		0,0

DV-Nr.	Taxa	Stetigkeit in %			Mittl. Häufigkeit in %		
		D 12	D 8	Pro- jekt	D 12	D 8	Pro- jekt
6864	Navicula lanceolata	76,5	71,4	64,0	0,3	1,2	1,0
6100	Navicula protracta	35,3		12,0	0,1		0,2
6101	Navicula pupula	41,2	19,0	12,0	0,1	0,0	0,1
6103	Navicula radiosa	5,9	4,8	20,0	0,0	0,0	1,1
6221	Navicula reichardtiana	47,1	76,2	20,0	0,3	1,6	0,3
16362	Navicula rhynchotella	29,4		4,0	0,1		0,0
6192	Navicula seminulum	47,1	4,8	24,0	0,2	0,0	0,1
6551	Navicula suchlandtii	5,9	28,6		0,0	0,3	
6831	Navicula tripunctata	58,8	85,7	48,0	0,8	2,8	0,5
6564	Neidium ampliutum			8,0			0,0
6573	Nitzschia acidoclinata	11,8			0,1		
6964	Nitzschia capitellata		23,8	16,0		0,1	0,1
6242	Nitzschia constricta		28,6	24,0		0,1	0,2
6921	Nitzschia debilis			12,0			0,1
6008	Nitzschia dissipata	64,7	61,9	52,0	0,3	2,2	0,8
6113	Nitzschia dubia		23,8	16,0		0,1	0,2
6595	Nitzschia inconspicua	35,3	57,1	32,0	0,3	1,0	0,5
6024	Nitzschia linearis	17,6	28,6	64,0	0,0	0,1	1,1
6925	Nitzschia pusilla		19,0	28,0		0,1	0,2
6027	Nitzschia sigmoidea	5,9	9,5	28,0	0,0	0,0	0,2
6961	Nitzschia sociabilis	17,6	47,6	4,0	0,1	1,2	0,1
6615	Nitzschia tubicola	11,8	9,5	32,0	0,0	0,1	0,6
6125	Pinnularia microstauron			20,0			0,1
6224	Rhoicosphenia abbreviata	64,7	81,0	76,0	1,0	5,9	4,0
6129	Stauroneis anceps			8,0			0,0
6693	Surirella brebissonii	5,9	38,1	64,0	0,0	0,5	0,8

1.3.3.2.3 Abgrenzung löss-lehmgeprägter Fließgewässer von den Diatomeentypen 1, 3 und 9

Von den karbonatischen Bächen und kleinen Flüssen der Alpen und des Alpenvorlandes (Diatomeentyp 1 und 3) sind die löss-lehmgeprägten Gewässer der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflandes durch das Fehlen trophiesensibler Diatomeen scharf abgegrenzt. Diese Taxa sind charakteristische Gesellschaftsbestandteile in der Alpen- und Voralpenregion und ausschließlich dort arten- und individuenreich zu finden. Zu dieser Gruppe sind als steteste Arten zu zählen: *Achnanthes laevis*, *Cymbella affinis*, *Denticula tenuis*, *Gomphonema lateripunctatum* und *G. olivaceum* var. *olivaceoides*.

Im „best of“-Vergleich werden in den beiden süddeutschen Typen im Mittel oligotrophe (D1) bzw. meso-eutrophe Zustände (D3) angezeigt, während in den löss-lehmgeprägten Fließgewässern die eu-polytrophe Zone erreicht wird (vergleiche Tabelle 9).

Auch von den übrigen Kalkgebieten der Mittelgebirge (Diatomeentyp 9), die im vorliegenden Typenvergleich nicht berücksichtigt wurden, sind die löss-lehmgeprägten Gewässer auf der Grundlage strukturell abweichender Gesellschaften scharf abgegrenzt. Dies kommt in der indizierten Trophie deutlich zum Ausdruck, deren geringste Werte sich im Diatomeentyp 9 im mesotrophen bis eutrophen Bereich bewegen (HOFMANN 2005a).

1.3.3.2.4 Zur Möglichkeit einer Subtypisierung der löss-lehmgeprägten Fließgewässer

Die Daten belegen, dass die Gesellschaften der löss-lehmgeprägten Gewässer sich durch eigene, von den übrigen Typen abgrenzbare strukturelle Merkmale auszeichnen. Gleichzeitig wird aber deutlich, dass der Typus über eine gewisse Variationsbreite verfügt. Besonders auffällig ist dies im Falle der bei der Korrespondenzanalyse berücksichtigten sächsischen Probestellen, die isoliert gelegen – ein eigenes „Subcluster“ formen (siehe Abbildung 7). In weniger deutlicher Ausprägung trifft dies auch auf die Gewässerstellen Nordrhein-Westfalens zu, die sich gleichfalls überwiegend in randständiger Lage finden. Als ursächlich können mehrere Sachverhalte in Betracht gezogen werden:

1. Die Gruppierung ist Folge konzeptioneller Unterschiede bei der Stellenauswahl.

So wurden bei der Auswahl der sächsischen Stellen im Gegensatz zu den anderen Bundesländern, deren Daten aus den jeweiligen Monitoringprogrammen stammen, gezielt Stellen mit anzunehmender geringster Belastung ausgewählt. Als Folge davon enthält der sächsische Datensatz eine Reihe von in den Oberläufen gelegenen Gewässerstellen mit Einzugsgebietsgrößen unter 10 km². Da nur für die sächsischen Gewässerstellen durchgängig wasserchemische Daten vorliegen, können die Untersuchungsstellen der übrigen Bundesländer diesbezüglich nicht charakterisiert werden

2. Die Substratauswahl bei der Probenahme übt einen maßgeblichen Einfluss aus.

So wurden in Sachsen ausschließlich dominant anstehende Lösslehm-Oberflächen beprobt, während in den anderen Bundesländern eine Vorgehensweise nach PHYLIB anzunehmen ist, die eine Beprobung der Substrate in repräsentativen Anteilen vorsieht.

3. Durch spezifische Artvorkommen und -häufigkeiten werden ökoregionale bzw. naturräumliche Eigenheiten (Geologie, Wasserchemie etc.) widerspiegelt.

Als Beispiel sei das Vorkommen von *Achnanthes biasolettiana* genannt, die in den karbonatischen Gewässern der Alpen und des Alpenvorlandes eine weit verbreitete und oft massenhaft auftretende Form unbelasteter und gering belasteter Gewässer darstellt. In den Mittelgebirgen und im Norddeutschen Tiefland ist sie demgegenüber allenfalls sporadisch zu finden. Innerhalb der löss-lehmgeprägten Fließgewässer ist ihr Vorkommen auf die süddeutschen Gewässerstellen beschränkt.

Die für eine Subtypisierung grundlegende Frage ob und in welchem Umfang die genannten Aspekte von Einfluss sind, kann derzeit nicht beantwortet werden. Die Darstellung bleibt daher deskriptiv auf das sächsische „Subcluster“ beschränkt. Zieht man zu dessen Analyse die Artenvorkommen und -häufigkeiten im Einzelnen heran und vergleicht diese mit den Stellen löss-lehmgeprägter Fließgewässer der anderen Bundesländer, so finden sich zahlreiche Arten mit ausschließlichen Vorkommen bzw. mit auffällig hohen Individuendichten in Sachsen. In Tabelle 12 sind die betreffenden Taxa verzeichnet, unter denen *Frustulia vulgaris*, *Gomphonema micropus*, *Meridion circulare*, *Nitzschia linearis*, *N. pusilla*, *Stauroneis smithii*, *Surirella angusta* und *S. brebissonii* die höchsten Stetigkeiten aufweisen. Demgegenüber sind eine Reihe von Arten in nicht-sächsischen löss-lehmgeprägten Fließgewässern weit verbreitet, fehlen aber an den sächsischen Probestellen vollständig (*Achnanthes lauenburgiana*, *Cocconeis pediculus*, *C. placentula*, *Diatoma vulgaris*, *Gomphonema olivaceum*, *Navicula menisculus* var. *grunowii*, *N. reichardtiana*, *Nitzschia fonticola*, *N. inconspicua* und *N. sociabilis*).

Tabelle 12: Taxa mit ausschließlichen oder stark gehäuftem Vorkommen in sächsischen löss-lehmgeprägten Gewässern (Subcluster) in Abgrenzung zu löss-lehmgeprägten Gewässern der anderen Bundesländer (DV-Nr. = Datenverarbeitungs-Nummer, LfW 2003)

DV-Nr.	Taxa mit ausschließlichem Vorkommen in sächsischen löss-lehmgeprägten Gewässern		DV-Nr.	Taxa mit stark gehäuftem Vorkommen in sächsischen löss-lehmgeprägten Gewässern
6047	<i>Achnanthes hungarica</i>		6260	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>
6287	<i>Amphora normanii</i>		16127	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i>
6347	<i>Diploneis oculata</i>		6014	<i>Achnanthes minutissima</i>
6213	<i>Eunotia bilunaris</i>		6079	<i>Frustulia vulgaris</i>
6761	<i>Eunotia botuliformis</i>		6428	<i>Gomphonema micropus</i>
6438	<i>Gomphonema sarcophagus</i>		6026	<i>Meridion circulare</i> var. <i>circulare</i>
16339	<i>Navicula longicephala</i> var. <i>vilaplanii</i>		6015	<i>Navicula gregaria</i>
6564	<i>Neidium ampliatum</i>		6553	<i>Navicula tenelloides</i>
6921	<i>Nitzschia debilis</i>		6113	<i>Nitzschia dubia</i>
6198	<i>Nitzschia microcephala</i>		6963	<i>Nitzschia heufleriana</i>
6120	<i>Nitzschia vermicularis</i>		6024	<i>Nitzschia linearis</i> var. <i>linearis</i>
6125	<i>Pinnularia microstauron</i>		16576	<i>Nitzschia palea</i> -Sippen
6128	<i>Pinnularia viridis</i>		6925	<i>Nitzschia pusilla</i>
			6615	<i>Nitzschia tubicola</i>
			6131	<i>Stauroneis smithii</i>
			6688	<i>Stauroneis thermicola</i>
			6133	<i>Surirella angusta</i>
			6693	<i>Surirella brebissonii</i>

1.3.3.3 Zur typologischen Stellung der kleinen Flüsse mit löss-lehmgeprägten Einzugsgebieten im Norddeutschen Tiefland

Während in den Alpen, im Alpenvorland und in den Mittelgebirgen die Diatomeentypologie mit der Typologie von POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2006) weitgehend in Einklang steht, ergeben sich im Norddeutschen Tiefland grundlegende Abweichungen. Diese sind darin begründet, dass die Diatomeentypologie primär auf dem Kalkgehalt und der trophischen Situation basiert, während die LAWA-Typen hauptsächlich substratorientiert sind und teilweise sowohl in silikatischer als auch in karbonatischer Prägung auftreten können. Hinzu kommt, dass die Diatomeentypen 11 und 12 sowohl Bäche als auch kleine Flüsse einschließen, während die LAWA-Typologie scharf zwischen diesen trennt. Letzterer Sachverhalt ist auf die vorliegende Fragestellung von großem Einfluss.

So schließt der LAWA-Typ 18 ausschließlich die Größenklasse der Bäche ein, die auf der Grundlage der vorliegenden Studie dem Diatomeentyp 8.1 zugeordnet werden können. Dieser umfasst in den Mittelgebirgen jedoch auch die kleinen Flüsse (siehe Tabelle 5). Blicke der Diatomeentyp 8 im Norddeutschen Tiefland auf die Bäche beschränkt, würde sich ein Bruch in der Typologie ergeben. So wären die löss-lehmbeeinflussten kleinen Flüsse der Mittelgebirge dem Diatomeentyp 8, diejenigen des Tieflandes hingegen dem Diatomeentyp 12 zuzurechnen. Letzterer wird in seiner Bewertung infolge der geringeren Trophie im Referenzzustand nach strengeren Maßstäben beurteilt als der Diatomeentyp 8. Die resultierende Diskontinuität würde zu unrealistisch schlechten Bewertungen von kleinen Flüssen mit löss-lehmgeprägten Einzugsgebieten im Tiefland führen. Es wird daher empfohlen, die kleinen Flüsse in den Diatomeentyp 8.1 einzubeziehen, was eine weitere, von der LAWA-Typologie abweichende Differenzierung darstellt.

1.3.4 Bewertung von löss-lehmgeprägten Fließgewässern

Wie aus Abschnitt 3.3 deutlich wird, sind die löss-lehmgeprägten Bäche und kleinen Flüsse des Tieflandes mit dem Diatomeentyp 8.1 zu aggregieren, der die Gewässer gleicher Größenordnung in den Löss- und Keuperregionen der Mittelgebirge umfasst. Im Rahmen dieser typologischen Erweiterung wurde überprüft, ob bzw. inwieweit Modifikationen der Bewertungsmodule des Typs 8 erforderlich sind.

1.3.4.1 Modul „Artenzusammensetzung und Abundanz“

Im Vergleich der Bewertungsmodule bereitet insbesondere die Benennung der Referenzgesellschaften große Probleme, da löss-lehmgeprägte Fließgewässer im Referenzzustand bundesweit nicht mehr existieren. Historische Proben, die Aufschluss über das ehemalige Arteninventar der löss-lehmgeprägten Bäche und kleinen Flüsse geben könnten, liegen nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht vor. Grundsätzlich handelt es sich aus diatomologischer Sicht um einen wenig beachteten Gewässertyp, der in vergangenen Jahrzehnten nur in geringem Umfang untersucht wurde. Hinweise liefert die Untersuchung von Quellgesellschaften der mit Löss und Lösslehm bedeckten Tiefebene der hessischen Wetterau, die von WERUM (2001) durchgeführt wurde. Die Quellgesellschaften weisen eine bemerkenswerte Ähnlichkeit mit den „besten“ der sächsischen Untersuchungsstellen auf (siehe

Abschnitt 1.1.5). Jedoch sind die sächsischen Gewässerabschnitte gleichfalls überwiegend in den Oberläufen gelegen, sodass die Übereinstimmungen auch auf dem Quellcharakter beruhen können.

Auf der Basis der derzeitigen Daten ist eine belastbare Definition von Referenzgesellschaften nicht zu leisten und es ist zu vermuten, dass es sich bei diesen um „verlorene“ Gemeinschaften handelt. Es verbleibt jedoch die Möglichkeit, dass eine derartige Flora in unbelasteten oder nur gering degradierten Gewässerabschnitten des benachbarten Auslands erhalten geblieben ist. Grundsätzlich ist darauf hinzuweisen, dass die Gesellschaften eines sehr guten ökologischen Zustandes nicht zwangsläufig die ausschließliche Präsenz von Referenzarten erfordert. Der Referenzzustand definiert lediglich den Ankerpunkt, von dem an sich der Bereich der sehr guten ökologische Qualität erstreckt. Entsprechend können bereits bei sehr guten Qualitäten ubiquistische, nicht zur Gruppe der Referenzarten gehörige Taxa vertreten sein.

Zur Bewertung der im Norddeutschen Tiefland gelegenen löss-lehmgeprägten Bäche und kleinen Flüsse kann das in SCHAUMBURG et al. (2006) geführte Referenzarteninventar des Diatomeentyps 8 herangezogen werden (siehe Tabelle 13 linke Spalte). Inwieweit dieses zu erweitern ist, kann auf der Basis der vorliegenden Daten nicht mit der erforderlichen Sicherheit formuliert werden. Im Falle einiger Taxa deutet sich infolge ihrer Vorkommen ein Referenzcharakter an (siehe Tabelle 13 rechte Spalte), der jedoch anhand zukünftiger Erkenntnisse noch abzusichern bleibt.

Tabelle 13: Referenzarten der löss-lehmgeprägten Bäche und kleinen Flüsse der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflandes sowie mutmaßliche Referenzarten nach Erweiterung des Diatomeentyps 8 (DV-Nr. = Datenverarbeitungs-Nummer, LfW 2003)

DV-Nr.	ubiquistische Referenzarten nach SCHAUMBURG et al. (2006)		DV-Nr.	potentielle ubiquistische Referenzarten des erweiterten D 8
6263	Achnanthes lauenburgiana		6346	Diploneis oblongella
6983	Amphora pediculus		6347	Diploneis oculata
6726	Cocconeis placentula var. euglypta		6070	Diploneis ovalis
6728	Cocconeis placentula var. lineata		6079	Frustulia vulgaris
6021	Cocconeis placentula var. placentula		6428	Gomphonema micropus
6065	Cymbella sinuata		6438	Gomphonema sarcophagus
6867	Gomphonema olivaceum		6026	Meridion circulare var. circulare
6437	Gomphonema pumilum		16339	Navicula longicephala var. vilaplanii
6889	Navicula cryptotenella		6553	Navicula tenelloides
			6564	Neidium ampliatus
			6963	Nitzschia heufferiana
			6024	Nitzschia linearis var. linearis
			6027	Nitzschia sigmoidea
			6125	Pinnularia microstauron
			6128	Pinnularia viridis
			6129	Stauroneis anceps
			6130	Stauroneis phoenicenteron
			6131	Stauroneis smithii
			6688	Stauroneis thermicola
			6133	Surirella angusta

1.3.4.2 Modul „Trophie-Index“

Die der Bewertung im PHYLIB-Verfahren zu Grunde liegenden Trophiebereiche sind in Tabelle 14 dokumentiert. Die Zuordnung der Indexbereiche zu den verschiedenen Trophiestufen ist Tabelle 15 zu entnehmen. Demnach wird in den löss-lehmgeprägten Bächen und kleinen Flüssen der Mittelgebirge (Diatomeentyp 8) der eutrophe Zustand (und besser) einer sehr guten ökologischen Qualität zugeordnet ($TI \leq 2,6$). Schwach bis moderat eu- bis polytrophe Verhältnisse entsprechen einer guten ökologischen Qualität (TI 2,7 bis 2,9).

Im PHYLIB-Datensatz beträgt der geringste Indexwert im Mittelgebirgsbereich 2,54 und liegt damit an der Grenze des sehr guten zum guten Zustand. Der Median der zehn besten Indexwerte beträgt 2,72. An den Gewässerstellen des Projektdatensatzes, die ausschließlich dem Typ 18 zuzurechnen sind oder sich im Übergangsbereich zum Mittelgebirge befinden, liegen die Werte geringfügiger niedriger (siehe Tabelle 14). Dies liegt vermutlich darin begründet, dass der Projektdatensatz im Umfang den PHYLIB-Datensatz weit übersteigt und sich dadurch die Wahrscheinlichkeit für gering degradierte Stellen erhöht. Zudem wurden in Sachsen gezielt gering belastete Gewässerstellen zur Untersuchung ausgewählt. In der vergleichenden Betrachtung des Diatomeentyps 8 und des Projektdatensatzes liegen damit weitgehend identische trophische Zustände vor, was dazu berechtigt, die Wertebereiche der Mittelgebirgsstellen auch im Norddeutschen Tiefland anzuwenden.

Tabelle 14: Indizierte geringste Trophie von löss-lehmgeprägten Gewässern im PHYLIB- und im Projektdatensatz basierend auf den jeweils zehn geringsten Indexwerten

Typ	Beschreibung	Min.	Max.	Median
<i>PHYLIB-Datensatz</i>				
Diatomeentyp 8	Bäche und kleine Flüsse der Löss- und Keuperregionen im Mittelgebirge	2,54	2,90	2,72 eu-polytroph
<i>Projekt-Datensatz</i>				
	Bäche der Lössregionen aus dem Projektdatensatz	2,18	2,68	2,55 eutroph

Tabelle 15: Bewertungsmodul „Trophie-Index und Saprobienindex“ (verändert nach HOFMANN 2005a)

Typ = Diatomeentyp nach SCHAUMBURG et al. (2006); 1 = sehr gute ökologische Qualität, 2 = gute ökologische Qualität, 3 = mäßige ökologische Qualität, 4 = unbefriedigende ökologische Qualität, 5 = schlechte ökologische Qualität; EZG = Einzugsgebiet; FG = Fließgewässer; Typ 13 = Saprobienindex

Typ	Geomorphologischer Typ	Ökologische Qualität				
		1	2	3	4	5
		Trophie-Index nach ROTT et al. (1999)				
Alpen						
1.1	Fließgewässer der Kalkalpen mit EZG < 1.000 km ²	≤ 1,3	1,4-1,8	1,9-2,6	2,7-3,3	≥ 3,4
1.2	Fließgewässer der Kalkalpen mit EZG ≥ 1.000 km ²	≤ 1,5	1,6-2,2	2,3-2,6	2,7-3,3	≥ 3,4
Alpenvorland						
2	Silikatische Fließgewässer mit EZG < 1.000 km ²	≤ 1,8	1,9-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
3	Karbonatische Fließgewässer mit EZG < 1.000 km ²	≤ 1,8	1,9-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
4	Fließgewässer mit EZG ≥ 1.000 km ²	≤ 2,2	2,3-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
Mittelgebirge						
5	FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG < 100 km ²	≤ 1,8	1,9-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
6	FG der Vulkangebiete mit EZG < 100 km ²	≤ 2,2	2,3-2,8	2,9-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
7	FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG ≥ 100 km ² und < 1.000 km ²	≤ 2,2	2,3-2,8	2,9-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
8	FG der Löss- und Keuperregionen mit EZG < 1.000 km ²	≤ 2,6	2,7-2,9	3,0-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
9.1	FG der Kalkgebiete mit EZG < 100 km ²	≤ 2,2	2,3-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
9.2	FG der Kalkgebiete mit EZG ≥ 100 km ² und < 1000 km ²	≤ 2,5	2,6-2,8	2,9-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
10	FG mit EZG ≥ 1.000 km ²	≤ 2,3	2,4-2,8	2,9-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
Norddeutsches Tiefland						
11	Silikatisch geprägte FG mit EZG < 1.000 km ²	≤ 1,8	1,9-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
12	Karbonatisch geprägte FG mit EZG < 1.000 km ²	≤ 2,2	2,3-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	≥ 3,4
13	FG mit EZG ≥ 1.000 km ²	< 1,8	1,8-2,1	2,2-2,5	2,6-3,0	≥ 3,1

Tabelle 16: Trophie-Indizes und Trophieklassen nach ROTT et al. (1999)

Trophieklasse	Trophie-Index	Trophieklasse	Trophie-Index
ultraoligotroph	$\leq 1,0$	eutroph	2,3 – 2,6
oligotroph	1,1 – 1,3	eu-polytroph	2,7 – 3,1
oligo-mesotroph	1,4 – 1,5	polytroph	3,2 – 3,4
mesotroph	1,6 – 1,8	poly-hypertroph	> 3,4
meso-eutroph	1,9 – 2,2		

1.3.4.3 Module „Halobienindex“ und „Versauerungsindex“

Überschreitet der Halobienindex den Wert von 15 hat nach dem PHYLIB-Verfahren eine Abstufung der anhand der Module „Trophie-Index“ und „Artenzusammensetzung und Abundanzen“ ermittelten ökologischen Qualität zu erfolgen. Dabei ist allerdings zu beachten, dass das Modul „Halobienindex“ in seiner Anwendung auf anthropogen salzunbeeinflusste Gewässerstellen beschränkt ist. In natürlich salzhaltigen Gewässern, zum Beispiel in Solequellen, hat es keine Gültigkeit – die ökologische Qualität ist in diesem Fall anhand von Diatomeen nicht bewertbar. Es ist folglich stets zu prüfen, ob es sich um natürlich salzbeeinflusste Gewässer handelt.

Im gesamten Projektdatensatz (n = 208) wurde der Grenzwert von 15 an zwölf Stellen überschritten (siehe Tabelle 17). An allen sechs in Sachsen-Anhalt gelegenen Gewässerstellen sind die Salzgehalte gänzlich oder teilweise geogen bedingt (Mitteilung des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt). Die betroffenen Stellen sind in Tabelle 17 violett hinterlegt und müssen von der Bewertung ausgeschlossen werden. Bei den verbleibenden fünf Stellen wird der Grenzwert von 15 nur knapp überschritten.

Zur Plausibilisierung können die Werte der elektrischen Leitfähigkeit und – soweit vorhanden – die Chloridgehalte herangezogen werden (siehe Tabelle 17). Nach POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2006) sind in löss-lehmgeprägten Bächen des Typs 18 Leitfähigkeiten zwischen 450 und 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zu erwarten. An den meisten der Stellen wird eine Leitfähigkeit von 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ weit überschritten. Lediglich im Höllbach und Klitzschbach wurden Leitfähigkeiten unter 1.000 verzeichnet. An diesen Stellen ist eine zusätzliche Plausibilisierung der indizierten schwachen Versalzung anhand der Chloridgehalte anzuraten.

Insgesamt führt die Anwendung des Moduls „Halobienindex“ in löss-lehmgeprägten Fließgewässern zu plausiblen Ergebnissen. Typspezifische Modifikationen sind nicht erforderlich.

Tabelle 17: Gewässerstellen mit Halobienindizes >15 (violette Hinterlegung: Salzgehalte gänzlich oder teilweise geogen bedingt)

Bundesland	Mst.-Nr.	Gewässer	Datum	HI	LF [µS/cm]	Cl [mg/l]
Sachsen-Anhalt	414071	Dodendorfer Sülze	27.08.2007	39,4	6.100	1.490
Sachsen-Anhalt	414050	Dodendorfer Sülze	27.08.2007	38,2	6.600	1.600
Sachsen-Anhalt	2117059	Landgraben	20.07.2007	27,9	2.610	246
Sachsen-Anhalt	2117110	Wörthgraben	20.07.2007	26,8	11.800	3.710
Sachsen-Anhalt	414690	Mühlengraben	12.06.2006	23,0	1.310*	220*
Sachsen	F47801	Zufl. Mutzschener Wasser	25.05.2007	17,6	1.155	-
Sachsen	F13532	Höllbach	21.08.2007	16,9	902	-
Sachsen	F62000	Strengbach	09.08.2006	16,7	1.354	-
Sachsen-Anhalt	310570	Rippach	17.07.2007	16,1	1.710	136
Sachsen	F32004	Klitzschbach	11.10.2007	16,0	786	-
Sachsen	F13490	Lindigtbach	23.08.2007	16,0	1.224	-

HI = Halobienindex, LF = elektrische Leitfähigkeit, Cl = Chlorid*Vergleichsmonat 2007

Das Bewertungsmodul „Versauerungszeiger“ ist in seiner Anwendung auf die versauerungssensitiven Bäche und kleinen Flüsse der Mittelgebirge (Diatomeentyp 5, 6 und 7) beschränkt und entfällt im Falle der löss-lehmgeprägten Gewässer.

1.3.4.4 Kriterien der Nichtbewertbarkeit

Nach SCHAUMBURG et al. (2006) müssen für eine Bewertbarkeit einer Gewässerstelle mehrere Voraussetzungen erfüllt sein. So darf der Anteil von nicht oder nur unsicher bestimmten Formen den Wert von 5 % nicht überschreiten, wobei mindestens 400 Diatomeenobjekte bestimmt werden müssen. Dieses Kriterium gilt typübergreifend und wird daher an dieser Stelle nicht betrachtet.

Von Relevanz kann sich demgegenüber das Vorkommen aerischer Arten erweisen, das als weiteres Ausschlusskriterium formuliert ist. Übersteigt der Anteil von Arten dieser ökologischen Gruppe einen Wert von 5 %, muss von einem starken aerischen Einfluss ausgegangen werden, der die Bewertung überlagert, zumindest aber stark beeinflusst. Hohe Anteile aerischer Diatomeen können sich insbesondere bei steigenden Abflüssen durch Beprobung erst kürzlich überfluteter Bereiche, aber auch bei sehr geringer Wasserführung ergeben. Nach POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2006) können sich in löss-lehmgeprägten Tieflandbächen im Jahresverlauf hohe Abflussschwankungen ergeben, gleichzeitig neigen die kleineren Bäche zur temporären Wasserführung und können zeitweise austrocknen. Im vorliegenden Datensatz wurde daher überprüft, ob aerische Arten überproportional vertreten sind.

Insgesamt wurden 17 als aerisch geltende Taxa nachgewiesen (siehe Tabelle 18). Die höchste Stetigkeit wurde von *Nitzschia debilis* erreicht, die in 25 % aller Proben vertreten war, gefolgt von *Navicula contenta* (17 %), *Amphora montana* (16 %) und *Hantzschia amphioxys* (15 %). Die höchsten Gesellschaftsanteile in Einzelproben wurden von *Navicula mutica* var. *ventricosa* (26 %), *Navicula contenta* (7 %) und *Amphora montana* (4 %) erreicht.

Tabelle 18: Verzeichnis der nachgewiesenen aerischen Taxa (DV-Nr. = Datenverarbeitungsnummer, LfW 2003)

DV-Nr.	Taxa	Vorkommen	Summenhäufigkeit in allen Proben [%]	Stetigkeit [%]
6286	<i>Amphora montana</i>	34	27,6	16,2
6287	<i>Amphora normannii</i>	11	10,7	5,2
6084	<i>Hantzschia amphioxys</i>	31	11,6	14,8
6467	<i>Navicula cohnii</i>	2	0,7	1,0
6858	<i>Navicula contenta</i>	36	21,1	17,1
16006	<i>Navicula gallica</i>	1	0,2	0,5
6504	<i>Navicula insociabilis</i>	1	0,2	0,5
6028	<i>Navicula mutica</i> var. <i>mutica</i>	28	10,6	13,3
6519	<i>Navicula mutica</i> var. <i>ventricosa</i>	18	32,0	8,6
16020	<i>Navicula nivalis</i>	2	0,4	1,0
6013	<i>Navicula pelliculosa</i>	2	3,7	1,0
6574	<i>Nitzschia aerophila</i>	2	0,7	1,0
6921	<i>Nitzschia debilis</i>	52	30,1	24,8
6148	<i>Pinnularia borealis</i>	14	4,8	6,7
6654	<i>Pinnularia obscura</i>	26	11,5	12,4
6225	<i>Simonsenia delognei</i>	26	8,8	12,4
16083	<i>Stauroneis lundii</i>	1	0,2	0,5

In sechs der 208 Proben wird der in PHYLIB als Grenzwert formulierte Gesellschaftsanteil von 5 % überschritten. Dies entspricht einem Anteil von 2,9 %, der – wenngleich nicht im kritischen Bereich gelegen – als relativ hoch zu bewerten ist. Zum Vergleich können Datensätze herangezogen werden, die aus dem Monitoringprogrammen der Länder Baden-Württemberg, Bayern, Nordrhein-Westfalen und Thüringen stammen und die ähnlich hohe Probenzahlen aufweisen (HOFMANN 2005b, 2007a, 2007b; HOFMANN & WERUM 2005). In diesen bewegt sich der Anteil von infolge eines aerischen Einflusses von der Bewertung auszuschließender Proben im Bereich von 0 % und 1,5 % und liegt damit deutlich unter dem in löss-lehmgeprägten Fließgewässern ermittelten Wert. Vier der sechs Proben des Projektdatensatzes stammen von sächsischen Gewässerstellen (Grutschenbach, Höllbach, Streitbach). Im Falle des Grutschenbaches handelt es sich um zwei Proben. Alle Proben wurden in den Monaten Juli bis Oktober entnommen – einer Zeit, in der von geringen Wasserständen auszugehen ist.

Als Schlussfolgerung ergibt sich, dass die Diatomeen-Probenahme in löss-lehmgeprägten Fließgewässern eine besondere Sorgfalt hinsichtlich der Wahl des Probenahmezeitpunktes (Austrocknung) und der beprobten Sohlenbereiche (ständig im Bereich mehrerer Zentimeter Überflutung) erfordert.

1.3.4.5 Notwendigkeit der Einzelmodulbewertung

Im PHYLIB-Verfahren erfolgt die Bewertung durch Verschneidung der anhand der Module „Artenzusammensetzung und Abundanz“ und „Trophie- und Saprobienindex“ ermittelten Werte zu einem Gesamtindex (DI_{FG}). Dieser kann typspezifisch einer ökologischen Qualität zugeordnet werden. Liegt eine Versalzung oder – im Falle der silikatischen Bäche und kleinen Flüssen der Mittelgebirge – eine Versauerung vor, wird die ökologische Qualität abgestuft.

Bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens wurden ergänzend zur Gesamtbewertung Teilbewertungen anhand der Module „Artenzusammensetzung und Abundanz“ und „Trophie- und Saprobienindex“ vorgesehen (HOFMANN 2005a). Diese sind jedoch in der Handlungsanweisung und im DV-Tool des PHYLIB-Verfahrens nicht dokumentiert (SCHAUMBURG et al. 2006). Da die typspezifischen Wertebereiche fehlen, ist eine Bewertung des ermittelten Trophie-Index bzw. der Referenzartensumme im Einzelnen bei Beschränkung auf die Handlungsanweisung nicht möglich. Der Zugang zur Kausalität der Bewertung wird dadurch erheblich erschwert. So ist es nicht möglich festzustellen, ob bzw. in welchen Anteilen ein zu hoher Trophie-Index, ein zu geringer Referenzartenanteil oder aber beide für einen mäßigen, unbefriedigenden oder schlechten Zustand verantwortlich sind.

Die dadurch verursachte mangelnde Transparenz erschwert nicht nur die Plausibilisierung der Bewertungsergebnisse, sondern auch die im Rahmen der Maßnahmenplanung erforderliche Ursachenforschung. Eine weitere Folge ist, dass eine kritische Überprüfung des Verfahrens als solchem dem Anwender nur schwerlich möglich ist. Eine Methodenkritik von Anwenderseite kann jedoch bei der Verbesserung des noch immer neuartigen Verfahrens von großem Nutzen sein. Aus den genannten Gründen wird dringend dazu angeraten, die typspezifischen Wertebereiche in die Handlungsanweisung aufzunehmen und damit einer breiten Anwendung zugänglich zu machen.

1.3.4.6 Bewertung der Gewässerstellen

In der Gesamtbewertung (von 208 untersuchten Stellen erfüllten 175 die Bewertungskriterien) aller untersuchten Proben ergibt sich lediglich bei 12 % der insgesamt 169 bewertbaren Proben eine sehr gute bzw. gute ökologische Qualität. Anhand von 33 % der Proben wird ein mäßiger Zustand angezeigt, in 52 % der Fälle resultiert ein unbefriedigender Zustand (siehe Abbildung 9). Schlechte ökologische Qualitäten wurden an fünf Stellen (3 %) nachgewiesen und sind an neun der Standorte Folge von Versalzungserscheinungen. Die Bewertungen im Vergleich der Bundesländer sind Tabelle 19 zu entnehmen.

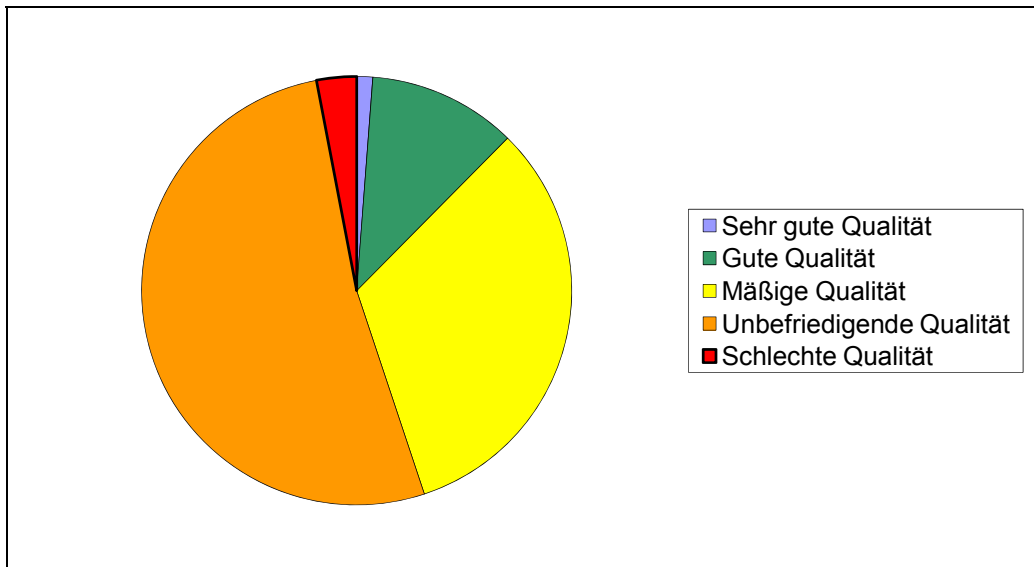


Abbildung 9: Darstellung der ökologischen Bewertung (ökologische Zustandsklassen) an 175 bewertbaren Probenahmestellen

Mit der vorliegenden Studie ist es erstmals möglich, die löss-lehmgeprägten Bäche und kleinen Flüsse des Tieflandes zu bewerten. Zu der im nächsten Schritt erforderlichen Validierung des entwickelten Verfahrens, wird eine Plausibilisierung der Bewertungsergebnisse durch die zuständigen Bearbeiter in den beteiligten Bundesländern empfohlen. Die bisher eingegangenen Reaktionen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Sachsen-Anhalt beurteilt die Ergebnisse des Moduls „Artenzusammensetzung und Abundanz“ nicht, da die Meinung eines Diatomologen nicht eingeholt werden konnte. Als unplausibel wurden die Ergebnisse angesehen, bei denen die Typisierung verändert wurde, was gleichbedeutend mit der Anwendung eines anderen Bewertungsmodells ist (typologische Unsicherheit). Ein erhöhter Halobienindex vor einem natürlichen Hintergrund (also keine anthropogene Salzbelastung) wurde nicht auf das Bewertungsergebnis angewendet (Expertenmeinung).

Niedersachsen äußert sich ebenfalls dahingehend, dass es sich bei einigen der untersuchten Stellen nicht um typische Gewässer vom LAWA-Typ 18 handelt, ein anderer Typ (D11 bzw. D12) wird von Fall zu Fall als realistischer eingeschätzt (typologische Unsicherheit). In einem anderen Fall wird das sehr gute Bewertungsergebnis stark angezweifelt, weil die Messtelle unterhalb einer Ortslage gelegen mit Mischwasser belastet wird. Bei genauerem Hinsehen (Artenliste) findet sich die Erklärung jedoch in einem häufiger auftretenden Phänomen. Dies besteht in einer *Achnanthes minutissima* - Dominanz (hier 53,2 %). Als Allgemeine Referenzart mit einem Trophieindex von 1,2 werden beide Teilmodule („Artenzusammensetzung und Abundanz“ sowie „Trophie- und Saprobienindex“) sehr gute und zu oft unrealistische Werte annehmen. Die Handlungsanweisung (SCHAUHBURG et al. 2006) schreibt hier eine Wiederholung der Prozedur, insbesondere der Probenahme

vor. Tatsächlich sind Achnanthes minutissima – Dominanzgesellschaften stabil und fallen dadurch auch bei Wiederholungen aus der Bewertung heraus!

Nordrhein-Westfalen hält 80 % der zur Plausibilisierung angefragten Gewässerstellen für richtig bewertet. Als Kriterien wurden erhöhte bzw. stark erhöhte P-Belastung und ein Vergleich mit Bewertungsergebnissen anderer Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos, Fische) genannt. Für die „als zu gut bewertet“ eingeschätzten Stellen wurden ebenfalls zu hohe Phosphorwerte angeführt.

Tabelle 19: Verteilung der ökologischen Qualitätsklassen des Gesamtdatensatzes im Vergleich der Bundesländer

Bundesland	n	Ökologische Qualität				
		sehr gut	gut	mäßig	unbefried.	schlecht
Niedersachsen	21	1	3	5	12	-
Nordrhein-Westfalen	25	1	8	9	7	-
Sachsen	85	-	3	17	60	5
Sachsen-Anhalt	42	-	4	24	9	5
Thüringen	2	-	1	-	1	-
Gesamt	175	2	19	55	89	10

An sechs sächsischen Gewässerstellen wurden im Mai 2007 Parallelproben entnommen und ausgewertet. Dies bietet die Möglichkeit, wenn auch nur stichprobenartig, Aussagen zur systeminternen Varianz des Bewertungsverfahrens zu treffen. Die Differenzen der Indizes der Vergleichspaare schwanken von 0,001 bis 0,052, die mittlere Abweichung beträgt 0,024 (siehe Tabelle 20). Die Differenzen bewegen sich damit im Bereich einer Sechstel-Klassenbreite und sind als sehr gering zu bewerten.

Tabelle 20: Bewertung der ökologischen Qualität im Vergleich von Parallelproben

Mst.-Nr. = Messstellenummer; RA [%] = Summenhäufigkeit der Referenzarten; TI = Trophie-Index; DI_{FG} = Diatomeenindex_{Fließgewässer}; HI = Halobienindex; Farbliche Hinterlegung der Einzelmö- und Gesamtbewertung: blau = sehr gute ökologische Qualität, grün = gute ökologische Qualität, gelb = mäßige ökologische Qualität, orange = unbefriedigende ökologische Qualität, rot = schlechte ökologische Qualität

Mst.-Nr.	Gewässer	Datum	RA [%]	TI	DI _{FG}	HI	Ökologische Qualität
3	Birmenitzer Dorfbach (Lützschnitz)	15.05.07	1,5	3,39	0,078	4,7	unbefriedigend
3	Birmenitzer Dorfbach (Lützschnitz)	15.05.07	10,2	3,39	0,122	5,8	unbefriedigend
F14102	Birmenitzer Dorfbach	21.05.07	26,1	3,14	0,236	8,5	mäßig
F14102	Birmenitzer Dorfbach	21.05.07	31,0	3,13	0,262	12,0	mäßig
F13509	Churschützer Bach	14.05.07	5,1	3,26	0,114	5,1	unbefriedigend
F13509	Churschützer Bach	14.05.07	5,7	3,29	0,113	2,4	unbefriedigend

Mst.-Nr.	Gewässer	Datum	RA [%]	TI	DI _{FG}	HI	Ökologische Qualität
F13515	Dreißiger Wasser	09.05.07	6,5	3,39	0,103	5,1	unbefriedigend
F13515	Dreißiger Wasser	09.05.07	7,9	3,39	0,110	2,3	unbefriedigend
13	Ketzerbach (südl. Saulitz)	10.05.07	16,9	3,32	0,165	7,9	unbefriedigend
13	Ketzerbach (südl. Saulitz)	10.05.07	7,5	3,36	0,113	9,6	unbefriedigend
F40455	Tiergartenbach	15.05.07	19,2	3,13	0,203	-1,3	unbefriedigend
F40455	Tiergartenbach	15.05.07	15,8	3,10	0,190	0,0	unbefriedigend

35 Proben mussten von der Bewertung ausgeschlossen werden. Dies entspricht einem Anteil von rund 17 %, der als ausgesprochen hoch zu bewerten ist. In sechs Proben überschreitet der Anteil aerischer Taxa den in SCHAUMBURG et al. (2007) formulierten Grenzwert von 5 % (vergleiche 1.3.4.4), elf Zählungen weisen zu hohe Werte von nicht oder unsicher bestimmten Taxa auf. In sieben Proben wird die vorgeschriebene Mindestzahl von 400 auszuzählenden Objekten nicht erreicht. Weiterhin wurden bei den Auswertungen häufig planktische Diatomeen berücksichtigt, die nach PHYLIB von den Zählungen auszuschließen sind.

1.4. Zusammenfassung

Bislang sind die löss-lehmgeprägten Gewässer des Norddeutschen Tieflandes nach dem Verfahren von SCHAUMBURG et al. (2006) nicht bewertbar. Die vorliegende Studie hat zum Ziel, diese Lücke zu schließen. Vor der eigentlichen Ableitung dazu notwendiger Kenngrößen und Bewertungskriterien waren Arbeitsschritte zur Gewinnung einer hinsichtlich Datenmenge und Datengüte ausreichenden Basis zu leisten.

- Die Gesamtdatenmenge setzt sich aus 106 Diatomeenanalysen aus Sachsen und 102 Diatomeenanalysen aus weiteren Bundesländern zusammen (Sachsen-Anhalt, Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Thüringen). Dieser vollständige Datensatz (208 Analysen) diente zum Teil zur Ableitung des Bewertungsmodells und zum Teil zur Erprobung desselben.
- An den Datensatz zur Typisierung durch Korrespondenzanalysen müssen besondere Anforderungen gestellt werden. Nach Möglichkeit sollte man sich hier auf Analysen von Referenzstandorten, also unbeeinträchtigten Abschnitten des Typs stützen. Da sich dies durch nutzungsbedingte Überprägung im Falle löss-lehmgeprägter Gewässer als schwierig bis unmöglich erwies (nährstoffbedingte Beeinträchtigungen – in Form hoher Phosphat- und Nitratwerte – waren anhand der physikalisch-chemischen Untersuchungen an nahezu allen sächsischen und den mit Daten belegten Messstellen der Bundesländer nachzuweisen), musste auf die besten verfügbaren Stellen ausgewichen werden.
- Dennoch, hinsichtlich der Auswahl der Messstellen war sicher zu stellen, dass es sich um typische löss-lehmgeprägte Gewässer mit dominant anstehendem Löss- und/oder Lehmsubstrat handelte. Diesbezüglich stellt sich der Gesamtdatensatz heterogen dar. Die Gründe sind in der unterschiedlichen Herangehensweise zu sehen. Im Gegensatz zu den

aus Monitoring-Programmen der Bundesländer stammenden Daten wurden im sächsischen Untersuchungsprogramm gezielt bestmögliche Standorte ausgesucht.

- Für die Ableitung des Bewertungsmodells war zunächst die Frage zu klären, in welcher Weise die löss-lehmgeprägten Fließgewässer des Tieflandes in die bestehende Diatomeentypologie zu integrieren sind. So war infolge der unzureichenden Datenlage bislang nicht bekannt, ob die benthischen Diatomeengesellschaften der norddeutschen löss-lehmgeprägten Fließgewässer einem bereits bestehenden Typ zugerechnet werden können oder aber aufgrund spezifischer Gesellschaftsstrukturen einen eigenen Typ darstellen. Die durchgeführten multivariaten Analysen und die Auswertungen der Arteninventare und -häufigkeiten belegen, dass die Diatomeengesellschaften der löss-lehmgeprägten Gewässer aus dem Projektdatensatz eine große strukturelle Ähnlichkeit mit den Gesellschaften der Lösslehm- und Keupergewässer der Mittelgebirge (Diatomeentyp 8.1) aufweisen. Auf dieser Grundlage erscheint die Aggregation der löss-lehmgeprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit denen der Mittelgebirge gerechtfertigt. Als Folge ist die Definition des Diatomeentyps 8.1 zu erweitern, der künftig als ökoregionunabhängiger Typ D 8 die Bäche und kleinen Flüsse (siehe 1.3.3.3) der Lösslehm- und Keuperregionen der Mittelgebirge sowie die löss-lehmgeprägten Gewässer des Tieflandes umfasst, sodass nicht zuletzt auch die löss-lehmgeprägten Ausprägungen des LAWA Typ 15 hier eingeschlossen sind.
- In einem zweiten Schritt wurden die Arteninventare und -häufigkeiten des erweiterten Diatomeentyps 8 ausführlich charakterisiert und Differenzialmerkmale zu den anderen karbonatisch geprägten Diatomeentypen aufgezeigt. Diese schließen die Typen 1 und 3 (Bäche und kleine Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes), den Typ 9 (Bäche und kleinen Flüsse der übrigen Kalkgebiete in den Mittelgebirgen) sowie den Typ 12 (karbonatisch geprägte Bäche und Flüsse des Tieflandes) ein, zu dem die größte Ähnlichkeit besteht.
- Die Daten belegen, dass die Gesellschaften der löss-lehmgeprägten Fließgewässer sich durch eigene, von den übrigen Typen abgrenzbare strukturelle Merkmale auszeichnen. Gleichzeitig wird aber deutlich, dass der Typus über eine gewisse Variationsbreite verfügt. Es wurde daher überprüft, inwieweit die Möglichkeit besteht, Subtypen innerhalb der löss-lehmgeprägten Fließgewässer auszuweisen. Die Frage, inwieweit eine derartige Subtypisierung möglich ist, konnte auf der Grundlage der derzeitigen Datenlage allerdings nicht beantwortet werden. Die Darstellung bleibt daher deskriptiv.
- In einem letzten Schritt wurde überprüft, ob bzw. inwieweit im Rahmen der typologischen Erweiterung Modifikationen der Bewertungsmodule des Typs 8.1 erforderlich werden. Im Modul „Trophie-Index“ liegen in der vergleichenden Betrachtung der Gewässerstellen der Mittelgebirge und des Tieflandes weitgehend identische trophische Zustände vor, was dazu berechtigt, die Wertebereiche der Mittelgebirgsstellen auch im Norddeutschen Tiefland anzuwenden. Auch im Modul „Artenzusammensetzung und -häufigkeiten“ sind vorläufig keine Anpassungen erforderlich. So kann das in SCHAUMBURG et al. (2006) geführte Referenzarteninventar des Diatomeentyps 8.1 herangezogen werden. Inwieweit dieses zu

erweitern ist, kann auf der Basis der vorliegenden Daten nicht mit der erforderlichen Sicherheit formuliert werden. Im Falle einiger Taxa deutet sich ein Referenzcharakter an, der jedoch anhand zukünftiger Erkenntnisse noch abzusichern bleibt.

- Die resultierende Bewertung der von den Bundesländern zur Verfügung gestellten Datensätze wurde den Ländervertretern Sachsen-Anhalts, Nordrhein-Westfalens und Niedersachsens mit der Bitte um Plausibilisierung überstellt. Die Reaktionen zeigten häufig typologische Unsicherheiten bei der Einschätzung der Bewertungsergebnisse (abweichende Typen kies- und sandgeprägter Gewässer). Als plausibel angesehene Bewertungsergebnisse waren mit den Nährstoffangaben für Phosphor und den entsprechenden Bewertungsergebnissen anderer Biokomponenten in Übereinstimmung zu bringen. Unplausibel gute Bewertungsergebnisse (bei gleichzeitig hohem Nährstoffstatus) belaufen sich auf ca. 20 % (Angaben aus Nordrhein-Westfalen). Als „unplausibel bewertet“ wurden Dominanzgesellschaften von *Achnanthes minutissima* eingeschätzt. Dieses Problem trat bereits an silikatisch geprägten Mittelgebirgsbächen auf (KROKER & WOLF 2007). Diatomeen versagen hier als Bewertungskomponente, wo ausschließlich häufig vorkommende Taxa das Bewertungsergebnis prägen.

1.5 Literaturverzeichnis

- BASTIAN, O (2007): Naturräumliche Gliederung Sachsens. In: Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 02. bis 09. September 2007 in Dresden. Allg. Exkursionsführer: 1– 4.
- HAASE, G. (1995): Mittelsächsisches Lösshügelland. In: MANNSFELD, K. & RICHTER, H. (Herausgeber): Naturräume in Sachsen. Forschungen zur Deutschen Landeskunde Band 238: 103-108.
- HAASE, G. & BERNHARDT, A. (1995): Mulde-Lösshügelland. In: MANNSFELD, K. & RICHTER, H. (Herausgeber): Naturräume in Sachsen. Forschungen zur Deutschen Landeskunde Band 238: 109-117.
- HOFMANN, G. (2005a): Bundesweiter Praxistest: „Makrophyten & Phytobenthos“ zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Fließgewässern. Teilbereich: Benthische Diatomeen.- Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: 1-112.
- HOFMANN, G. (2005b): Bewertung der ökologischen Qualität von 100 Fließgewässerstellen in Thüringen anhand benthischer Diatomeen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie: 1-31.
- HOFMANN, G. (2007a): Untersuchung der benthischen Diatomeen in baden-württembergischen Fließgewässern und Bewertung der ökologischen Qualität nach EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg: 1-57.
- HOFMANN, G. (2007b): Monitoring nach EU-Wasserrahmenrichtlinie: Bewertung ausgewählter Fließgewässerstellen anhand von benthischen Diatomeen.- Unveröffentlichter Kurzbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt: 1-28.
- HOFMANN, G. & WERUM, M. (2005): Auswertung von Diatomeenproben aus nordrhein-westfälischen Fließgewässern und vorläufige Bewertung der ökologischen Qualität nach EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen: 1-58.
- KROKER, J. & WOLF, J. (2007): Abschlussbericht zum FuE-Projekt des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) Referat 33 "Methodenkritik und Regionalisierung der im übergeordneten Maßstab entwickelten WRRL-relevanten gewässerökologischen Referenz- und Bewertungsbedingungen für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos unter Berücksichtigung der spezifischen naturräumlichen Verhältnisse im Freistaat Sachsen."- Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden
- LFW (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft) (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands - Zur Kodierung biologischer Befunde. Informationsberichte 1 / 2003.
- MAUCH, E.; SCHMEDTJE, U.; MAETZE, A. & FISCHER, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde.- Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 1/03: 1-388.
- http://www.lfu.bayern.de/wasser/fachinformationen/fliessgewaesser_gewaesserqualitaet/qualitaetssicherung/doc/taxa_liste.pdf

- POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2006): Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen – Erste Überarbeitung Stand November 2006.- Im Auftrag des Umweltbundesamtes. http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl_ftyp.htm
- ROTT, E.; HOFMANN, G.; PALL, K.; PFISTER, P. & PIPP, E. (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobielle Indikation.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien: 1-73.
- ROTT, E.; BINDER, N.; VAN DAM, H.; ORTLER, K.; PALL, K.; PFISTER, P. & PIPP, E. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien: 1-248.
- SAGE, K. (2007): Bodengenese und quartärstratigraphische Untersuchungen von Lößprofilen in Sachsen. Diplomarbeit Humboldt Universität zu Berlin, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät II, Geographisches Institut. 1-198.
- SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, 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 Endbericht. Bayerisches Landesamt für Umwelt. 1-635.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2005): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt Nr. 02.04). 1-225.
http://www.lfu.bayern.de/wasser/forschung_und_projekte/phylib_deutsch/publikationen/index.htm
- SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, C.; STELZER, D.; HOFMANN, G.; GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten & Phytobenthos: 1-119. Arbeitsmaterialien des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (Stand Januar 2006).
http://www.lfu.bayern.de/wasser/forschung_und_projekte/phylib_deutsch/publikationen/index.htm
- SCHMEDTJE, U., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., MOLLENHAUER, D. (2001): 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.
- UMWELTBUNDESAMT (2008): Güteklassifikation der Nährstoffe, Salze und Summenkenngößen; Vergleichswert: 90-Perzentil. http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s3_3.htm
- WERUM, M. (2001): Die Kieselalpengesellschaften in Quellen. Abhängigkeit von Geologie und anthropogener Beeinflussung in Hessen (BRD). Umwelt und Geologie: 273 S.

2 Regionale Methoden Anpassungen zur Bewertung aquatischer Makrophyten in Fließgewässern

2.1 Einleitung

Eine erste Analyse eines Datenpools von mehreren sachsenweit verteilten Makrophytenkartierungen und -bewertungen nach dem PHYLIB-Verfahren unter Praxisbedingungen wurde mit der Vorlage des Berichtes im Jahr 2007 (KROKER & WOLF 2007) vorgelegt. Insbesondere aus dem Blickwinkel der Anwendbarkeit unter sächsischen Naturraumverhältnissen zeigten sich einige Schwachpunkte des Verfahrens. Auch in der Fachliteratur sind mehr oder weniger große Abweichungen bzw. Unstimmigkeiten der Ergebnisse des PHYLIB-Verfahrens mit anderen ähnlichen Verfahren betreffs der Teilkomponente Makrophyten zu ersehen (u.a. KORTE et al. 2005, SCHÜTZ et al. 2005, VEIT & KOHLER 2007), selbiges bezieht sich auf die Diskussion und die Erwähnung von Kritikpunkten zum Verfahren an sich (z.B. KOHLER & VEIT 2003, HERR 2004).

In Sachsen ist quantitativ ein zu geringer Prozentsatz bewertbarer Untersuchungsstellen mit einem formal gesicherten Ergebnis zu verzeichnen. Die häufigste Ursache hierfür ist die Unterschreitung der erforderlichen Gesamtquantität der submersen Taxa. Qualitativ ist ein zu hoher Prozentsatz der Bewertungen nach Expertenwissen bzw. Vor-Ort-Kenntnis der Umweltbedingungen als nicht oder nur eingeschränkt plausibel einzuschätzen. Auch SCHÜTZ et al. (2005) sahen bei Anwendung des PHYLIB-Verfahrens an der Donau viele Abschnitte mit einer unplausiblen Bewertung bzw. einer eingeschränkten Aussagekraft. Die Einstufung (Indikation) der Makrophytentaxa war sehr häufig der Grund für eine unplausible Bewertung. Bei einigen Arten ist von einer zumindest für den sächsischen Raum nicht schlüssigen Einstufung im PHYLIB-Verfahren auszugehen.

Um diese Sachlage zu verbessern, wurde vereinbart, prinzipiell zwei Richtungen zu verfolgen:

- Überprüfung der Indikationsliste und
- Prüfung alternativer Bewertungsverfahren.

Generell sollte regionales Wissen bezüglich der Makrophyten verstärkt einbezogen und die Möglichkeit der Verwendung von Erfahrungen und Lösungsansätzen anderer Bundesländer/Länder geprüft werden.

2.2 Revision und regionale Anpassung der Indikationsliste

2.2.1 Vorbemerkungen

Die im PHYLIB-Verfahren vorgenommene Eingruppierung der Makrophyten (submerse bzw. flutende Erscheinungsformen) wird als unbefriedigend angesehen. Dies gilt sowohl hinsichtlich

- der methodischen Vorgehensweise als auch
- der artspezifischen Einstufung.

Pflanzen als sessile Organismen müssen in der Lage sein, sich teilweise an sehr variable bzw. schwankende Umweltbedingungen (dies betrifft somit auch anthropogen bedingte Belastungen) anzupassen bzw. diese zu ertragen. So erklären sich bei den aquatischen Makrophyten die z.T. weiten Standortamplituden der einzelnen Arten in Bezug auf verschiedene Parameter (BAUMANN & STETZKA 1999). Dieser Fakt ist auch ein Hauptgrund für die teilweise eingeschränkte Bioindikation einzelner Arten.

Die ökologische Variabilität der Arten darf nicht unterschätzt werden. Eine falsche Einstufung oder eine Nichtbeachtung der Tatsache, dass Pflanzenarten innerhalb ihres Gesamtareals einen Biotopwechsel durchmachen können und somit in verschiedenen Regionen einen unterschiedlichen Zeigerwert besitzen können (Gesetz der relativen Standortskonstanz und des Biotopwechsels, u.a. in KOHLER & TREMP 1996) kann erhebliche Auswirkungen auf das Bewertungsergebnis nehmen. Auch in VAN DE WEYER (2001) und HERR (2004) wird darauf hingewiesen, dass viele Arten nur lokal als Indikatoren geeignet sind, da viele Sippen in überregionaler Sicht eine breitere ökologische Amplitude aufweisen. Insbesondere ist dies bei unterschiedlichen klimatischen Rahmenbedingungen (z.B. atlantisch respektive kontinental getönte Regionen oder Höhenstufen) innerhalb des Gesamtareals der Arten zu beachten (POTT & REMY 2000).

Im PHYLIB-Verfahren enthält die Indikationsgruppe A der Makrophyten „Arten, die an Referenzstellen dominieren“. Die Artengruppe C umfasst Störzeiger, die einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt an degradierten Standorten zeigen. Nicht eindeutig ist die Bedeutung der Artengruppe B. Sie soll alle euryöken bzw. indifferenten Taxa, also mit weiter ökologischer Amplitude, sowie diejenigen mit Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich umfassen (SCHAUMBURG et al. 2004). Die Gleichsetzung (und somit Gleichbewertung) beider Kriterien bzw. Artengruppen beinhaltet einen Widerspruch. Es stellt einen Unterschied dar, ob eine Art in Zonen unterschiedlich hoher Belastungen/Beeinträchtigungen (weite ökologische Amplitude) auftritt oder im mittleren Bereich begrenzt. Ins österreichische Verfahren (BMLFUW 2007) übersetzt, würde dies beispielsweise im ersteren Fall z.B. eine Einstufung A-C (Klasse 1-3) oder B-D (Klasse 2-4) bedeuten und im anderen Fall z.B. ein B-C (Klasse 2-3). Beide Fälle werden dort bei der Berechnung unterschiedlich gewichtet.

Eine Einstufung der Arten in nur drei Gruppen (A,B,C) stellt eine beschränkte Möglichkeit der Einbeziehung ihrer ökologischen Amplituden dar, zumal betont wird, dass dieses System nicht auf einer Reihung von Arten nach bestimmten Degradationsfaktoren (z. B. Trophie) beruht, sondern

sich aus der realen Spannweite der im jeweiligen Typ auftretenden ökologischen Zustände ergibt (SCHAUMBURG et al. 2004). Mit dem PHYLIB-Verfahren sollen verschiedene Belastungen zugleich abgebildet werden. Welche Art von Belastungen bzw. Degradationen dies sind und in welchem Ausmaß bzw. mit welcher Gewichtung diese abgebildet werden sollen, wird jedoch in den entsprechenden Dokumentationen nicht genau benannt oder ausgeführt. BIRK et al. (2007) vermerken hierzu, dass hinsichtlich der Indikation zusätzlicher Belastungen (außer Nährstoffe) lediglich Hinweise existieren und diese Indikationsleistung nicht quantifiziert oder zur Trophie-Indikation in Relation gesetzt werden kann. Der Schwerpunkt scheint somit bei der Trophie-Indikation zu liegen. Eine Abwägung verschiedener Belastungen gegeneinander und die dementsprechende Umsetzung einer multifaktoriellen Indikation in eine von nur drei Kategorien erscheint als eine sehr schwierige Sache.

Nicht selten tritt bei Bewertungen von Fließgewässerabschnitten mit dem PHYLIB-Verfahren der Fall auf, dass von einem vorgefundenen Artenspektrum viele Arten hinsichtlich ihrer ökologischen Aussagekraft neutral (B-Arten) bewertet werden, also sehr wenig Arten mit positivem oder negativem Indikationswert übrig bleiben (s. a. SCHÜTZ et al. 2005).

Eine regionale Anpassung der Indikationsliste und eine stärkere Differenzierung der diesbezüglichen Gruppierung der Makrophyten, unter Berücksichtigung von ökologischen Amplituden, werden somit als notwendig erachtet.

2.2.2 Vorgehensweise

Eine stark differenzierende Indikations-Methode, wie z. B. die Zuordnung genauer artspezifischer Maßzahlen (Indikationswerte), die sich durch die Verteilung einer gewissen Summe von Punkten zu bestimmten Kenngrößen ergeben (im Sinne des Trophie-Index-Makrophyten -TIM- in Bayern oder des Saprobie-Verfahrens beim Makrozoobenthos), muss ein Vorhaben für die Zukunft bleiben. In Sachsen sind dafür zurzeit die Datengrundlagen bzw. Kenntnisse noch nicht ausreichend.

Das österreichische Verfahren zur Bewertung der Makrophyten in Fließgewässern (BMLFUW 2007) hält für die Eingruppierung der Makrophyten-Taxa vier Klassen (von Referenzarten bis Störzeiger) bereit, welche zugleich den „ökologischen Zustandsklassen“ 1 („sehr gut“) bis 4 („unbefriedigend“) gleichgesetzt sind. Neben der Erweiterung um eine Klasse stellt gegenüber dem PHYLIB-Verfahren noch folgende Möglichkeit einen wesentlichen Unterschied dar: Eine Art kann je nach ihrer spezifischen ökologischen Amplitude auch mehreren Klassen zugeordnet werden.

Aus den bereits dargelegten Auffassungen bzw. Erforderlichkeiten wurde für die Aufstellung einer überarbeiteten, möglichst weitgehend regionalisierten, Indikationsliste eine Anlehnung an das österreichische Verfahren (BMLFUW 2007) verfolgt. Dieses Vorgehen eröffnet zugleich die Möglichkeit, eine vergleichende Bewertung sächsischer Daten mit diesem Verfahren vorzunehmen.

Neben Expertenwissen/-urteil standen v.a. folgende Datenquellen zur Eingruppierung der Taxa bzw. für eine Plausibilisierung derselben zur Verfügung:

- Datensätze zu Makrophyten-Beprobungen nach dem PHYLIB-Verfahren im Rahmen der sächsischen Messnetz-Untersuchungskampagnen, mit Schwerpunkt aus den Jahren 2005/2006
 - Fachliteratur zur Verbreitung und Ökologie der Arten (möglichst regionale Quellen)
 - Werte zum Gesamt-Phosphor (Wasserphase, Median des Jahresganges) der Untersuchungsstellen.
- Makrophyten nehmen Phosphor artspezifisch zu unterschiedlichen Anteilen, - sowohl aus dem Freiwasser als auch aus dem Sediment - auf; Werte für das Sediment stehen leider nicht oder nur in geringem Umfang zur Verfügung. Jedoch beruhen auch andere trophische Makrophyten-Kennwerte wie der Mean Trophic Rank (MTR) in Großbritannien oder der Indice biologique macrophytique en rivière (IBMR) in Frankreich nur auf der Wasserphase (in SCHNEIDER 2007).

Um auch das regional begründete Wissen über die Ökologie der Makrophyten außerhalb der Einrichtungen des Umweltministeriums zu nutzen, wurde ein Workshop mit ausgewiesenen Botanikern, welche zumindest vorrangig auf sächsischem Gebiet agieren, organisiert. Gewonnen werden konnten dafür neben Dr. Angela Doege (Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft) von der TU Dresden Dr. Frank Müller und Dr. Klaus Stetzka sowie Dr. Wolfgang Böhnert (Freital), Wolfgang Buder (Dresden) und Dr. Dietrich Hanspach (Lindenau). Weiterhin wurde Dr. Klaus van de Weyer (Nettelbach, NRW) eingeladen. Mit ihm besteht seit längerer Zeit ein fachlicher Kontakt, zudem arbeitet er als Berater im Rahmen des Umweltbundesamtes an der Fortschreibung des PHYLIB-Verfahrens mit. Matthias Breitzfeld (Markneukirchen) stellte dankenswerterweise ökologische Informationen zu den *Callitriche*-Arten in Sachsen zur Verfügung (in litt. 2007). Da die eingeladenen Gäste in der Regel bisher wenige Berührungspunkte mit der WRRL bzw. dem PHYLIB-Verfahren hatten, wurde im Vorfeld ein Infomaterial „Makrophyten/Wasserrahmenrichtlinie“ zum Workshop erstellt (WOLF 2007). Der Workshop fand am 05.12.07 in der Staatlichen Umweltbetriebsgesellschaft in Neusörnewitz statt.

Das hauptsächliche Thema des Workshops war ein Meinungsaustausch über die Indikationseignung der Makrophyten. Dabei wurde vorrangig über die Einstufung von nahezu allen aquatischen Makrophyten, welche Bestandteil der sächsischen Flora sind und in Fließgewässern auftreten können, diskutiert. Es wurde eine erste taxa- und fließgewässertypbezogene Einstufung vorgenommen. Insbesondere in Bezug auf die Eingruppierung der Taxa erfolgte dabei eine Anlehnung an die österreichische Vorgehensweise.

Viele der gemeinhin oder gewässertypbezogen als Eutrophierungs- oder Störzeiger geltenden Makrophytenarten sind in bestimmten Fällen jedoch auch typische Elemente der Makrophytenzönose. Treten diese in höheren Abundanzen oder in Dominanzbeständen auf, sind hingegen meist

eine erhöhte Trophie bzw. Degradierungen zu vermuten. Damit einhergehen kann eine nicht leitbildkonforme Verringerung der typspezifischen Artendiversität bzw. ein Fehlen typischer Arten. Höhere Abundanzen können auch auf strukturelle (incl. hydrologische) Störungen hinweisen. Beispielsweise wird bei einer anthropogen verursachten Verringerung der Fließgeschwindigkeit in rhithralen Gewässertypen von einer „Potamalisierung rhithraler Fließgewässer“ gesprochen, dies können z. B. höhere Abundanzen von *Sparganium emersum* anzeigen. Der Gegensatz dazu ist bei potamalen Gewässern die „Rhithralisierung potamaler Fließgewässer“ (künstliche Erhöhung der Fließgeschwindigkeit), z. B. durch höhere Abundanzen von *Ranunculus fluitans* angezeigt.

Die Teilnehmer des Workshops kamen aus diesen Gründen überein, in solcherart Fällen eine Abstufung (teils nur typbezogen) der Indikation in Bezug auf Trophie oder/und Struktur vorzusehen.

Im Rahmen der Bioindikation ist auch das Phänomen der möglichen Ökotypenbildung einzelner Arten und des damit verbundenem unterschiedlichen standörtlichen Verhaltens zu bedenken (POTT & REMY 2000). Von hoher Bewertungsrelevanz für Sachsen ist dabei die Indikation des Laubmooses *Hygrohypnum ochraceum* (siehe 2.2.3).

In Anbetracht der derzeitigen (regionalen) Kenntnisse und des verfügbaren Datenstandes muss realistisch eingeschätzt werden, dass der Schwerpunkt der hier dargelegten Indikation der Makrophyten auf der Trophie liegt. Mit Gefäßpflanzen können Strukturdefizite innerhalb dieses Bewertungsrahmens nur in begrenztem Umfang bewertet werden. Im Gegensatz dazu kann mit den vorgefundenen Moos-Taxa in zahlreicheren Fällen neben der Trophie auch auf die Strukturgüte des Untersuchungsabschnittes geschlossen werden. Bei einigen Typeinstufungen weniger Moosarten ist nur von einer Trophie-Indikation auszugehen. Dies betrifft Arten, welche für die entsprechenden Gewässertypen eher unrepräsentativ sind, jedoch ein Vorkommen nicht auszuschließen ist (z.B. *Amblystegium fluviatile* als im Tiefland seltenes Gesteinsmoos). Über diese „Begrenzung“ der Indikation herrschte bei den Teilnehmern des Workshops weitgehende Übereinstimmung.

Auch nach dem Workshop nahm die Aufstellung der regionalisierten Indikationsliste umfangreiche Zeit in Anspruch, mehrmalige Durchsichten und Überarbeitungen schlossen sich an. Neben der Lösung offen gebliebener Fragen wurden besonders die Amplituden der Einstufungen im Zusammenhang mit den Typzuweisungen kritisch geprüft, dies galt ebenso für die Zusatzkriterien (Abwertungen). Auf eine möglichst gleiche Verfahrensweise bei ökologisch ähnlichen Arten war zu achten. Ferner wurden weitere Literaturangaben in die Überlegungen einbezogen. Insbesondere Dr. Dietrich Hanspach, Dr. Frank Müller und Dr. Klaus Stetzka sowie Dr. Angela Doege ist in diesem Zusammenhang für mehrere Durchsichten bzw. Diskussionsrunden zu danken.

2.2.3 Ergebnisse

Die Anzahl der bei PHYLIB (deutschlandweiter Bezug) aufgeführten Makrophyten wurde auf nur in Sachsen vorkommende Taxa reduziert bzw. um einige Taxa erweitert. Eine Reduktion bedeutete auch die Entfernung eindeutig nicht aquatischer Makrophytentaxa sowie solcher, die in Sachsen nur in Stehgewässern vorkommen. Die Einstufungen beziehen sich nur auf aquatische (submerse bzw. flutende) Erscheinungsformen der Taxa. Bei submersen Makrophyten bestehen allgemein gute Korrelationen bezüglich der Nährstoffansprüche sowie ihrer Toleranz gegenüber hohen Nährstoffkonzentrationen, der Indikatorwert emerser Formen ist oft geringer oder weniger eindeutig feststellbar.

Die auf Sachsen abgestimmte Liste umfasst derzeit 125 Taxa. Sie enthält somit bis auf Ausnahmen nahezu alle in Sachsen zu den aquatischen Makrophyten in Fließgewässern zu zählenden Arten.

Der Anhang 2-1 zeigt die fließgewässertypbezogenen Einstufungen der Makrophytentaxa aus sächsischer Sicht. Einstufung A ist hierbei analog zu Klasse 1, B zu Klasse 2 usw. des österreichischen Verfahrens zu betrachten.

Es wurde auch eine Einstufung für den Fließgewässertyp MP („potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge“) vorgenommen und eine Erweiterung dieses Typs auf Ströme des Mittelgebirges - in Sachsen die Oberelbe - vorgenommen. Ob der Typ MP überhaupt für Sachsen relevant ist, bedarf noch einer Prüfung.

Änderungen und Unterschiede gegenüber der Liste in PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2006)

- aktuell eingestuftes Artenspektrum
Von den 166 in Sachsen vorkommenden Taxa der PHYLIB-Liste wurden 62 Arten gestrichen, davon die Hälfte Moose. Die Gründe sind mannigfaltig. Die häufigsten sind:
 - mehrere Arten sind nicht als aquatische Makrophyten anzusehen, d.h. von ihnen sind keine submersen bzw. flutenden Erscheinungsformen bekannt (z. B. *Agrostis gigantea*, *Angelica sylvestris*, *Galium palustre*), unter den Moosen treten viele Arten höchstens in der Spritzwasserzone auf (u.a. *Amblystegium varium*, *Hygrohypnum luridum*, *Pohlia wahlenbergii*, *Thamnobryum alopecurum*)
 - Arten treten zumindest in Sachsen nur in Stehgewässern auf, sind somit für dieses Verfahren nicht relevant (z.B. *Fontinalis hypnoides*, *Najas marina*, *Sparganium natans*, *Trapa natans*), dies betrifft auch mehrere Armleuchteralgen (Characeae), die in Sachsen bisher nur aus Stehgewässern bekannt sind
 - einige Taxa sind in Sachsen äußerst selten (*Nymphoides peltata*), z.T. zudem aktuell ohne Vorkommen (*Groenlandia densa*, *Isolepis fluitans*).

- 19 bisher nicht eingestufte Arten sind neu hinzugekommen.

<i>Alisma lanceolatum</i>	<i>Myosotis laxa</i>
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Philonotis caespitosa</i>
<i>Alopecurus aequalis</i>	<i>Philonotis fontana</i>
<i>Alopecurus geniculatus</i>	<i>Ranunculus sceleratus</i>
<i>Glyceria declinata</i>	<i>Sium latifolium</i>
<i>Glyceria notata</i>	<i>Sphagnum denticulatum</i>
<i>Jungermannia obovata</i>	<i>Sphagnum fallax</i>
<i>Jungermannia pumila</i>	<i>Sphagnum riparium</i>
<i>Luronium natans</i>	<i>Veronica beccabunga</i>
<i>Lysimachia nummularia</i>	

- Bedeutung der Einstufungen der Taxa (Indikation, siehe 2.2.2 und 2.3)
Ein Vergleich der getroffenen typbezogenen Einstufungen mit denen im PHYLIB-Verfahren ist aufgrund der unterschiedlichen Skalen und ihrer Bedeutung nur begrenzt möglich.
- Einbeziehung ökologischer Amplituden
- Möglichkeit einer Abstufung der typbezogenen Einstufung beim Auftreten der Taxa in höherer Abundanz (siehe 2.2.2)

Die „höhere Abundanz“ eines Taxons wird definiert als:

Pflanzenmenge ≥ 4 der verwendeten Skala nach KOHLER

oder

Pflanzenmenge 3 und gleichzeitige Dominanz/Codominanz des Taxons gegenüber nicht abwertungsrelevanten Taxa innerhalb des jeweiligen Spektrums im Untersuchungsabschnitt.

Die Abwertung der jeweiligen Einstufung erfolgt um eine Stufe, z.B. von B nach C, B-C nach C-D. Ausnahmen davon sind B-D (auf C-D) und C-D (auf D). Abwertungen betreffs der Struktur gehen (vorerst) nicht unmittelbar in die Bewertung ein, sie sind als zusätzliche Bewertungen zu nutzen.

- Aufgliederung des Laubmooses *Hygrohypnum ochraceum* in Formen (Ökomorphen)

In Sachsen gehört *Hygrohypnum ochraceum* besonders im Bergland zu den häufigsten Wassermoosen. Mehrere Untersuchungsstellen, an denen die Art auftrat, wurden in Sachsen nach dem PHYLIB-Verfahren tendenziell zu gut bewertet. Eine generelle Einstufung in die Artengruppe A ist für sächsische Verhältnisse falsch.

Untersuchungen zur Eutrophierung von moosbesiedelten Bächen in Sachsen zeigten, dass die Art je nach Nährstoffgehalt des Wassers unterschiedliche Wasserformen (Ökomorphosen) ausbildet. Während die Form *ochraceum* ihren Schwerpunkt in nicht bzw. schwach eutrophierten Bächen aufwies, fand sich die Form *obtusifolia* ausschließlich in neutralen, stark eutrophierten Gewässerabschnitten, z. T. vom Abwasserpilz *Sphaerotilus natans* überzogen.

Neben diesen beiden Formen mit hoher Konstanz in der Merkmalsausbildung gibt es weitere Formen (als Formengruppe zusammengefasst), welche in ihren intermediären Merkmalen mehr oder weniger stark variieren und in gering verschmutzten Bächen zu finden sind (BAUMANN & STETZKA 1999, STETZKA & BAUMANN 2002).

Bisher wurde in Sachsen innerhalb des PHYLIB-Verfahrens nicht zwischen den Formen unterschieden. Von im Rahmen der Staatlichen Umweltbetriebsgesellschaft analysierten Untersuchungsstellen waren 32 Herbarbelege von *H. ochraceum* vorrätig. Diese wurden im Hinblick auf die Feststellung der Formen nochmals bestimmt. Die Verifizierung der Determination übernahm dankenswerterweise Dr. Klaus Stetzka (Institut für Forstbotanik, TU Dresden, Tharandt). Es zeigte sich, dass die beiden Formen *ochraceum* und *obtusifolia* bei Vorgabe genauer Merkmale gut zu bestimmen und von den Zwischenformen abzugrenzen sind. Eine erste grobe Auswertung der Bestimmungsergebnisse (Formen) in Bezug zu den an den Fundorten bekannten ökologischen Bedingungen zeigte eine relativ gute Übereinstimmung mit dem o. g. Sachverhalt, eine genaue Analyse steht noch aus.

Bei der Durchsicht der erwähnten Herbarbelege zeigte sich ein hoher Anteil von Zwischenformen, welcher eine Einstufung auch dieser notwendig macht.

Nicht alle Einstufungen konnten aufgrund der momentanen Datenlage mit regionalen Kenntnissen gestützt bzw. abgesichert werden. Für eine Reihe von Arten gibt es wenig (aktuelle) Nachweise oder physiko-chemische Kennwerte der Standorte, sodass Einschätzungen, insbesondere über die ökologischen Amplituden, auch mehr oder weniger hypothetischer Art sind bzw. auf Expertenwissen beruhen.

Die Einstufung der Taxa (Indikationsliste) entspricht dem gegenwärtigen Stand!

Um die Indikationsliste weiter zu qualifizieren, werden weitere und umfassende Beobachtungen und Untersuchungen als notwendig erachtet.

Unabhängig davon was für eine Art von Makrophyten-Bewertungsverfahren angewandt wird, stellt eine solche Liste eine wichtige Arbeitsgrundlage dar. Auch bei Bewertungsverfahren, welche nicht mit Indizes arbeiten, sind regional überprüfte bzw. abgestimmte ökologische Kennwerte hilfreich bis notwendig, nicht zuletzt für eine Plausibilisierung von Bewertungen.

2.3 Vergleich alternativer Bewertungsverfahren

2.3.1 Auswahl und Kurzvorstellung der Verfahren

Die Möglichkeiten, innerhalb des PHYLIB-Verfahrens unter Beibehaltung des dreistufigen Systems der Indikation Veränderungen zur Erhöhung der Qualität bzw. Plausibilität der Bewertungen zu erreichen, sind beschränkt. So war es ein Anliegen des Projektes, auch andere Verfahrensweisen auf ihre Anwendbarkeit in Sachsen zu prüfen.

Aus einem Verfahrensvergleich wurde auch auf Erkenntnisse gehofft, welche Rückkopplungen auf die Einstufung der Taxa in der überarbeiteten Indikationsliste ermöglichen könnten.

Zur genauen Prüfung wurden zwei unterschiedliche Verfahren ausgewählt, welche aufgrund ihres Bewertungsansatzes schlüssig erschienen. Zum einen das österreichische Verfahren (BMLFUW 2007) und zum anderen das nordrhein-westfälische Verfahren (LANUV NRW 2008).

Im Folgenden sollen diese zwei Verfahren betreffs ihrer Herangehensweise kurz umrissen werden. In Tabelle 21 sind noch einmal markante Charakteristika dieser Verfahren dem PHYLIB-Verfahren gegenübergestellt. Details sind den entsprechenden Verfahrens-Anleitungen zu entnehmen, welche im Internet verfügbar sind (siehe Literaturverzeichnis). Während das Makrophyten-Bewertungsverfahren für Fließgewässer in Österreich in Grundzügen dem PHYLIB-Verfahren ähnelt, verfolgt das Verfahren für Makrophyten in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens einen stärker unterschiedlichen Bewertungsansatz.

Österreichisches Verfahren (BMLFUW 2007)

- Neben der bereits erwähnten vierstufigen Einordnung (Referenzarten bis Störzeiger) stellt die Berücksichtigung der ökologischen Amplituden der Taxa einen wesentlichen Unterschied zum PHYLIB-Verfahren dar.
- Bei der typspezifischen Berechnung der ökologischen Zustandsklasse werden Arten mit eng gefassten ökologischen Ansprüchen stärker gewichtet als Arten mit einer weiten ökologischen Amplitude.
- In die Berechnung einbezogen werden nicht nur submers auftretende Taxa, sondern auch emerse Erscheinungsformen von Amphiphyten.
- Ubiquisten (ohne Präferenzen für eine bestimmte Zustandsklasse, z.B. *Fontinalis antipyretica* landesweit, *Leptodictyum riparium* regional) gehen nicht in die Bewertung ein.
- Die Schätzstufen der Pflanzenmenge nach KOHLER gehen direkt ein (ohne dritte Potenz).
- Die Festlegung der Fließgewässer in eine Makrophytentypologie (Makrophytentypen) erfolgt nach Bioregionen.

Die Verfahrensentwicklung ist noch nicht endgültig abgeschlossen (K. PALL, mdl., November 2008).

Nordrhein-westfälisches Verfahren (LANUV NRW 2008)

Das Verfahren von Nordrhein-Westfalen basiert auf der Dominanz von Arten bzw. Artengruppen, die sich ökologisch ähnlich verhalten und als „Vegetationstyp“ bezeichnet werden. Den Leitbildern werden typische Pflanzengemeinschaften (Vegetationstypen) zugeordnet, die der potenziellen natürlichen Vegetation des zugehörigen Gewässertyps entsprechen. Es erfolgt eine Zuweisung der nachgewiesenen Arten zu Wuchsformen. Die Wuchsformen werden zu den Vegetationstypen differenziert und innerhalb dieser wird mit Hilfe von Stör- bzw. Gütezeigern und der Anzahl an Wuchsformen in die „ökologischen Zustandsklassen“ abgestuft. Man erhält diese also direkt, es erfolgt keine Ermittlung eines Index.

2006 wurde durch den Verfahrensentwickler mit einer Machbarkeitsstudie die grundsätzliche Übertragbarkeit des Verfahrens auf die sächsischen Verhältnisse dargelegt (VAN DE WEYER 2006).

Tabelle 21: Gegenüberstellung ausgewählter Charakteristika von Makrophyten-Bewertungsverfahren für Fließgewässer: PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2006), österreichisches Verfahren (BMLFUW 2007) und NRW-Verfahren (LANUV NRW 2008)

	PHYLIB-Verfahren	österreichisches Verfahren	NRW-Verfahren
Einstufung der Taxa	A, B, C A Referenzarten, B indifferent/mittlere Belastung anzeigend, C Störzeiger	A-D A Referenzarten bis D Störzeiger (den ökologischen Zustandsklassen (1-4) gleichgesetzt)	Störzeiger, Gütezeiger, Wuchsformen
	1 Stufe je Taxon	mehrere Stufen je Taxon möglich (ökologische Amplitude)	
in die Bewertung eingehende Makrophyten	„submers“ auftretende Taxa	Hydrophyten, Amphiphyten (auch emers auftretende)	„submers“ auftretende Taxa (ohne Herbiden, Junciden, Equisetiden, Graminoiden)
Helophyten	Abwertung bei Helophyten dominanz	teils direkt eingehend (als Amphiphyten), keine Abwertung	Helophyten typ als ein Vegetationstyp
Bewertung bzw. Einstufung der Taxa basierend auf ...	Gewässertypen nach Ökoregion und abiotischen Kennwerten	Gewässertypen nach Bioregionen	Vegetationstypen und Gewässertypen nach Ökoregion und Fließgeschwindigkeit
Bewertbarkeit einer Untersuchungsstelle	Anteil eingestufte Taxa mind. 75 % und Gesamtpflanzenmenge (Σ Quantitätsstufen) mindestens 26	mindestens 3 eingestufte Arten oder Gesamtpflanzenmenge (Σ Quantitätsstufen) mind. 16	kein Reglement
Eingang der Daten (quantitativer Aspekt)	dritte Potenz der Zahlenwerte der Kohler-Skala	direkte Zahlenwerte der Kohler-Skala	Anzahl Wuchsformen, Störzeiger, Gütezeiger, Dominanzverhältnisse
Ausweisung der ökologischen Zustandsklasse 5 („schlecht“)	als Makrophytenverödung (ungesichert)	als Makrophytenverödung (ungesichert)	Makrophytenverödung oder bestimmte Ausbildung des Vegetationstyps

Weiteres/ Besonderes	Anwendung von Zusatz- kriterien im Tiefland	- in der Berechnung stärkere Wichtung von Arten mit eng gefassten ökologischen Ansprüchen als Arten mit einer weiten ökologischen Amplitude - Ermittlung SÜQ (Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel) - Probenahme nach dem Prinzip der „Artensättigung“	- „Begründete Abweichung von der formalen Bewertung“ möglich - erste typbezogene Ableitungen von Belastungen und zu treffender Maßnahmen
---------------------------------	--	---	---

2.3.2 Vorarbeiten und Vornahme der Bewertungen

Zusammenstellung eines Gesamtdatensatzes

Aus dem Pool der innerhalb der Staatlichen Umweltbetriebsgesellschaft erhobenen Makrophyten-Untersuchungen nach PHYLIB wurde ein aus 156 Beprobungen (= Untersuchungsstellen) bestehender repräsentativer sachsenweiter Gesamtdatensatz zur Prüfung und zum Vergleich der verschiedenen Verfahren zusammengestellt. Untersuchungsstellen ohne Makrophyten-Bewuchs und zugleich stofflicher und/oder hydrologischer Belastung („Makrophytenverödung“) wurden nicht berücksichtigt.

Die entsprechende Kenntnis der Untersuchungsstellen bzw. besser die eigens von der den Verfahrenvergleich vorzunehmenden Person durchgeführte Probenahme erscheint für die Interpretation der Ergebnisse und die Prüfung derselben auf Plausibilität sehr wichtig. Dies war in den allermeisten Fällen gegeben.

Ermittlung des Talbodengefälles

Die Fließgeschwindigkeit, insbesondere im Tiefland, ist ein wichtiges Kriterium für die Bestimmung des Fließgewässertyps. Dieser ist nicht nach aktuellen Werten verschiedener Parameter, sondern anhand des ursprünglichen Zustandes (Referenzzustand, Leitbild) zuzuweisen.

Im PHYLIB-Verfahren erfolgt die Zuordnung der Untersuchungsstellen zu den Typen gemäß einem Zuordnungsschlüssel. In der Praxis traten hierbei des öfteren Schwierigkeiten auf, was zur Folge hatte, dass Typ-Varianten ausgewiesen wurden (KROKER & WOLF 2007), welche sich zu etwa einem Drittel in der ökologischen Zustandsklasse (ÖZK) unterschieden.

Im NRW-Verfahren wird das Talbodengefälle genutzt, um die Fließgewässer, genauer die Untersuchungsstellen, in rhithrale (überwiegend schnell fließende) und potamale (überwiegend langsam fließende) Typen bzw. Zonen zu differenzieren (siehe Tabelle 22). Diese Vorgehensweise wird seit kurzem auch innerhalb des PHYLIB-Verfahrens geprüft.

Tabelle 22: Kriterien zur Unterscheidung von rhithralen und potamalen Fließgewässern bzw. Fließgewässerabschnitten (Koenzen, pers. Mittlg., Koenzen 2005), aus LANUV NRW (2008)

Größe des Einzugsgebietes (km²)	Talbodengefälle* in Promille	Anteil des Mittelgebirges am Einzugsgebiet	
< 100	<= 1/00		potamal
	> 1/00		rhithral
100-10.000	<= 0,5/00		potamal
	> 0,5/00-1/00	< 50%	potamal
	> 0,5/00-1/00	> 50%	rhithral
	> 1/00		rhithral
> 10.000	<= 0,5/00		potamal
	> 0,5/00		rhithral/potamal

* unter Berücksichtigung des potenziell natürlichen Windungsgrades

Innerhalb des Projektdatensatzes (n = 156) wurden die Untersuchungsstellen, welche dem Tiefland zugeordnet sind (n = 77) einer diesbezüglichen Prüfung unterzogen. Zur Ermittlung des Talbodengefälles (in der Regel auf einer Strecke von je 1.000 m ober- und unterhalb der Untersuchungsstelle) wurde das digitale Höhenmodell DGM 25 verwendet.

In 25 % der Fälle (n = 77) wurde ein bisher (PHYLIB-Verfahren) potamal eingestuftes Untersuchungsabschnitt zu einem rhithral geprägten umgestuft. Das Gegenteil trat nicht auf. Das vor der Prüfung bestandene Verhältnis im Tiefland von 70 % potamal geprägter Fließgewässerabschnitte zu 30 % rhithral geprägter Abschnitte veränderte sich auf 44 % zu 56 %. Letzteres Verhältnis erscheint aufgrund der geographischen Lage Sachsens im Zusammenhang mit dem meist allmählichen Übergang Gebirge-Tiefland plausibler. Eindeutig als potamal anzusehende Fließgewässerabschnitte traten innerhalb des geprüften Datensatzes nur bis 130 m ü. NN auf.

Bei einem nicht geringen Anteil (ca. 30 %) war die Zuweisung jedoch nicht sicher. Das liegt zum einen in der Natur der Sache (Grenzbereiche zwischen potamal und rhithral), zum anderen in der nicht einfachen Ermittlung des Talbodengefälles an sich. Sehr schwierig gestaltet sich die Ermittlung bei der notwendigen Berücksichtigung des potenziell natürlichen Windungsgrades. Bei stark mäandrierenden Gewässerläufen vermindert sich das Gefälle des Fließgewässers gegenüber dem Talboden um etwa die Hälfte! So fehlt bisher eine diesbezügliche Handlungsanweisung, insbesondere wie der potenziell natürliche Windungsgrad praktisch einzubeziehen ist.

Der Gesamtdatensatz von 156 Makrophyten-Aufnahmen samt der überprüften Fließgewässertyp-Zuordnungen (anhand des Talbodengefälles) und die regionalisierte Indikationsliste bildeten die Grundlage für den Vergleich der drei Bewertungsverfahren.

Die Bewertungen erfolgten nach den folgenden Anleitungen:

PHYLIB

Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos (Stand Januar 2006)

Auftraggeber: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Bearbeitung: Bayerisches Landesamt für Umwelt

Größtenteils lag die Berechnung des Referenzindex (RI) der Untersuchungsabschnitte bereits vor dem Erscheinen der verfahrenseigenen Berechnungs-Software vor. Mit dieser offenbarte sich nun ein Fehler in der PHYLIB-Handlungsanweisung (SCHAUMBURG et al. 2006). Für den Typ TN (mittelgroße potamal geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes) muss richtigerweise bei der Anwendung der Zusatzkriterien von einem $RI \geq -20$ ausgegangen werden. So machte sich eine Neuberechnung dieses Fließgewässertyps erforderlich.

Österreichisches Verfahren/„angepasstes Österreich-Verfahren“

Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A4 – Makrophyten (Version A4-01b_MHP, September 2007)

Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien

Autoren: Pall, K. & Moser, V.

Ein Berechnungsfile wurde dankenswerterweise von der systema GmbH, Wien zur Verfügung gestellt.

Das österreichische Verfahren wurde nicht „Eins zu Eins“ angewandt. Für die Zuweisung des erzielten Index zur ökologischen Zustandsklasse wurde der österreichische Wertebereich verwendet. Ein unterschiedlicher Fließgewässer-Typisierungsansatz, die Einbeziehung nur aquatisch auftretender Taxa und die bereits erwähnte Möglichkeit, Taxa abundanzbezogen unterschiedlich einzustufen, sind Unterschiede bei der hier erfolgten Prüfung des Verfahrens für Sachsen gegenüber seinem Original. So wird das Bewertungsverfahren im folgenden „angepasstes Österreich-Verfahren“ (in den Diagrammen „Aut-Verfahren, angepasst“) genannt.

Nordrhein-westfälisches Verfahren

Fortschreibung des Bewertungsverfahrens für Makrophyten in Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie

Herausgeber: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen 2008 (Bearbeitung: van de Weyer, K.)

2.3.3 Ergebnisse

2.3.3.1 Formale Bewertung

Bei den Verfahren, welche nach einem Index bewerten (PHYLIB, „angepasstes Österreich-Verfahren“), müssen die Kriterien der Bewertbarkeit einer Untersuchungsstelle beachtet werden (siehe Tabelle 21). Sind die Kriterien erfüllt, erhält man eine formal gesicherte Bewertung (siehe Abbildung 10). Der geringere Anteil Bewertungen beim PHYLIB-Verfahren erklärt sich durch die dortigen strengeren Vorgaben.

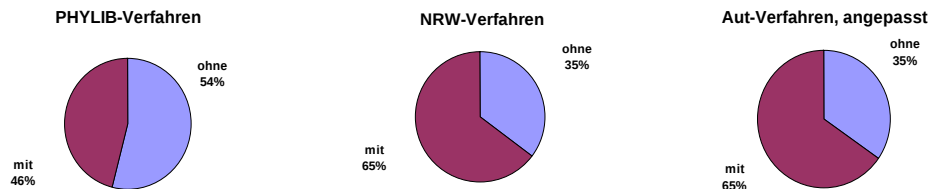


Abbildung 10: Anteil formal bewertbarer Untersuchungsstellen (n = 156) bei Anwendung der Makrophyten-Bewertungsverfahren PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2006) und „angepasstes Österreich-Verfahren“ (BMLFUW 2007, verändert), gegenübergestellt Ergebnisse des NRW-Verfahrens (LANUV NRW 2008); weinrot: Untersuchungsstellen mit Bewertung, blau ohne Bewertung

Dem gegenübergestellt wurde das nur bedingt vergleichbare Diagramm nach Anwendung des NRW-Verfahrens. Hier bestehen keine Kriterien betreffs der Bewertbarkeit einer Stelle. Bei der Zuordnung des aufgefundenen Artenbestandes zu einem Vegetationstyp und der entsprechenden Zustandsklasse wird bereits der bei den beiden anderen Verfahren nachfolgende Bewertungsschritt, die Plausibilisierung des Ergebnisses, angewandt bzw. beachtet. Führt die Bewertung zu keinem schlüssigen/plausiblen Ergebnis, wird sie als unklar (ohne Bewertung) deklariert.

Der relativ hohe Anteil von Untersuchungsstellen, welchen bei Anwendung des NRW-Verfahrens keine Bewertung zuteil wurde, hatte v.a. folgende Gründe: Am häufigsten trat der Fall auf, dass die Abundanzen zu gering waren, um den Vegetationstyp eindeutig zu bestimmen, eine Verödung jedoch meist nicht in Frage kam. Mehrere Taxa mit gleicher Abundanz an den Untersuchungsstellen erlaubten wiederum keine eindeutige Vegetationstyp-Zuordnung, die Festlegung der dominanten Art wurde bei der Kartierung nicht vorgenommen. Oder das Moos *Hygrohypnum ochraceum* (in seiner Zwischenform) war das dominante Taxon (nicht als Vegetationstyp vorgesehen). Daneben gab es eine Reihe verschiedener Einzelfälle, bei denen die Bewertung unplausibel war. Die meisten dieser Probleme traten im Hügelland Sachsens auf.

2.3.3.2 Plausibilisierung der Bewertungen

Unterzieht man die Ergebnisse der formal bewertbaren Untersuchungsstellen einer Plausibilisierung, das heißt es wird geprüft, ob sie plausibel, also annehmbar und nachvollziehbar sind, zeigt sich ein verändertes Bild beim Vergleich der Verfahren (siehe Abbildung 11).

Eine Plausibilisierung von Bewertungsergebnissen gestaltet sich generell schwierig. Es gibt kein objektives Instrumentarium dafür, das Urteil kommt immer mit einem nicht zu unterschätzenden subjektiven Anteil zustande. Die Plausibilisierung ist jedoch insbesondere bei einer oft relativ arten-arm anzutreffenden Organismengruppe wie die der Makrophyten und bei der Anwendung noch relativ neuer Verfahren unverzichtbar.

Neben Expertenwissen/Expertenurteil wurden im hier dargelegten Verfahrens-Vergleich zur Plausibilisierung verwendet:

- vorhandene Gesamtphosphor-Werte der Untersuchungsstellen (siehe 2.2.2),
- Einzeleinstufungen der Taxa (sächsische Indikationsliste),
- Bewertungsergebnisse anderer autotropher Komponenten (Diatomeen, sonstiges Phytobenthos)
- schlüssige Bewertungen des NRW-Verfahrens.

Die Plausibilisierung bezieht sich nur auf die ökologische Zustandsklasse, nicht auf den Index. Sehr wichtig ist eine gewissenhafte Vorgehensweise bei Ergebnissen zwischen den Zustandsklassen 2 und 3, der Entscheidung, ob Handlungsbedarf nach WRRL angezeigt ist oder nicht.

Die Argumente für oder gegen ein plausibles Ergebnis sind von unterschiedlicher Eindeutigkeit, hierfür wurde eine Differenzierung getroffen. Plausible wie unplausible Ergebnisse wurden noch mal in „relativ sicher plausibel“ und „schwach/eingeschränkt plausibel“ bzw. „grob unplausibel“ und „schwach unplausibel“ unterteilt.

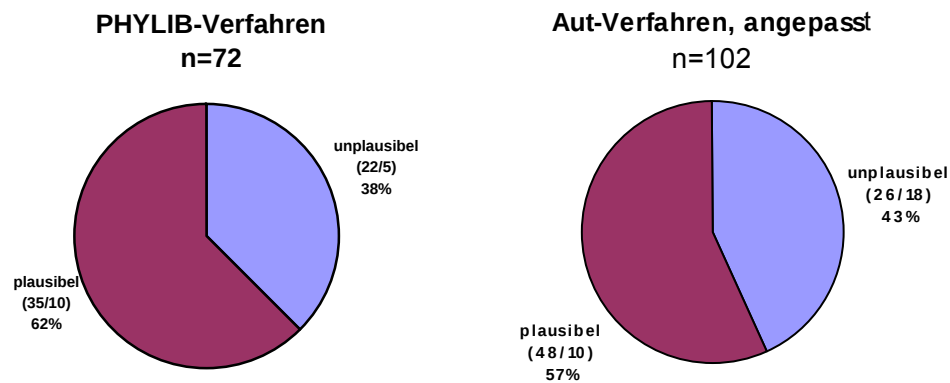


Abbildung 11: Vergleich zwischen dem PHYLIB-Verfahren (SCHAUMBURG et al. 2006) und dem „angepassten Österreich-Verfahren“ (BMLFUW 2007, verändert), Anteil plausibler Bewertungen an den formal bewertbaren Untersuchungsstellen, Zahlen in Klammern: (plausibel/schwach plausibel) bzw. (unplausibel/schwach unplausibel)

Der im Vergleich zum PHYLIB-Verfahren etwas erhöhte prozentuale Anteil unplausibler Bewertungen beim „angepassten Österreich-Verfahren“ wird jedoch durch die höhere absolute Anzahl plausibler Bewertungen relativiert. Die meisten als unplausibel zu betrachtenden Bewertungen beim „angepassten Österreich-Verfahren“ sind bei Untersuchungsstellen mit insgesamt geringen Pflanzenmengen zu verzeichnen. So zeigen die nächsten Diagramme (Abbildung 12) einen Vergleich mit gleicher Ausgangslage, in Form der dem PHYLIB-Verfahren zugrunde gelegten Gesamtquantität der Pflanzenmengen = 26.

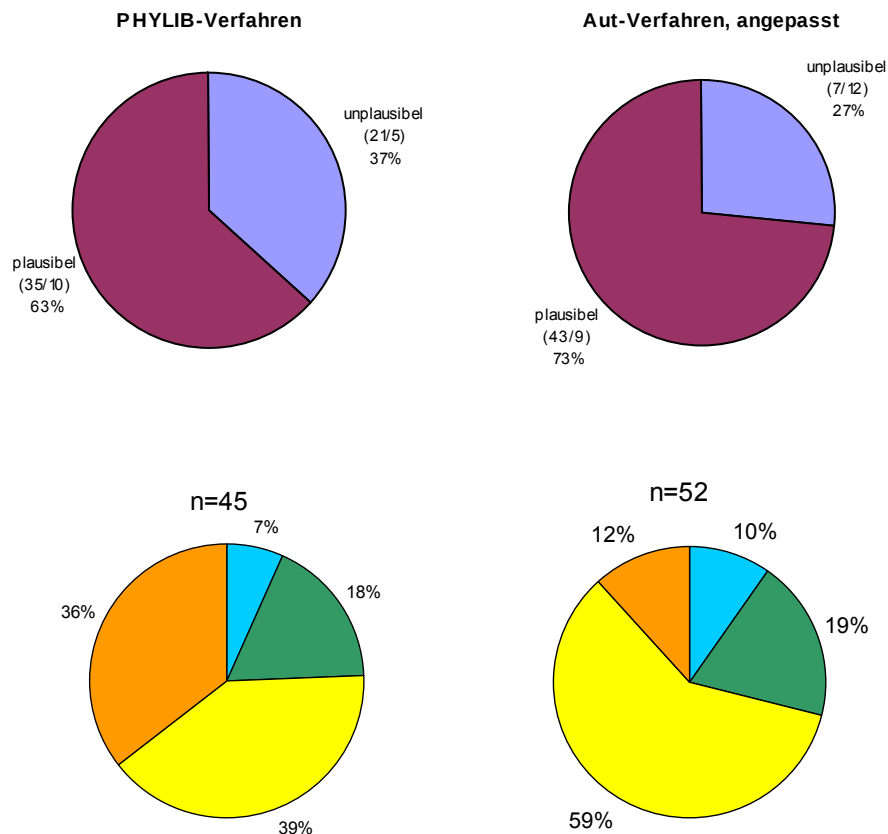


Abbildung 12: Vergleich zwischen dem PHYLIB-Verfahren (SCHAUMBURG et al. 2006) und dem „angepassten Österreich-Verfahren“ (BMLFUW 2007, verändert), obere Reihe: Anteil plausibler Bewertungen an den formal bewertbaren Untersuchungsstellen (n = 71, Kriterium Gesamtquantität = 26), Zahlen in Klammern: (plausibel/schwach plausibel) bzw. (unplausibel/schwach unplausibel); untere Reihe: ökologische Zustandsklassen der plausiblen Bewertungen, blau = sehr guter Zustand, grün = guter Zustand, gelb = mäßiger Zustand, orange = unbefriedigender Zustand

Da die Bewertung mit dem „angepassten Österreich-Verfahren“ ja auf der sächsischen Indikationsliste beruhte und mit der Prüfung des Verfahrens Rückschlüsse auf eine Verbesserung der Indikati-

onsliste erhofft wurden, schloss sich eine Analyse der unplausiblen Bewertungen an. Zudem schien die Bewertung tendenziell etwas zu gut.

Es konnten Taxa herauskristallisiert werden, deren Einstufungen in der Indikationsliste Anlass für ein unplausibles bzw. oft zu gutes Ergebnis sein konnten. Diese Taxa sind in Tabelle 23, unter Angabe einer möglichen Umstufung, zusammengestellt.

Tabelle 23: Taxa der sächsischen Indikationsliste, welche einer Überprüfung ihrer Einstufung bedürfen, mit Vorschlag der möglichen Änderung (1. Sichtung)

Taxa	Fließgewässer-Typ (bestehende Einstufungen)	Vorschlag zur Änderung der Einstufung
Agrostis stolonifera	alle	ohne Indikation
Alopecurus spp.	alle	ohne Indikation
Glyceria spp.	alle	ohne Indikation
Phalaris arundinacea	alle	ohne Indikation
Myosotis spp.	alle	ohne Indikation
Veronica beccabunga	alle	ohne Indikation
Alisma plantago-aquatica	TR	B-C
Ceratophyllum demersum	TN	C-D*
Elodea spp.	TR	B-C*
Elodea spp	Abwertung bei Menge 5	um eine Stufe (im Mittelgebirge ½ ?)
Persicaria hydropiper	TN/TR	C-D
Potamogeton crispus	MRS	C* (*auf C-D)
Zannichellia palustris	MRS	C* (*auf C-D)
Hygrohypnum ochraceum fo. obtusifolia	alle	D
Hygrohypnum ochraceum fo. ochraceum	alle	A-B
Hygrohypnum ochraceum <i>Zwischenformen</i>	alle	C
Scapania undulata	alle	A-B

Die Graminoiden scheinen in Bezug auf den Nährstoffgehalt generell wohl wenig indikativ zu sein. Obwohl untergetauchte Formen (oft nicht ganzjährig) bekannt sind, werden sie eher zu den „halbaquatischen“ Makrophyten gezählt (CASPER & KRAUSCH 1980/81). Als Arten der Bachröhrichte und Flutrasen dringen sie meist vom Gewässerrand in das eigentliche Gewässer vor und sind dadurch bei den Untersuchungen zudem schlecht quantitativ vom emers wachsenden Teil zu trennen. Ähnliches trifft wohl auf die in der Tabelle aufgeführten Herbiden zu. Im NRW-Verfahren werden Graminoiden und Herbiden generell nicht bei der Ermittlung der Zustandsklasse berücksichtigt.

Zusätzlich sollte die Einstufung B-D bei höherer Abundanz auf D umgestuft werden (bisher C-D). Diese Vorschläge bedürfen noch der Herstellung eines Konsenses mit regionalen Makrophyten-

Experten, sind also noch nicht in der Indikationsliste der Makrophyten-Fließgewässer für Sachsen (Anhang 2-1) berücksichtigt.

Mit diesen vorgeschlagenen Änderungen wurden erneut die Datensätze mit dem „angepassten Österreich-Verfahren“ bewertet und auf Plausibilität geprüft. Das Ergebnis ist in Abbildung 13 zu sehen.

Der im Vergleich zum PHYLIB-Verfahren und dem NRW-Verfahren verhältnismäßig geringere Anteil der ökologischen Zustandsklasse 4 scheint auch ein Ausdruck der im österreichischen Verfahren festgelegten Kassengrenzen zu sein. Zur Klasse 4 kann im Gegensatz zur Klasse 2 und 3 nur ein Index-Wert innerhalb eines halben Klassenbereichs (3,50 - 4,00) gestellt werden.

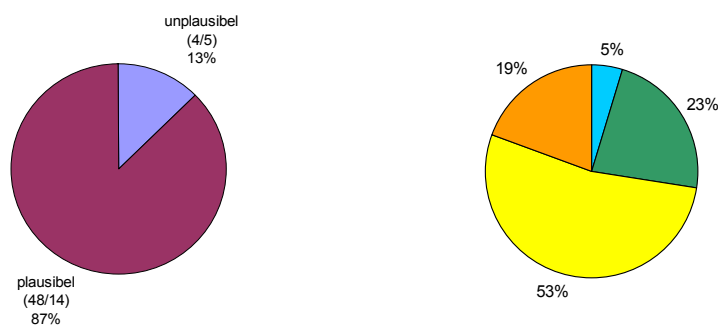


Abbildung 13: Bewertungen des „angepassten Österreich-Verfahrens“ (BMLFUW 2007, verändert) nach Überarbeitung der Indikationsliste, Anteil plausibler Bewertungen an den formal bewertbaren Untersuchungsstellen (n = 71, Kriterium Gesamtquantität = 26) Zahlen in Klammern: (plausibel/schwach plausibel) bzw. (unplausibel/schwach unplausibel) und ökologische Zustandsklassen der plausiblen Bewertungen, blau = sehr guter Zustand, grün = guter Zustand, gelb = mäßiger Zustand, orange = unbefriedigender Zustand

Abbildung 14 zeigt die ökologischen Zustandsklassen der Untersuchungsstellen bei Anwendung des NRW-Verfahrens (LANUV NRW 2008). Ein quantitativer Vergleich mit den beiden anderen Verfahren ist wiederum nur bedingt möglich. Im Gegensatz zu ihnen besteht im NRW-Verfahren die Möglichkeit, makrophytenfreien Fließgewässern die Zustandsklasse 1 bei Fehlen von strukturellen und stofflichen Belastungen zuzuweisen, ebenso die Zustandsklasse 5 innerhalb von Vegetationstypen und die Klasse 4 als Makrophytenverödung (mit sehr geringer Gesamtdeckung). Vor allem letzteres erklärt den höheren Anteil der Zustandsklasse 4. Ein Teil der Untersuchungsstellen wies nur geringe Pflanzenmengen in Kombination mit stofflichen Belastungen auf, mit den beiden anderen Verfahren wurden diese Stellen oft nicht bewertet.

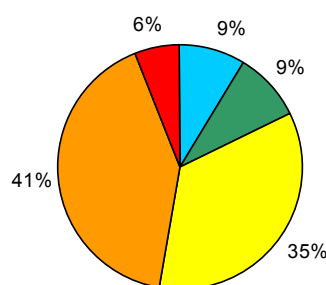


Abbildung 14: Ausweisung der einzelnen ökologischen Zustandsklassen bei Anwendung des NRW-Verfahrens (LANUV NRW 2008); blau = sehr guter Zustand, grün = guter Zustand, gelb = mäßiger Zustand, orange = unbefriedigender Zustand, rot = schlechter Zustand

In Tabelle 24 ist ein paarweiser Vergleich der drei Bewertungsverfahren eingetragen. Verwendet wurden nur Untersuchungsstellen, welche formal von allen Verfahren bewertet werden können (n = 71 Datensätze). Der höchste Anteil gleicher Bewertungen (bezogen auf die ökologische Zustandsklasse) zeigt sich zwischen dem NRW-Verfahren und dem „angepassten Österreich-Verfahren“.

Tabelle 24: Paarweiser Vergleich der Makrophyten-Bewertungsverfahren PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2006), „angepasstes Österreich-Verfahren“ (BMLFUW 2007, verändert) und NRW-Verfahren (LANUV NRW 2008), 71 Datensätze mit Gesamtpflanzenmenge = $\sum$ Quantitätsstufen mindestens 26; ÖZK = ökologische Zustandsklasse

Vergleich	Anzahl Datensätze								
	ohne Bewertung	ÖZK gleich	ÖZK ungleich	Bewertung nur mit Verfahren			bessere Bewertung (ÖZK) mit Verfahren		
				PHYLIB	Aut-Verf.,angep.	NRW	PHYLIB	Aut-Verf.,angep.	NRW
PHYLIB - Aut-Verfahren, angepasst	8	30	33	1	18		6	8	
PHYLIB - NRW-Verfahren	8	30	33	2		18	5		8
NRW-Verfahren - Aut-Verfahren, angepasst	6	43	22		4	3		8	7

2.3.4 Diskussion

Beide alternative Verfahren zeigen einen höheren Anteil plausibler Bewertungen gegenüber dem PHYLIB-Verfahren. In den Bewertungen des „angepassten österreichischen Verfahrens“ spiegeln sich die Anwendung der regionalisierten Indikationsliste und das andere Berechnungsverfahren wider.

Beim PHYLIB-Verfahren zeigt sich ein Phänomen, das bedingt durch das Indikationssystem A, B, C gehäuft Ergebnisse an den Rändern des Indexes und in der Mitte seines Wertebereichs auftreten (ROLAUFFS et al 2008, siehe Abbildung 25).

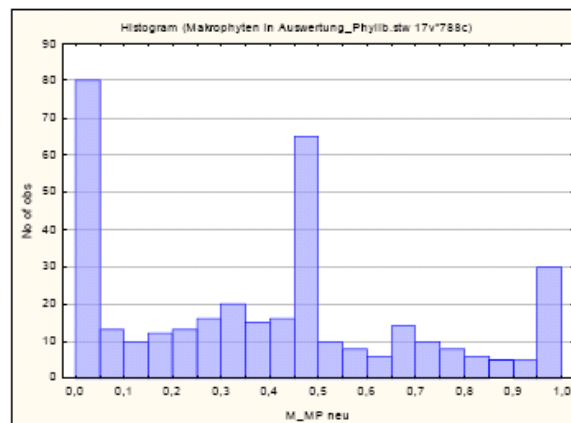


Abbildung 25: Beispiel eines Datensatzes mit dem PHYLIB-Verfahren bewertet, Häufigkeitsverteilung des M_MP (umgerechneter Makrophyten-Index auf eine Skala von 0-1), aus ROLAUFFS et al (2008)

Bei der hier dargestellten Prüfung des ähnlichen österreichischen Verfahrens (BMLFUW 2007), angepasst an die Vorgehensweise in Sachsen („angepasstes Österreich-Verfahren“) zeigt sich diese Art von Verteilung der Ergebnisse nicht mehr (Abbildung 26).

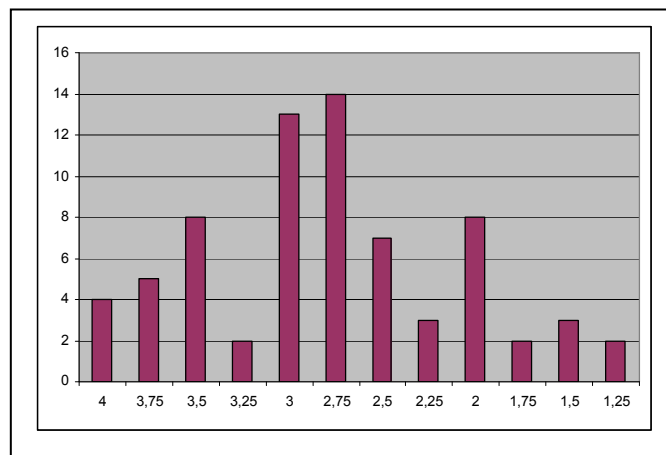


Abbildung 26: Häufigkeitsverteilung des mit dem „angepassten Österreich-Verfahren“ erzielten Indexes der Makrophytenbewertung (71 Datensätze mit Gesamt-pflanzenmenge = $\sum$ Quantitätsstufen mindestens 26), analog Abbildung 25

Im österreichischen Verfahren für die Fließgewässer finden gegenüber dem PHYLIB-Verfahren bei der Berechnung des Indexes die Pflanzenmengen direkten Eingang (ohne dritte Potenz). Dem liegt die Überlegung zugrunde, den Mengenaspekt aufgrund der möglichen stark wechselnden Pflanzenmengen innerhalb derselben Zustandsklasse nicht zu sehr in den Vordergrund zu stellen. Ferner soll damit das Vorkommen mehrerer gleich eingestufte Arten höher gewertet werden als die mengenmäßige Dominanz einer Art (BMLFUW 2007). Dieser Vorgehensweise wird zugestimmt, zumal ebenso zu beachten ist, dass aufgrund der i.d.R. kürzeren beprobten Abschnitte im Routinebetrieb der Gewässeruntersuchungen im Gegensatz zur originalen Anwendung der Schätzmethode („Abschnittsmethode nach Kohler“, z. B. KOHLER & JANAUER 1995) die Gefahr relativ groß ist, dass die kartierte Mengenschätzung vom realen bzw. Durchschnittswert des Vorhandenseins einer Art im betreffenden Fließgewässer-Abschnitt abweicht.

Die hier vorgestellten Bewertungsverfahren stellen unterschiedliche formelle Anforderungen an die Bewertbarkeit einer Untersuchungsstelle (siehe 2.3.1). Am wenigsten streng wird dies beim NRW-Verfahren gehandhabt, es existiert nur eine Art Richtwert (Gesamtdeckung) betreffs der Ausweisung von „Makrophytenverödung“. Eine bestimmte erforderliche Pflanzenmenge oder Artenzahl wird kritisch gesehen, eine gesicherte Bewertung ist auch vom entsprechenden Artenspektrum abhängig. Über die Bewertbarkeit einer Untersuchungsstelle sollte besser nach dem Plausibilitätsprinzip entschieden werden.

In Österreich ist die Qualitätskomponente „Makrophyten“ nicht integriert in eine Gesamtkomponente „Phytobenthos“. Bei Anwendung des NRW-Verfahrens erhält man als Ergebnis keinen Index, eine beim PHYLIB-Verfahren angewandte Verschneidung der drei Phytobenthoskomponenten (Makrophyten, Diatomeen und sonstiges Phytobenthos) über Mittelwertbildung wäre somit nicht möglich. Es besteht jedoch die Möglichkeit der Anwendung des *worst-case*-Prinzips: Die am schlechtesten bewertete Teilkomponente ist maßgebend. ROLAUFFS et al (2008) vermerken: „Das Gesamtergebnis von PHYLIB zeigt bei keiner der drei Zielvariablen (Struktur, Nutzung, Nährstoffe) signifikante Ergebnisse, wohl aber die Teilkomponenten, die vergleichsweise hohe Korrelationen mit geringer Irrtumswahrscheinlichkeit aufweisen.“

In beiden alternativen Bewertungsverfahren wird die weite ökologische Amplitude vieler Arten berücksichtigt. Dass ein und dieselbe Art in unterschiedlichen Naturräumen unterschiedliche ökologische Amplituden aufweisen kann, findet mit der Aufstellung regionaler Indikationslisten Beachtung.

VEIT & KOHLER (2005) raten, sich für die ökologische Bewertung nicht nur auf einen Index zu stützen, sondern auch die Dominanzverhältnisse und die Artenvielfalt heranzuziehen. Aus ihrer Sicht ist ein „guter“ bis „sehr guter ökologischer Zustand“ gegeben, wenn ein weites Spektrum an floristischen Zonen mit unterschiedlichen Zeiger-Gruppen entlang eines Fließgewässersystems existiert, die vielfältige Standortqualitäten (Trophie, Strukturvielfalt, Säuregradient) widerspiegeln

(KÖHLER & VEIT 2003). Auf beide Forderungen, welche auf die oft beachtliche Variabilität von Makrophytenbeständen in Zeit und Raum abzielen, wird innerhalb des NRW-Verfahrens eingegangen.

Die Einbeziehung von Wuchsformen in die Bewertung (NRW-Verfahren) ist insbesondere im Tiefland, in welchem naturgemäß ein geringer trophischer Gradient herrscht, eine hilfreiche Methode. Übergänge bzw. Unterschiede zwischen den ökologischen Zustandsklassen und somit auch zeitliche Bestandsveränderungen lassen sich mit Hilfe von Vegetationstypen verständlicher und anschaulicher darstellen. Eventuelle Unsicherheiten in der (Trophie-)Indikation der einzelnen Taxa können durch charakteristische Vergesellschaftungen ausgeglichen werden. Ökologische Grundsätze wie: „gesetzmäßig ausgebildete Gesellschaften spiegeln die Standortbedingungen besser wieder als einzelne Arten, die jeweils für sich eine weite Amplitude aufweisen können, während die standörtliche Amplitude einer Artenkombination enger gefasst ist“ (REMY 1993) oder dass auch euryöke Arten häufig soziologische und synökologische Optima innerhalb bestimmter Vergesellschaftungen zeigen (POTT & REMY 2000) werden in den Verfahrensansatz einbezogen.

Strukturelle bzw. hydrologische Degradationen sind offensichtlich mit dem NRW-Verfahren am besten aufzuzeigen. Auch Maßnahmen zur Verbesserung des „ökologischen Zustandes“ lassen sich besser ableiten.

Nach Beendigung dieses Projektes sind weitere Untersuchungen zur Verbesserung der Aussagefähigkeit von Makrophyten-Bewertungen vonnöten, wichtige diesbezüglich anstehende Arbeiten sind in der nachfolgenden Zusammenfassung aufgeführt.

Ein Makrophyten-Bewertungsverfahren kann aufgrund der Komplexität der standörtlichen Gegebenheiten nicht alle Einflüsse oder Belastungen widerspiegeln bzw. immer zu einem „richtigen“ Bewertungsergebnis führen. Umso wichtiger ist eine sorgfältige Plausibilisierung der Bewertungen generell. In diesem Zusammenhang ist eine im NRW-Verfahren vorgesehene Möglichkeit der „Begründeten Abweichung von der formalen Bewertung“ zu begrüßen.

2.4 Zusammenfassung

Die Qualität der erzielten Bewertungen der zu untersuchenden Teilkomponente Makrophyten in Fließgewässern nach WRRL mit dem in Sachsen angewandtem PHYLIB-Verfahren ist bisher in weiten Teilen als unbefriedigend anzusehen. So war es Ziel dieser Studie, die Indikationseinstufungen der Taxa, besonders unter dem Gesichtspunkt einer regionalen Gültigkeit, zu prüfen. Ein weiterer Schwerpunkt bestand in der Testung alternativer Bewertungsverfahren auf ihre Anwendbarkeit in Sachsen.

- Als ein Ergebnis liegt eine in Zusammenarbeit mit sächsischen Botanikern überarbeitete Indikationsliste-Makrophyten für sächsische Fließgewässer vor. In Anlehnung an das in Österreich praktizierte Verfahren (BMLFUW 2007) wurden die Taxa hierbei typspezifisch in 4-stufige Klassen unter Berücksichtigung ihrer ökologischen Amplituden gruppiert. Eingebaut wurde die Möglichkeit, bestimmte Taxa beim Auftreten in höherer Abundanz umzustufen. Die erfolgten Einstufungen basieren hauptsächlich auf der Indikation trophischer Verhältnisse, wobei Vorkommen von Makrophyten jedoch oft multifaktoriell begründet sind. Anhand neuerer Erkenntnisse bedarf die Liste einer fortlaufenden Eichung.

Die regionalisierte Indikationsliste und ein für die Fragestellung geprüfter Datensatz von 156 Makrophyten-Aufnahmen bildeten die Grundlage des Testes alternativer Bewertungsverfahren.

- Das Makrophyten-Bewertungsverfahren für Fließgewässer in Österreich ähnelt in Grundzügen dem PHYLIB-Verfahren. Als vorteilhafter werden neben dem unterschiedlichen Indikationssystem vor allem die höhere Wertung des Vorkommens mehrerer gleich eingestufte Arten gegenüber der mengenmäßigen Dominanz einer Art angesehen. Ein unterschiedlicher Fließgewässer-Typisierungsansatz, die Bewertung nur aquatisch auftretender Taxa und die bereits erwähnte Möglichkeit, Taxa abundanzbezogen unterschiedlich einzustufen, sind die hauptsächlichsten Unterschiede bei der hier erfolgten Prüfung des Verfahrens für Sachsen („angepasstes Österreich-Verfahren“) gegenüber seinem Original.
- Einen stärker unterschiedlichen Bewertungsansatz verfolgt das Verfahren für Makrophyten in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens (LANUV NRW 2008). Den Leitbildern werden typische Pflanzengemeinschaften (Vegetationstypen) zugeordnet, die der potenziellen natürlichen Vegetation des zugehörigen Gewässertyps entsprechen. Bei der Bewertung finden neben Stör- und Gütezeigern insbesondere Wuchsformen und somit neben den Dominanzverhältnissen auch die Artenvielfalt eine stärkere Beachtung. Zudem zeigen Artengemeinschaften/-gesellschaften oft eine engere standörtliche Amplitude als einzelne Arten. Die Wertung von Wuchsformen stellt insbesondere im Tiefland mit seinem geringeren trophischen Gradienten eine verlässlichere Grundlage dar.
- In beiden alternativen Verfahren finden - nicht nur durch den regionalen Bezug - ökologische Grundsätze in Bezug auf Vorkommen von Makrophyten verstärkt Berücksichtigung; so neben den bereits genannten Aspekten die nicht selten hohe ökologische Plastizität der Arten sowie das Gesetz der relativen Standortkonstanz und des Biotopwechsels.

- Der Fokus der Indikation liegt bei den einzelnen Verfahren mehr oder weniger auf der Trophie, da dies von den Makrophyten häufig indiziert wird. Von Fall zu Fall sind mit ihnen jedoch auch strukturelle bzw. hydrologische Defizite nachzuweisen. Es wird eingeschätzt, dass strukturelle Degradationen (insbesondere in Bezug auf den Faktor Fließgeschwindigkeit) am stärksten mit dem NRW-Verfahren aufgezeigt werden können.

Der Vergleich der Verfahren ergab hauptsächlich folgende Erkenntnisse:

- In beiden alternativen Verfahren zeigte sich ein höherer Anteil plausibler Bewertungen als im PHYLIB-Verfahren.
- Eine paarweise Gegenüberstellung der drei Verfahren zeigt den höchsten Anteil gleicher Bewertungen (in Form der ÖZK) zwischen dem NRW-Verfahren und dem angepassten Österreich-Verfahren.
- Das Phänomen, dass beim PHYLIB-Verfahren gehäuft Ergebnisse an den Rändern des Indexes sowie in der Mitte seines Wertebereichs auftreten (hervorgerufen durch das Indikationsystem A, B, C), kann bei Anwendung des angepassten Österreich-Verfahrens nicht mehr beobachtet werden.

Wird das NRW-Verfahren angewandt, erhält man als (vorläufiges) Bewertungsergebnis keinen Index. Eine Verschneidung der drei Phytobenthos-Teilkomponenten (Makrophyten, Diatomeen, sonstiges Phytobenthos) über den Weg der Mittelwertbildung ist somit nicht möglich, jedoch ein Worst-Case-Verfahren denkbar. Laut WRRL ist die Zuweisung einer Ökologischen Zustandsklasse vorgeschrieben, jedoch kein Index.

Zur Frage der Bewertbarkeit einer Untersuchungsstelle sollte dem Konzept einer erforderlichen Gesamtbedeckung (NRW-Verfahren) der Vorzug gegenüber einer bestimmten notwendigen Pflanzenmenge/Artenzahl gegeben bzw. nach dem Plausibilitätsprinzip verfahren werden.

Bezüglich der Probenahme sollte wie in Österreich dem Prinzip der „Artensättigung“ gefolgt werden. Neben einer höheren Sicherheit der Bewertung kann damit eine gewisse Entschärfung des Dilemmas zwischen erforderlichem Untersuchungsumfang (Repräsentativität) und möglicher Bearbeitungskapazität in Bezug auf einen Wasserkörper erreicht werden.

Sollten geprüfte alternative Verfahren zur Anwendung kommen, sind jedoch vorher noch Anpassungen bzw. weitere Untersuchungen notwendig:

- Herstellung eines Konsenses mit regionalen Makrophyten-Experten zu den zuletzt vorgenommenen Änderungen in der Indikationsliste,
- Klärung unsicherer bzw. mit zunehmendem Wissensstand laufende „Nachjustierung“ vorgenommener Taxa-Einstufungen in der Indikationsliste,
- in Bezug auf das angepasste Österreich-Verfahren: eventuelle Anpassung der Klassengrenzen zur Bestimmung der ökologischen Zustandsklasse,

- in Bezug auf das NRW-Verfahren: Anpassung einzelner Vegetationstypen an regionale Verhältnisse (Schwerpunkt im Bereich des Hügellandes),
- betreffs des Leitbildes von Vegetationstypen und zur verfahrensunabhängigen Plausibilisierung der Bewertungen Sichtung historischer „Vegetationsaufnahmen“,
- im Falle der praktischen Anwendung eines alternativen Verfahrens: Erstellung einer (angepassten) Handlungsanweisung zu Probenahme und Auswertung.

Eine gewissenhafte Plausibilisierung der Bewertungsergebnisse ist insbesondere bei einer oft relativ artenarm anzutreffenden Organismengruppe wie die der Makrophyten unverzichtbar. Hierbei ist entsprechendes Fachwissen mit zugehöriger Ortskenntnis nötig, abiotische Faktoren sind hinreichend zu berücksichtigen. Eine „Begründete Abweichung von der formalen Bewertung“ (NRW-Verfahren) sollte möglich sein. Bei biologischen Analysen ist meist ein gewisser (geringer) Anteil unplausibler bzw. strittiger Ergebnisse nicht auszuschließen, in diesen Fällen ist die Bewertung mit anderen autotrophen Qualitätskomponenten abzusichern.

2.5 Literaturverzeichnis

- BAUMANN, M. & K.-M. STETZKA (1999): Die Wassermoosvegetation in anthropogen verschieden beeinflussten Bächen des Erzgebirges. *Limprichtia* 12.
- BIRK, S., BÖHMER, J., MEIER, C., ROLAUFFS, P., SCHAUMBURG, J., HERING, D. (2007): EG-Wasser-rahmenrichtlinie - Harmonisierung der Berichterstattung zur ökologischen Einstufung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (Interkalibrierung biologischer Untersuchungsverfahren in Deutschland). Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Förderkennzeichen (UFOPLAN) 205 24 289.
- BMLFUW (2007): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A4 – Makrophyten (Version A4-01b_MHP, September 2007). Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
<http://www.wassernet.at/article/articleview/52972/1/5738>
- HERR, W. (2004): Kritische Würdigung des Phylib-Verfahrens zur Umsetzung der EU-WRRL in Fließgewässern des norddeutschen Flachlandes. IBL Umweltplanung. Oldenburg. unveröff.
- CASPER, S. J. & H.-D. KRAUSCH (1980/81): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 23/24: Pteridophyta und Anthophyta. Fischer, Stuttgart/New York.
- KOHLER, A. & JANAUER, G. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: STEINBERG, Ch., BERNHARD, H., KLAPPER, H. (eds.) *Handbuch der angewandten Limnologie VIII-1.1.3*, 1,22. Ecomed, Landsberg/Lech.
- KOHLER, A. & H. TREMP (1996): Möglichkeiten zur Beurteilung des Säuregrades und der Versauerungsgefährdung von Fließgewässern mit Hilfe submerser Makrophyten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 25: 195-203.
- KOHLER, A. & U. VEIT (2003): Makrophyten als biologische Qualitätskomponente bei der Fließgewässer-Bewertung. Anmerkungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 12: 357 – 363.
- KORTE, T.; K. VAN DE WEYER, & D. HERING (2005): Untersuchungen zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten. In: *DGL-Tagungsbericht 2004 (Potsdam)*, Berlin 2005. 85-89.
- KROKER, J. & WOLF, J. (2007): Abschlussbericht zum FuE-Projekt des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) Referat 33 "Methodenkritik und Regionalisierung der im übergeordneten Maßstab entwickelten WRRL-relevanten gewässerökologischen Referenz- und Bewertungsbedingungen für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos unter Berücksichtigung der spezifischen naturräumlichen Verhältnisse im Freistaat Sachsen (Teil I: Fließgewässer)." (Vorhabensnummer 040710).
- LANUV NRW (2008): Fortschreibung des Bewertungsverfahrens für Makrophyten in Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LANUV Arbeitsblatt 3: 78 S. & Anhang, Recklinghausen.
www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/arbeitsblatt/arbla3/arbla3start.htm
- POTT, R. & D. REMY (2000): Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.

- REMY, D. (1993): Pflanzensoziologische und standortkundliche Untersuchungen an Fließgewässern Nordwestdeutschlands. - Abhandl. Westf. Mus. Naturkunde 55 (3), 118 S. Münster.
- ROLAUFFS, P., MEIER, C., HERING, D., BÖHMER, J., SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C. & MISCHKE, U. (2008): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. 2. Zwischenbericht. Universität Duisburg-Essen, Oktober 2008.
- SCHAUMBURG, J.; SCHMEDTJE, U.; KÖPF, B.; SCHRANZ, C.; SCHNEIDER, S.; MEILINGER, P.; STELZER, D.; H, G.; GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Abschlussbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BEO 51 – FKZ 0330033): 1-635.
- SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, C.; STELZER, D.; HOFMANN, G.; GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten & Phytobenthos: 1-119.- Arbeitsmaterialien des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (Stand Januar 2006).
- SCHNEIDER, S. (2007): Macrophyte trophic indicator values from a European perspective. *Limnologia* 37. 281-289.
- SCHÜTZ, W., U. VEIT, K. PALL, V. K. SIPOS, E. FALUSI & KOHLER A. (2005): Die Makrophyten-Vegetation der Donau und ihrer Altarme in Baden-Württemberg. In: LINK, F.-G. & A. KOHLER (Hrsg.). Donau, der europäische Fluss. Auenentwicklung und Wasserpflanzen als Bioindikatoren. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 40. 127-152.
- STETZKA, K.-M. & M. BAUMANN (2002): Wassermoose als Versauerungs- und Eutrophierungsindikatoren – Untersuchungen aus dem Erzgebirge/Sachsen. *Herzogia* 15. 277-296.
- VEIT, U. & A. KOHLER (2005): Makrophyten-Langzeitmonitoring an Donauebengewässern am Beispiel der Fließgewässer der Friedberger Au. In: LINK, F.-G. & A. KOHLER (Hrsg.). Donau, der europäische Fluss. Auenentwicklung und Wasserpflanzen als Bioindikatoren. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 40. 153 - 173.
- VEIT, U. & A. KOHLER (2007): Methoden zum Monitoring der Makrophyten-Vegetation in Fließgewässern. In: DGL-Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder 2007. 378-382.
- WEYER, K. VAN DE (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. Merkblatt Nr. 30. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen.
- WEYER, K. VAN DE (2006): Machbarkeitsstudie „Anwendung des nordrhein-westfälischen Makrophyten-Bewertungsverfahrens für Fließgewässer in Sachsen“. unveröff. Gutachten.
- WOLF, J. (2007): Infomaterial zum Workshop „Makrophyten/Wasserrahmenrichtlinie“ 2007. Arbeitsmaterial, Neusörnewitz. 31 S. + Anhang.

Anhang

Anhang 1-1a: Substratverteilung in den im Mai, August und Oktober 2007 auf Diatomeen untersuchten löss-lehmgeprägten Probestellen in Sachsen

MKZ	Fließgewässer	Probestelle	Lößlehm unverfestigt %	Ton/Lehm verfestigt %	Sand %	Fein- /Mittelkies %	Grobkies %	Steine/ Blöcke %	Organ. Material %	Totholz %	Phytal %
F14102	Birmenitzer Dorfbach	südl. Zschochau	40 - 65	20-25	10 - 20	5 – 20	5	-	-	10	-
F13509	Churschützer Bach	westl. Petzschwitz	30 - 55	20 - 30	20 - 25	10 - 15	5	-	-	10	-
F13515	Dreißiger Wasser	südl. Beicha	50 - 90	20 - 30	5 - 10	10 -15	< 5	-	-	5 - 10	-
F32155	Eulenberg	östl. Altenhof	70 - 100	30	< 5	-	-	-	-	5	-
F35260	Zufl. zum Eulitzbach	östl. Reichenbach	40 – 70	5 - 10	10 - 35	5 - 20	5 - 10	< 5	-	-	-
F32050	Forchheimer Bach	südl. Forchheim	90 - 100	-	10	-	-	-	-	-	10
F13590	Grutschenbach	Neumohlis	45 - 80	40	20 - 40	5 - 10	-	-	-	5 - 10	-
F13532	Höllbach	südl. Mauna	10 - 40	40 - 60	10 - 30	< 5 - 10	-	-	-	-	-
F13506	Jahnabach	Kaschka	55 - 80	10	5 - 30	5 - 10	5	-	-	-	-
F13535	Käbschützer Bach	südl. Maunaer Mühle	25 - 70	15 - 50	5 - 30	10	5	5	-	-	-
F14045	Kleine Jahna	östl. Zaschwitz	65 - 90	5 - 10	10 - 15	10	< 5	-	-	5 - 10	-
F32004	Klitzschbach	westl. Nöthschütz	70 - 80	10 - 15	5 - 20	10	-	-	-	5	10
F32005	Klitzschbach	südl. Zscheplitz	50 - 65 ^a	5 - 10	-	-	-	30 – 40 ^b	-	-	10
F13490	Lindigtbach	südl. Ilkendorf	10 - 20	45 - 80	10	5 – 10	10	10 - 20 ^b	-	-	-
F47701	Mutzscher Wasser	südl. Köllmichen	60 - 85 ^a	5 - 15	5 - 25	< 5 - 15	-	-	-	< 5	-
F46606	Bach bei Zschauitz	südl. Gröbschütz	85 - 90	-	10 - 15	5	-	-	-	-	10
F47801	Zufl. z. Mutzsch. W.	nördl. Gastewitz	25 - 40	5 - 15	10 - 25	10 - 20	5 - 15	10 - 20	-	5	-
F15055	Streitbach	westl. Butterweg	45 - 60	5	5 - 25	< 5 - 10	< 5	5 - 10	10 - 30	10 - 20	-
F40455	Tiergartenbach	westl. Bockwitz	80 - 90	10	10	-	-	-	-	5 - 15	-
F40456	Tiergartenbach	westl. Zschirla	15 - 50	10	5 - 25	10 - 35	5 - 10	5 - 15	-	10	-

a mit Faulschlamm, b Fremdsubstrat

Anhang 1-1b: Substratverteilung in den im Mai 2007 auf Diatomeen untersuchten löss-lehmgeprägten Probestellen in Sachsen

MKZ	Fließgewässer	Probestelle	Lößlehm unverfestigt %	Ton/Lehm verfestigt %	Sand %	Fein- /Mittelkies %	Grobkies %	Steine/ Blöcke %	Totholz %	Phytal %
1	Bielbach	"Archengrund"	100 ^a	-	-	-	-	-	10	-
2	Bielbach	nördl. Görlitz	80	20	-	-	-	-	10	-
3	Birmenitzer Dorfbach	südl. Lützschnitz	50	10	20	20	-	-	-	-
4	Churschützer Bach	west. "Grüntzschmühle"	45	-	15	20	20	-	-	-
5	Gatschfluß	Unten ("Zetzschlig")	60	20	10	10		-	10	-
6	Jahna	Trebanitz	30	30	30	10	-	-	-	20
7	Jahnabach	westl. "Jahnaberg"	20	20	-	-	-	60	-	-
8	Johannesbach	westl. Göppersdorf	40	-	40	20	-	-	-	-
9	Johannesbach	westl. Burgstädt (F4703)	40	-	30	30	-	-	--	-
10	Präbschützer Jahna	westl "Gabschmühle"	40	10	30	20	-	-	-	-
11	Käbschützer Bach	östl. Wuhsen	50	5	25	20	-	5	5	-
12	Ketzerbach	Göltzscha	5	75	-	10	5		10	-
13	Ketzerbach	südl. Saulitz	5	20	-	25	20	30 ^c	5	-
14	Ketzerbach	nördl. "Niedermühle"	90 ^a	10	-	-	-	-	10	-
15	Kleine Jahna	westl. Oberlützschera	15	10	20	25	15	15	-	-
16	Bach bei Zschauitz	östl. Gröblitz	30	-	30	20	10	10	20	-
17	NB Aubach II	Oberlauf (südl. Arras)	45	-	20	20	10	5	-	-
18	NB Käbschützer Bach	Tronitz	80	20			-	-	-	-
19	NB Schanzenbach	süd. Kieselb. ("Wüst.")	45	10	5	10	30	-	10	-
20	Reißigbach	östl. Wendischbora	50	35		10	5	-	5	-
21	NB Rittmitzer Bach	Rittmitz	70	10	15	5	-	-	10	-
22	Schickelsbach	öst. Naunhof (Wollsd. A.)	50 ^a	10	30	10		-	-	-

a mit Faulschlamm, b Fremdsubstrat, c Lössauflage

Anhang 1-2: Physikalisch-chemische Messergebnisse der im Rahmen des sächsischen Untersuchungsprogrammes in 2007 beprobten löss-lehmgeprägten Fließgewässer (farbige Markierungen = Güteklassifizierung, entsprechend der Güteklassifizierung/Fließgewässer, UMWELTBUNDESAMT 2008)

Probestelle Sachsen		Parameter									
		pH	LF µS/cm	O2 mg/l	O2 %	GH ° dH	KH ° dH	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	TP mg/l
F14102	Min	8,0	629	8,8	85	17,9	8,9	0,011	0,003	2,66	0,04
Birmenitzer Dorfbach	Max	8,2	1034	11,4	112	30,2	16,2	0,037	0,024	4,99	0,22
südl. Zschochau	90%-P.	8,2	1020	11,1	105	29,9	15,8	0,034	0,019	4,75	0,18
F13509	Min	7,8	798	8,0	69	22,5	9,6	0,046	0,013	5,69	0,09
Churschützer Bach	Max	8,1	1054	10,6	96	29,8	13,4	0,964	0,230	8,24	0,33
westl. Petzschwitz	90%-P.	8,1	1054	10,5	95	29,4	13,3	0,690	0,183	8,17	0,30
F13515	Min	7,9	391	8,2	75	9,1	5,5	0,021	0,005	2,51	0,23
Dreißiger Wasser	Max	8,1	784	10,1	91	20,0	10,6	1,040	0,117	5,34	0,59
südl. Beicha	90%-P.	8,1	778	9,9	91	19,9	10,4	0,991	0,115	4,76	0,49
F32155	Min	7,7	679	8,4	72	18,1	6,0	0,011	0,009	2,96	0,04
Eulenbach	Max	8,0	712	10,2	106	19,2	10,3	0,101	0,040	9,68	0,07
östl. Altenhof	90%-P.	8,0	711	10,1	101	19,2	9,9	0,095	0,035	8,18	0,07
F35260	Min	7,7	516	9,0	82	10,5	6,0	0,024	0,003	1,10	0,03
Zufluss z. Eulitzbach	Max	8,0	582	9,8	95	16,0	8,7	0,084	0,016	6,68	0,17
östl. Reichenbach	90%-P.	8,0	576	9,8	95	15,6	8,6	0,075	0,016	6,41	0,15
F32050	Min	7,6	417	7,6	79	9,1	3,5	0,010	0,007	4,27	0,06
Forchheimer Bach	Max	7,8	557	12,5	106	15,0	5,5	0,258	0,134	7,56	0,21
südl. Forchheim	90%-P.	7,8	551	11,7	100	14,2	5,3	0,191	0,104	7,18	0,17
F13590	Min	7,9	1045	6,3	69	29,7	15,0	0,017	0,002	0,90	0,03
Grutschenbach	Max	8,2	1274	9,9	91	37,2	22,7	0,898	0,098	1,02	0,26
Neumohlis	90%-P.	8,2	1266	9,8	91	36,8	22,6	0,722	0,079	1,01	0,19
F13532	Min	7,8	475	8,6	87	11,1	4,6	0,029	0,005	3,70	0,02
Höllbach	Max	7,9	925	11,4	91	23,0	10,2	0,072	0,126	8,17	0,15
südl. Mauna	90%-P.	7,9	902	10,8	91	22,9	9,7	0,070	0,101	7,13	0,12
F13506	Min	8,0	808	8,5	74	21,0	11,0	0,020	0,017	1,21	0,05
Jahnabach	Max	8,2	1093	11,6	108	33,0	17,6	0,205	0,108	5,48	0,27
Kaschka	90%-P.	8,2	1082	11,0	102	32,1	17,6	0,160	0,085	4,92	0,22
F13535	Min	7,7	689	8,0	74	17,7	7,9	0,103	0,075	5,60	0,13
Käbschützer Bach	Max	7,9	1036	11,0	105	28,0	12,6	0,281	0,227	10,20	0,29
südl. Maunaer Mühle	90%-P.	7,9	1021	11,0	99	27,3	12,3	0,274	0,210	9,81	0,27
F14045	Min	7,7	704	9,2	78	16,9	8,0	0,044	0,019	2,21	0,07
Kleine Jahna	Max	8,2	948	10,5	94	26,4	10,6	0,367	0,160	12,00	0,19
östl. Zaschwitz	90%-P.	8,1	944	10,2	94	25,9	10,3	0,276	0,140	10,28	0,17
F32004	Min	7,5	764	7,9	75	19,4	4,0	0,012	0,002	10,80	0,02
Klitzschbach	Max	7,9	789	11,3	109	21,0	5,2	0,021	0,010	11,02	0,05
westl. Nöthschütz	90%-P.	7,9	786	10,7	100	21,0	5,1	0,021	0,008	10,98	0,04
F32005	Min	7,8	641	8,7	87	15,5	7,8	0,035	0,006	4,06	0,04
Klitzschbach	Max	8,0	876	10,7	108	21,7	9,1	0,073	0,037	6,99	0,22
südl. Zschepplitz	90%-P.	8,0	843	10,5	102	21,0	8,9	0,070	0,032	6,74	0,17

Probestelle Sachsen		Parameter									
		pH	LF µS/cm	O2 mg/l	O2 %	GH ° dH	KH ° dH	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	TP mg/l
F13490	Min	7,4	876	9,0	91	13,3	9,2	0,051	0,012	2,40	0,02
Lindigtbach	Max	8,0	1299	10,9	94	20,1	10,9	0,084	0,028	7,98	0,06
südl. Ilkendorf	90%-P.	8,0	1224	10,7	94	20,1	10,7	0,084	0,025	6,99	0,06
F47701	Min	7,7	944	8,5	87	20,0	11,0	0,031	0,010	2,48	0,03
Mutzschener Wasser	Max	8,0	990	11,3	107	27,5	18,1	0,048	0,017	5,59	0,10
südl. Köllmichen	90%-P.	8,0	990	11,2	101	27,5	17,9	0,048	0,016	4,72	0,10
F46606	Min	7,1	477	8,5	89	10,6	2,0	0,047	0,003	6,60	0,01
Bach bei Zschauitz	Max	7,8	508	10,8	96	12,0	2,7	0,053	0,034	8,83	0,07
südl. Gröbschütz	90%-P.	7,7	504	10,6	96	11,6	2,7	0,053	0,031	8,81	0,06
F47801	Min	8,0	1070	9,0	93	32,0	11,0	0,025	0,008	2,87	0,04
Zufl. z. Mutzsch. Wasser	Max	8,3	1156	11,7	95	34,8	17,1	0,145	0,030	5,07	0,11
nördl. Gastewitz	90%-P.	8,3	1155	11,4	95	34,8	17,0	0,111	0,026	4,69	0,10
F15055	Min	7,8	579	6,8	76	15,7	10,3	0,018	0,001	0,30	0,02
Streitbach	Max	8,4	660	11,1	90	20,0	16,8	0,019	0,014	2,10	0,05
westl. Butterweg	90%-P.	8,3	660	10,8	88	19,9	16,4	0,019	0,013	1,91	0,05
F40455	Min	7,4	542	9,0	90	14,4	3,0	0,022	0,017	4,97	0,02
Tiergartenbach	Max	7,9	655	11,1	95	16,4	6,2	0,092	0,031	12,20	0,20
westl. Bockwitz	90%-P.	7,9	641	10,7	94	16,2	6,0	0,080	0,030	10,15	0,16
F40456	Min	7,6	587	9,0	93	15,8	5,8	0,021	0,010	6,89	0,01
Tiergartenbach	Max	8,0	630	12,0	95	18,0	6,6	0,043	0,017	11,50	0,05
westl. Zschirla	90%-P.	7,9	628	11,3	95	17,4	6,5	0,039	0,016	10,40	0,05

Anhang 1-3: Physikalisch-chemische Messergebnisse von löss-lehmgeprägten Fließgewässern im Zeitraum 1998 bis 2007 aus Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen (farbige Markierungen = Güteklassifizierung, entsprechend der Güteklassifizierung/Fließgewässer, UMWELTBUNDESAMT 2008)

Meßstelle		Parameter							
		pH	LF µS/cm	GH ° dH	KH ° dH	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	TP mg/l
Sachsen									
F62000	Min	7,7	966	24,4	10,1	0,94	0,110	0,5	0,350
Strengbach	Max	8,1	1410	33,2	17,4	7,10	0,560	9,2	1,100
Wiedemar	90%-P.	8,1	1354	32,2	16,9	6,54	0,511	8,0	0,995
F48501	Min	7,3	979	28,6	6,4	0,02	0,010	0,1	0,040
Rohrgraben	Max	7,7	1320	37,0	9,2	0,25	0,030	5,7	0,810
südlich Wannewitz	90%-P.	7,6	1290	36,0	9,2	0,22	0,028	4,4	0,526
F32202	Min	7,6	709	12,9	5,3	0,02	0,015	5,1	0,053
Schickelsbach	Max	8,1	1090	20,2	9,0	0,96	0,059	8,4	0,190
am Schickelsberg	90%-P.	8,0	1022	3,3	8,8	0,65	0,047	8,3	0,175
F32204	Min	7,5	594	10,5	6,4	0,11	0,034	3,8	0,100
Polkenbach	Max	8,1	1120	24,9	12,6	1,10	0,290	11,0	0,350
Ortsausgang Sitten	90%-P.	8,1	1030	23,2	11,2	0,75	0,175	9,1	0,285
F47404	Min	7,2	616	14,2	3,1	0,02	0,010	0,5	0,064
Altenbacher Saubach	Max	7,7	690	16,4	5,0	0,19	0,034	3,4	0,200
Altenbach	90%-P.	7,7	680	16,1	4,8	0,18	0,033	3,3	0,194
F48702	Min	7,4	888	15,9	5,9	0,04	0,030	3,3	0,150
Freirodaer Bach	Max	8,2	1740	23,0	14,3	3,70	0,550	8,8	0,450
uh. Wolteritz	90%-P.	8,1	1440	21,5	10,4	3,02	0,276	7,3	0,338
F19701	Min	7,7	393	8,2	3,1	0,02	0,012	3,2	0,044
Gaule	Max	7,9	598	13,8	5,6	0,22	0,150	7,0	0,150
Feldschönau	90%-P.	7,9	588	13,5	5,6	0,18	0,108	7,0	0,119
F35253	Min	7,5	745	2,60	7,0	0,26	0,042	3,9	0,10
Richzenhainer Bach	Max	8,4	1070	4,00	11,2	4,40	0,550	6,4	0,54
uh. Gewerbegebiet	90%-P.	8,2	1060	3,80	10,6	3,25	0,490	6,2	0,43
F35255	Min	7,3	577	9,8	6,2	0,18	0,021	0,7	0,100
Eulitzbach	Max	8,4	743	13,8	10,1	3,30	0,380	9,9	0,530
Otzdorf	90%-P.	8,2	710	13,8	8,8	2,80	0,295	8,2	0,500
F35258	Min	7,1	227	9,5	3,6	0,46	0,028	2,1	0,160
Mortelbach	Max	7,9	617	11,6	9,2	8,10	0,380	7,9	1,300
uh. Grünlichtenberg	90%-P.	7,8	611	11,4	8,3	5,14	0,332	6,1	1,220
F53001	Min	7,6	665	15,3	8,7	0,340	0,120	4,0	0,24
Koberbach	Max	8,0	882	18,3	11,2	3,700	0,360	12,0	0,80
oh. Talsperre	90%-P.	8,0	838	17,8	11,2	3,050	0,310	10,7	0,67
F53101	Min	7,7	251	16,9	2,6	0,070	0,013	3,7	0,07
Döbitzbach	Max	8,3	1020	28,3	16,0	6,200	0,120	17,0	1,20
südöstl. Rudelswalde	90%-P.	8,1	1020	28,3	15,7	0,743	0,110	14,3	0,27
F34101	Min	7,5	395	19,6	3,4	0,020	0,015	4,7	0,06
Paradiesbach	Max	8,2	1100	21,3	8,7	1,300	0,120	11,0	1,30
Mündung	90%-P.	7,9	981	21,2	7,6	0,236	0,079	9,5	0,26
F53800	Min	7,5	415	9,7	2,2	0,020	0,010	4,2	0,08
Neumarker Bach	Max	8,3	692	13,5	7,3	0,900	0,130	8,8	0,63
Mündung Steinpleiß	90%-P.	8,1	583	13,1	6,7	0,589	0,065	8,3	0,26

Meßstelle		Parameter							
		pH	LF µS/cm	GH ° dH	KH ° dH	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	TP mg/l
F53801	Min	7,6	397	9,0	3,6	0,020	0,009	5,5	0,16
Schönfelser Bach	Max	8,4	547	14,0	7,3	0,720	0,070	8,1	0,23
oh. Mittelmühle	90%-P.	8,2	528	13,2	7,1	0,615	0,061	7,9	0,22
F54301	Min	7,3	175	2,6	1,6	0,050	0,029	2,2	0,12
Mausbach	Max	8,1	681	15,8	6,2	1,000	0,072	7,4	1,10
uh. Mdg. Ossabach	90%-P.	8,0	668	15,8	6,2	0,710	0,067	7,1	0,72
F54302	Min	7,3	185	2,9	1,5	0,020	0,014	2,4	0,10
Ossabach	Max	7,9	741	18,3	7,0	0,830	0,062	8,1	0,92
Mündung	90%-P.	7,9	736	18,2	6,9	0,545	0,053	8,0	0,62
F54303	Min	7,2	125	1,5	1,2	0,150	0,037	1,7	0,10
Ossabach	Max	7,7	627	13,9	5,9	2,300	0,410	7,4	1,00
vor Abfluss Hegeteich	90%-P.	7,6	624	13,6	5,9	2,250	0,315	7,0	0,91
F54304	Min	7,3	146	2,4	2,0	0,070	0,030	1,9	0,09
Mausbach	Max	8,2	720	18,0	9,5	0,870	0,074	7,5	1,60
vor Mdg. Ratte	90%-P.	8,1	711	18,0	9,2	0,570	0,068	6,8	1,01
F54305	Min	6,9	102	1,1	1,06	0,300	0,037	1,4	0,14
Obergräfenh. Rathend. Bach	Max	7,4	580	13,2	4,48	1,200	0,210	6,8	0,96
Walditz	90%-P.	7,3	579	13,1	4,06	0,960	0,200	6,7	0,68
Thüringen									
2227	Min	7,3	547	16,0	-	0,770	0,052	1,8	0,20
Deutscher Bach	Max	8,1	1640	48,1	-	6,449	1,216	14,7	0,83
Altenburg	90%-P.	8,0	1526	45,3	-	5,834	0,747	11,4	0,79
2228	Min	7,3	607	18,0	-	0,101	0,030	2,3	0,19
Blaue Flut	Max	8,1	1197	42,0	-	2,000	0,578	13,1	0,73
Altendorf	90%-P.	8,0	1150	35,5	-	1,516	0,274	6,8	0,65
2202	Min	7,2	651	14,0	-	0,280	0,060	0,9	0,22
Gerstenbach	Max	8,1	1630	40,8	-	7,692	0,512	23,7	1,58
Gerstenbach Mündung	90%-P.	8,0	1562	38,8	-	4,828	0,407	7,6	1,14
2203	Min	7,1	506	14,0	-	0,050	0,019	0,8	0,11
Spannerbach	Max	7,8	919	25,2	-	1,881	0,182	20,0	0,82
Remsa	90%-P.	7,8	863	23,4	-	0,890	0,091	4,6	0,28
58682	Min	7,7	1330	35,0	-	1,857	0,082	2,9	0,32
Gerstenbach	Max	8,0	2080	63,0	-	4,748	1,435	100,5	0,68
Rositz uh	90%-P.	7,9	1735	51,0	-	4,149	0,966	53,9	0,68
2201	Min	6,9	727	20,0	-	0,100	0,053	5,0	0,15
Schnauder	Max	8,2	1435	41,6	-	4,056	0,286	10,8	0,69
Schnauderhainichen	90%-P.	8,1	1332	39,7	-	1,799	0,249	9,9	0,35
Sachsen-Anhalt									
414690	Min	7,7	1230	17,9	6,2	0,090	0,040	1,8	0,08
Mühlengraben	Max	8,2	2220	32,8	13,4	0,770	0,160	6,5	0,39
SFT, Sportplatz, oh. Einmdg Bode	90%-P.	8,2	2160	32,2	13,3	0,685	0,124	5,8	0,29
411220	Min	7,8	840	20,2	8,1	0,050	0,024	1,3	0,12
Großer Graben	Max	8,6	2620	55,6	18,8	1,700	0,130	10,0	0,53
Oschersleben uh. KA/Stellwerk	90%-P.	8,2	1780	50,6	16,7	0,598	0,096	7,8	0,45
410115	Min	7,5	670	21,6	10,1	4,70	0,038	4,3	0,25
Jordansbach	Max	7,8	1100	26,5	12,3	21,00	0,620	7,0	1,40
Str.Br. oh. Bodemdg. (N..Wedderl.)	90%-P.	7,7	986	25,8	12,1	16,80	0,590	6,8	1,22

Anhang 1-4: Datensatz zur Typisierung

M-Nr. = interne Messstellennummer; Datum: S = Sommer, H = Herbst;
Typ = Diatomeentyp (L 18 = LAWA-Typ 18), TI = Trophie-Index nach ROTT et al. (1999)

Bundesland	Quelle	Gewässer	M-Nr.	Datum	Typ	TI
Bayern	Phylib	Lauterbach	909	S	1.1	0,93
Bayern	Phylib	Lauterbach	909	H	1.1	1,10
Bayern	Phylib	Isar	918	H	1.1	1,21
Bayern	Phylib	Ammer	2393	H	1.1	1,23
Bayern	Phylib	Isar	918	S	1.1	1,24
Bayern	Phylib	Weissbach (Schneizlr.)	50462	30.10.2002	1.1	1,28
Bayern	Phylib	Ammer	2393	S	1.1	1,30
Bayern	Phylib	Mühlberger Ach		H	1.1	1,39
Bayern	Phylib	Bischofswiesener Ache	50458	1.10.2002	1.1	1,41
Bayern	Phylib	Frechenbach	50459	1.10.2002	1.1	1,70
Baden-Württemberg	Phylib	Obere Argen	324	7.8.2001	3	1,89
Baden-Württemberg	Phylib	Obere Argen	10001	7.7.2004	3	1,96
Bayern	Phylib	Oberteisendorfer Ache	50460	1.10.2002	3	2,06
Bayern	Phylib	Wertach	50488	4.11.2003	3	2,21
Bayern	Phylib	Obere Argen	324	19.10.2000	3	2,32
Thüringen	Phylib	Apfelstädt	835	14.8.1997	5	0,96
Nordrhein-Westfalen	Phylib	Olef	2418	19.11.1997	5	1,06
Nordrhein-Westfalen	Phylib	Fürwiggebach	2424	5.8.1997	5	1,14
Nordrhein-Westfalen	Phylib	Olef	2418	20.8.1997	5	1,15
Nordrhein-Westfalen	Phylib	Lörmecke	681	13.6.2001	5	1,21
Thüringen	Phylib	Werra	50202	25.10.2004	5	1,25
Baden-Württemberg	Monitoring	Wutach	P3361	7.9.2006	5	1,26
Niedersachsen	Phylib	Großer Limbach	2428		5	1,29
Thüringen	Phylib	Apfelstädt	835	5.11.1997	5	1,34
Niedersachsen	Phylib	Oder	10022	3.7.2004	5	1,35
Bayern	Phylib	Teufelsbach	243	25.7.2001	5	1,45
Bayern	Phylib	Große Ohe	50509	15.9.2004	5	1,59
Bayern	Phylib	Vorderer Schachtenbach	50507	15.9.2004	5	1,63
Nordrhein-Westfalen	Phylib	Hoppecke	679	24.10.2000	5	1,74
Sachsen	Phylib	Mordgrundbach	756	11.7.2001	5	1,78
Rheinland-Pfalz	Phylib	Wieslauter	5377	S	5	1,94
Rheinland-Pfalz	Phylib	Ruwer	50364	11.8.2003	5	2,08
Rheinland-Pfalz	Phylib	Lieser	50374	10.8.2003	5	2,11
Rheinland-Pfalz	Phylib	Dünnbach	50379	7.8.2003	5	2,12
Rheinland-Pfalz	Phylib	Kailbach	50373	8.8.2002	5	2,23
Baden-Württemberg	Phylib	Kleine Enz	10003	4.7.2004	5	2,34
Niedersachsen	Monitoring	Lehte	1	26.07.2006	11.1	0,66
Niedersachsen	Monitoring	Lehte	2	26.07.2006	11.1	0,68
Niedersachsen	Monitoring	Lehte	3	26.07.2006	11.1	0,76
Niedersachsen	Monitoring	Gräfte	12/06	18.09.2006	11.1	0,98

Bundesland	Quelle	Gewässer	M-Nr.	Datum	Typ	TI
Niedersachsen	Monitoring	Moorbeeke	534	23.08.2005	11.1	1,09
Niedersachsen	Monitoring	Dörgener Beeke	57	17.10.2005	11.1	1,10
Niedersachsen	Monitoring	Mühlenriede	48132720	27.07.2006	11.1	1,17
Niedersachsen	Monitoring	Bekhauser Bäke	579	06.08.2006	11.1	1,23
Niedersachsen	Monitoring	Eweseler Bach	L/2/19	28.10.2005	11.1	1,26
Niedersachsen	Monitoring	Lehte	116	30.07.2006	11.1	1,29
Niedersachsen	Monitoring	Westerbeck	STD-1490	06.09.2006	11.1	1,29
Niedersachsen	Monitoring	Tüske	760	25.08.2005	11.1	1,29
Niedersachsen	Monitoring	Stederau	129	05.09.2006	11.1	1,32
Niedersachsen	Monitoring	Beverbach	48152020	08.09.2006	11.1	1,35
Niedersachsen	Monitoring	Itter	65	05.10.2006	11.1	1,44
Niedersachsen	Monitoring	Stinsteder Randkanal	STD-3038	06.09.2006	11.1	1,56
Niedersachsen	Monitoring	Sandhorster Ehe	570	17.10.2005	11.1	1,61
Niedersachsen	Phylib	Lachte	1042	16.10.2000	11.1	1,64
Niedersachsen	Monitoring	Dummbäke, Ganderkese	337	15.08.2006	11.1	1,66
Niedersachsen	Monitoring	Mehe	STD-2454	12.10.2006	11.1	1,76
Niedersachsen	Monitoring	Sule	3	11.08.2005	11.1	1,79
Sachsen	Phylib	Dahle	10100	29.07.2004	11.1	1,88
Nordrhein-Westfalen	Phylib	Issumer Fleuth	2174	14.06.2001	12.1	1,50
Nordrhein-Westfalen	Phylib	Kettbach	664	05.09.1997	12.1	2,04
Nordrhein-Westfalen	Phylib	Issumer Fleuth	2174	23.10.2000	12.1	2,33
Schleswig-Holstein	Phylib	Sorge	1053	13.10.2000	12.1	2,48
Schleswig-Holstein	Phylib	Sorge	1053	06.07.2001	12.1	2,48
Schleswig-Holstein	Phylib	Hellbach	1062	05.07.2001	12.1	2,50
Sachsen-Anhalt	Phylib	Tanger	10109	01.08.2004	12.1	2,53
Schleswig-Holstein	Phylib	Gieselau	1067	11.10.2000	12.1	2,33
Schleswig-Holstein	Phylib	Heilsau	1076	05.07.2001	12.1	2,63
Mecklenb.-Vorpomm.	Phylib	Nebel	593	09.07.2001	12.1	2,18
Brandenburg	Phylib	Plane	26	10.07.2002	12.1	2,49
Sachsen-Anhalt	Phylib	Ihle	10103	11.07.2004	12.1	2,52
Brandenburg	Phylib	Plane	26	08.10.2000	12.1	2,53
Mecklenb.-Vorpomm.	Phylib	Hopfenbach	10065	14.08.2004	12.1	2,57
Schleswig-Holstein	Phylib	Treene	1049	12.10.2000	12.1	2,57
Schleswig-Holstein	Phylib	Muehlenbarbeker Au	1077	11.10.2000	12.1	2,60
Sachsen-Anhalt	Phylib	Ohre	10105	23.07.2004	12.1	2,61
Hessen	Phylib	Westerbach	10058	28.06.2004	8.1	2,33
Baden-Württemberg	Phylib	Schöntalerbach	421	11.06.2001	8.1	2,54
Baden-Württemberg	Phylib	Fichtenberger Rot	10004	04.07.2004	8.1	2,55
Nordrhein-Westfalen	Phylib	Hummerbach	10041	13.07.2004	8.1	2,55
Baden-Württemberg	Phylib	Schöntalerbach	421	27.9.2004	8.1	2,55
Thüringen	Phylib	Krebsbach	50250	29.10.2004	8.1	2,57
Thüringen	Phylib	Königseer Rinne	10122	23.07.2004	8.1	2,57
Bayern	Phylib	Rohrach	50480	27.10.2003	8.1	2,63
Niedersachsen	Phylib	Nette	10023	04.07.2004	8.1	2,66

Bundesland	Quelle	Gewässer	M-Nr.	Datum	Typ	TI
Baden-Württemberg	Phylib	Brettach	440	27.09.2000	8.1	2,67
Bayern	Phylib	Schwalb	50483	27.10.2003	8.1	2,68
Baden-Württemberg	Phylib	Brettach	440	11.06.2001	8.1	2,68
Thüringen	Phylib	Hachel	50246	28.10.2004	8.1	2,71
Bayern	Phylib	Dachsgraben	50	27.09.2000	8.1	2,75
Thüringen	Phylib	Wipfra	50163	01.11.2004	8.1	2,79
Baden-Württemberg	Phylib	Fichtenberger Rot	420	11.06.2001	8.1	2,79
Bayern	Phylib	Lauer	50495	19.11.2003	8.1	2,81
Thüringen	Phylib	Teichbach	50247	29.10.2004	8.1	2,89
Bayern	Phylib	Lauer	151	17.07.2001	8.1	2,89
Keine Angabe	Phylib	Schwarzach	2404	11.09.1997	8.1	2,90
Bayern	Phylib	Lauer	151	25.09.2000	8.1	2,90
Niedersachsen	Projekt	Laagschunter	48282246	28.06.2006	L 18	2,18
Sachsen	Projekt	Streitbach	F15055	25.05.2007	L 18	2,43
Sachsen	Projekt	Tiergartenbach	F40456	15.05.2007	L 18	2,50
Sachsen	Projekt	Streitbach	F15055	11.10.2007	L 18	2,51
Nordrhein-Westfalen	Projekt	Soestbach	619206	24.08.2004	L 18	2,54
Sachsen	Projekt	Rohrgraben	F48501	08.08.2006	L 18	2,56
Nordrhein-Westfalen	Projekt	Millicher Bach	106902	20.08.2006	L 18	2,56
Nordrhein-Westfalen	Projekt	Palmersdorfer Bach	258805	17.08.2006	L 18	2,63
Sachsen	Projekt	Streitbach	F15055	22.08.2007	L 18	2,66
Nordrhein-Westfalen	Projekt	Merzbach	121836	05.09.2006	L 18	2,68
Sachsen	Projekt	Reißigbach (255 m ü. NN)	20	29.05.2007	(D8.1)	2,70
Niedersachsen	Projekt	Brunsolgraben	48282193	16.06.2006	L 18	2,70
Niedersachsen	Projekt	Nienstedter Beeke	705	01.12.2005	L 18	2,70
Nordrhein-Westfalen	Projekt	Beeckbach	318670	20.09.2004	L 18	2,70
Niedersachsen	Projekt	Päpser Bach	345	30.11.2005	L 18	2,74
Nordrhein-Westfalen	Projekt	Niers	315035	27.06.2004	L 18	2,74
Sachsen	Projekt	NB Aubach II (270 m ü. NN)	17	29.05.2007	(D8.1)	2,76
Sachsen	Projekt	Döbitzbach (255 m ü. NN)	F53101	22.08.2006	(D8.1)	2,80
Nordrhein-Westfalen	Projekt	Swist	260009	05.07.2005	L 18	2,80
Nordrhein-Westfalen	Projekt	Morsbach	261051	05.07.2005	L 18	2,80
Niedersachsen	Projekt	Rössingbach	HI_03	12.07.2005	L 18	2,81
Nordrhein-Westfalen	Projekt	Niers	316477	16.07.2006	L 18	2,81
Sachsen-Anhalt	Projekt	Getel	411950	14.07.2007	L 18	2,82
Sachsen	Projekt	Klitzschbach (225 m ü. NN)	F32004	21.05.2007	(D8.1)	2,83
Nordrhein-Westfalen	Projekt	Swist	260605	05.07.2005	L 18	2,83

Anhang 1-5: Vorkommen und mittlere Häufigkeiten ausgewählter Taxa in verschiedenen Diatomeentypen und in den löss-lehmgeprägten Gewässern des Projektes (L18)

n = Zahl der Nachweise; % = Summenprozent aller Vorkommen; DV-Nr. (Datenverarbeitungs-Nummer, LfW 2003): rot = Taxa mit ausschließlichen Nachweisen in silikatischen und organischen Gewässertypen, blau = Taxa mit ausschließlichen Nachweisen in karbonatischen Gewässertypen; Stetigkeit: > 80 % = pink, 50 % bis 80 % = grün, 20 % bis 50 % = gelb, Mittlere Häufigkeit: gelb = 1 % bis 5 %, grün = 5 % bis 10 %, pink = > 10 %

DV-Nr.	Taxa	n	%	Stetigkeit in Prozent						Mittlere Häufigkeit in Prozent					
				D 1/3	D 5	D 11.1	D 12.1	D 8.1	L 18	D 1/3	D 5	D 11.1	D 12.1	D 8.1	L 18
6139	Achnanthes biasolettiana	23	149,3	93,3	14,3			23,8	4,0	8,4	0,5			0,6	0,0
6253	Achnanthes helvetica	26	240,9	6,7	61,9	54,5				0,0	0,6	10,4			
6256	Achnanthes kranzii	7	8,4		28,6			4,8			0,4			0,0	
6258	Achnanthes laevis	5	1,8	26,7		4,5				0,1		0,0			
6260	Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima	77	186,4	13,3	47,6	50,0	94,1	76,2	88,0	0,0	1,0	0,6	2,8	1,2	3,1
6263	Achnanthes lauenburgiana	23	23,6				58,8	38,1	20,0				0,6	0,5	0,1
6014	Achnanthes minutissima	117	2690,8	100,0	100,0	95,5	100,0	100,0	88,0	45,2	29,9	10,2	23,4	13,8	19,0
6240	Achnanthes minutissima var. gracillima	3	44,0	20,0						2,9					
6268	Achnanthes oblongella	27	630,9		47,6	63,6	5,9		8,0		1,2	27,4	0,0		0,2
6711	Achnanthes rechtensis	8	14,2		38,1						0,7				
6276	Achnanthes subatomoides	21	153,6		52,4	36,4			8,0		5,0	2,1			0,0
6713	Achnanthes ventralis	5	3,0		19,0	4,5					0,1	0,0			
6983	Amphora pediculus	75	892,4	86,7	23,8	13,6	94,1	100,0	68,0	2,3	0,2	0,0	5,9	24,2	9,8
6291	Brachysira brebissonii	5	1,0		14,3	9,1					0,0	0,0			
6295	Brachysira neoexilis	8	34,1	20,0	14,3	9,1				2,1	0,0	0,0			
6021	Cocconeis placentula	90	910,2	93,3	61,9	50,0	94,1	95,2	64,0	1,5	1,0	0,4	10,8	14,2	15,0

				Stetigkeit in Prozent						Mittlere Häufigkeit in Prozent					
DV-Nr.	Taxa	n	%	D 1/3	D 5	D 11.1	D 12.1	D 8.1	L 18	D 1/3	D 5	D 11.1	D 12.1	D 8.1	L 18
6058	Cymbella affinis	10	12,2	53,3		4,5	5,9			0,8		0,0	0,0		
6315	Cymbella delicatula	3	4,6	20,0						0,3					
6895	Cymbella microcephala	14	26,1	33,3	4,8	4,5	11,8	14,3	8,0	1,4	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
6068	Denticula tenuis	7	16,0	33,3			11,8			1,0			0,1		
6185	Diatoma anceps	4	1,3		19,0						0,1				
6949	Diatoma mesodon	22	106,0	13,3	81,0			4,8	8,0	0,1	5,0			0,0	0,0
6364	Eunotia implicata	9	35,9		4,8	36,4					0,0	1,6			0,0
6214	Eunotia incisa	11	5,5		28,6	22,7					0,1	0,1			
6369	Eunotia minor	33	42,4		85,7	54,5	5,9		8,0		1,5	0,4	0,0		0,0
16233	Fragilaria acidoclinata	3	1,3			13,6						0,1			
6828	Fragilaria construens f. venter	40	256,6	13,3	38,1	27,3	88,2	23,8	16,0	0,0	3,6	2,6	6,6	0,2	0,3
6401	Fragilaria exigua	12	42,6		9,5	31,8	17,6				0,1	1,7	0,2		
6078	Fragilaria pinnata	52	296,1	20,0	42,9	59,1	94,1	33,3	16,0	0,0	0,9	1,6	9,6	0,9	2,4
6413	Frustulia rhomboides var. saxonica	3	1,4		4,8	9,1					0,0	0,1			
6427	Gomphonema lateripunctatum	4	12,3	26,7						0,8					
6428	Gomphonema micropus	21	50,9	20,0			41,2	9,5	36,0	0,0			0,1	0,0	1,9
16572	Gomphonema rhombicum	3	6,1		14,3						0,3				
6897	Gomphonema tergestinum	9	42,5	53,3				4,8		2,8				0,0	
6443	Gyrosigma nodiferum	8	25,9					33,3	4,0					1,2	0,0
6026	Meridion circulare	29	63,6	20,0	23,8	4,5	29,4	23,8	40,0	0,1	0,2	0,0	0,2	0,1	2,1
6470	Navicula costulata	5	2,4				23,5	4,8					0,1	0,0	

				Stetigkeit in Prozent							Mittlere Häufigkeit in Prozent					
DV-Nr.	Taxa	n	%	D 1/3	D 5	D 11.1	D 12.1	D 8.1	L 18		D 1/3	D 5	D 11.1	D 12.1	D 8.1	L 18
6473	Navicula decussis	8	2,3		4,8		35,3		4,0			0,0		0,1		0,0
6917	Navicula exilis	15	17,6		57,1	9,1			4,0			0,8	0,0			0,0
6015	Navicula gregaria	80	156,4	40,0	47,6	45,5	94,1	85,7	80,0		0,7	0,6	0,3	2,2	1,4	2,3
6103	Navicula radiosa	14	29,0	6,7	19,0	9,1	5,9	4,8	20,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1
6242	Nitzschia constricta	12	6,1					28,6	24,0						0,1	0,2
6025	Nitzschia fonticola	34	39,4	46,7	14,3	18,2	52,9	28,6	20,0		1,0	0,6	0,0	0,2	0,2	0,1
6024	Nitzschia linearis	30	31,7		9,5	13,6	17,6	28,6	64,0			0,0	0,0	0,0	0,1	1,1
16074	Pinnularia silvatica	7	3,3		14,3	18,2						0,0	0,1			
6126	Pinnularia subcapitata	12	7,5		33,3	22,7						0,2	0,2			
6224	Rhoicosphenia abbreviata	55	243,9	20,0	14,3	9,1	64,7	81,0	76,0		0,1	0,0	0,0	1,0	5,9	4,0
6686	Stauroneis producta	4	2,7			18,2							0,1			

Anhang 2-1: Indikationsliste der Makrophyten-Fließgewässer für Sachsen (Stand April 2008)

Fließgewässer-Typen: MRK: "karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge" (ca. ab 200 m ü.NN.), MRS: "silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge" (ca. ab 200 m ü.NN.), MP: "potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge" (ca. ab 200 m ü.NN., gilt vorerst auch für Mg – große Ströme der Mittelgebirge), TN: "potamal geprägte Fließgewässer des Tieflandes" (ca. unter 200 m ü. NN), TR: "rhithral geprägte Fließgewässer des Tieflandes" (ca. unter 200 m ü. NN) Einstufungen entsprechen den ökologischen Zustandsklassen (A „sehr gut“ bis D „unbefriedigend“)

Taxon	Fließgewässer-Typen					Zusatzkriterium (hA = höhere Abundanz)	Anmerkung
	MRK	MRS	MP	TN	TR		
Agrostis stolonifera	B-C*	B-C*	B-C*	B-D*	B-D*	*bei hA ==> Abwertung Trophie und Struktur	
Alisma lanceolatum			B-C	B-C	B-C		
Alisma plantago-aquatica			B-C	B-C	A-C		
Alopecurus aequalis	B-C*	B-C*	B-C*	B-C*	B-C*	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
Alopecurus geniculatus	B-C*	B-C*	B-C*	B-C*	B-C*	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
Amblystegium fluviatile	A-B	A-B	A-B	A-B [#]	A-B	[#] nur Trophieindikation	
Amblystegium tenax	A-B	B	A-B	A-B [#]	A-B	[#] nur Trophieindikation	
Berula erecta	A-C	A-C	A-C	A-C	A-C		
Brachythecium plumosum		A-B	A	A	A		überwiegend amphibisch
Brachythecium rivulare	A-B	A-B	A-B	A-B	A-B		
Butomus umbellatus			B-C	B-C	B-C		
Calliergon cordifolium				B	B		überwiegend amphibisch
Callitriche brutia var. hamulata	A-C	A-C	A-C	A-C	A-C		
Callitriche cophocarpa	B	B	B	B	B		Einstufung unklar
Callitriche platycarpa	B-C	B-C	B-C	B-C	B-C		Einstufung unklar
Callitriche stagnalis	B	B	B	B	B		Einstufung unklar
Ceratophyllum demersum	C-D*	C-D*	B-D*	B-D*	C-D*	*bei hA ==> Abwertung Trophie und Struktur	
Chara globularis	A-B	A-B	A-B	A-B	A-B		
Chara virgata	A-B	A-B	A-B	A-B	A-B		
Chara vulgaris	A-B	A-B	A-B	A-B	A-B		
Chiloscyphus pallescens	A	A					
Chiloscyphus polyanthos		A	A-B	A-B	A-B		

Taxon	Fließgewässer-Typen					Zusatzkriterium (hA = höhere Abundanz)	Anmerkung
	MRK	MRS	MP	TN	TR		
Cratoneuron filicinum	A	B-C [#]				#nur Trophieindikation	
Dichodontium pellucidum	A-B	A-B	A-B				überwiegend amphibisch
Drepanocladus aduncus				B-C	B-C		überwiegend amphibisch
Eleocharis acicularis			A-B	A-B	A-B		Einstufung unklar
Elodea canadensis	C	C	B-C*	B-C*	C	*bei hA ==> Abwertung Trophie	Neophyt
Elodea nuttallii	C	C	B-C*	B-C*	C	*bei hA ==> Abwertung Trophie	Neophyt
Equisetum fluviatile			A-C	A-C	A-C		
Equisetum palustre			A-C	A-C	A-C		
Eucladium verticillatum	A						
Fissidens arnoldii			A-C	A-C [#]		#nur Trophieindikation	
Fissidens crassipes	A-B	A-B	A-C	A-C [#]	A-C [#]	#nur Trophieindikation	
Fissidens pusillus		A-B	A-B				
Fissidens rufulus	A-B	A-B	A-C	A-C [#]	A-C [#]	#nur Trophieindikation	
Fontinalis antipyretica	A-C	A-C	A-C	A-B*	A-B*	*bei hA ==> Abwertung Trophie und Struktur	
Fontinalis squamosa		A	A				
Glyceria declinata		A-C*	A-C*	A-C*	A-C*	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
Glyceria fluitans	A-C*	A-C*	A-C*	A-C*	A-C*	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
Glyceria maxima	B*	B*	B-C*	B-C*	B-C*	*bei hA ==> Abwertung Trophie und Struktur	
Glyceria notata	A-C*	A-C*	A-C*	A-C*	A-C*	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
Hippuris vulgaris	A-B	A-B	A-B	A-B			
Hottonia palustris			A-B	A-B	A		
Hydrocharis morsus-ranae			B	A-C*	B*	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
Hydrocotyle vulgaris			A-B	A-B	A-B		
Hygrohypnum ochraceum fo. obtusifolia		C-D	C-D	C-D	C-D		
Hygrohypnum ochraceum fo. ochraceum		A	A				
Hygrohypnum ochraceum <i>Zwischenformen</i>		B-C	B-C	B-C	B-C		
Hymenostylium recurvirostrum	A						
Juncus articulatus	A-C	A-C	A-C	A-C	A-C		

Taxon	Fließgewässer-Typen					Zusatzkriterium (hA = höhere Abundanz)	Anmerkung
	MRK	MRS	MP	TN	TR		
<i>Juncus bulbosus</i>		A°	A°	A°	A°	°Verockerung bzw. Versauerung beachten	
<i>Jungermannia obovata</i>		A					
<i>Jungermannia pumila</i>		A					
<i>Jungermannia sphaerocarpa</i>		A°				°bei hA Versauerung prüfen	überwiegend amphibisch
<i>Lemna gibba</i>	D	D	B-D*	B-D*	C-D*	*bei hA ==> Abwertung Trophie und Struktur	
<i>Lemna minor</i>	D	D	B-C*	B-C*	C*	*bei hA ==> Abwertung Trophie und Struktur	
<i>Lemna trisulca</i>	C	C	B*	B*	B-C*	*bei hA ==> Abwertung Trophie und Struktur	
<i>Leptodictyum riparium</i>	B-C*	C-D*	B-D*	B-D*	B-D*	*bei hA ==> Abwertung Trophie	
<i>Lunularia cruciata</i>	B-D	C-D	B-D	B-D	B-D		Neophyt, überwiegend amphibisch
<i>Luronium natans</i>				A	A		
<i>Lysimachia nummularia</i>	B-C	B-C	B-C	A-C	A-C		
<i>Marchantia polymorpha</i>	B-D	C-D	B-D	B-D	B-D		überwiegend amphibisch
<i>Marsupella emarginata</i>		A°				°bei hA Versauerung prüfen	überwiegend amphibisch
<i>Mentha aquatica</i>	A-C	A-C	A-C	A-C	A-C		
<i>Myosotis laxa</i>	A-C	A-C	B-C	B-C	A-C		
<i>Myosotis scorpioides</i>	A-C	A-C	B-C	B-C	A-C		
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>				A	A		
<i>Myriophyllum spicatum</i>	B	B	B-C*	B-C*	B-C	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
<i>Myriophyllum verticillatum</i>			B	B	B*	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
<i>Nasturtium microphyllum</i>	A-C	A-C	A-C	A-C	A-C		
<i>Nasturtium officinale</i>	A-C	A-C	A-C	A-C	A-C		
<i>Nitella flexilis</i>		A-B	A-C	A-C	A-C		
<i>Nitella mucronata</i>	A-B	A-B	A-B	A-B	A-B		bisher nur Stehgew., aber Vork. in FG möglich
<i>Nitella opaca</i>	A-B	A-B	A-B	A-B	A-B		bisher nur Stehgew., aber Vork. in FG möglich
<i>Nuphar lutea</i>			B-D	B-D	B-D*	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
<i>Octodiceraster fontanum</i>	A-B*	B-C*	B-C*	B-C*	B-C*	*bei hA ==> Abwertung Trophie	

Taxon	Fließgewässer-Typen					Zusatzkriterium (hA = höhere Abundanz)	Anmerkung
	MRK	MRS	MP	TN	TR		
Oenanthe aquatica			B	B-C	B-C		
Palustriella commutata	A						
Pellia epiphylla		A-B		A-B	A-B		überwiegend amphibisch
Persicaria amphibia	B-C*	B-C*	B-C	B-C	B-C*	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
Persicaria hydropiper	B-C	B-C	B-D	B-D	B-D		
Phalaris arundinacea	B-D	B-D	B-D	B-D	B-D		
Philonotis caespitosa	A	A		A	A		überwiegend amphibisch
Philonotis fontana	A	A		A	A		überwiegend amphibisch
Platyhypnidium riparioides	A-C	A-C*	A-C	A-C	A-C	*bei hA ==> Abwertung Trophie	
Porella cordeana		A					
Potamogeton acutifolius				A-B	A-B		
Potamogeton alpinus	A	A	A	A	A		
Potamogeton berchtoldii	C	C	B-D*	B-D*	B-D*	*bei hA ==> Abwertung Trophie	
Potamogeton crispus	C	C	B-C*	B-C*	B-C*	*bei hA ==> Abwertung Trophie	
Potamogeton gramineus			A	A	A		
Potamogeton lucens	B	B	A-B	B	B		
Potamogeton natans	A-C	A-C	A-C	A-C	A-C		
Potamogeton nodosus			A-C	A-C			
Potamogeton obtusifolius	B	B	B-C	B-C	B-C		
Potamogeton pectinatus	C	C	B-C*	B-D*	B-D*	*bei hA ==> Abwertung Trophie	
Potamogeton perfoliatus	B	B	A-C	A-C	A-C		
Potamogeton polygonifolius		A	A	A	A		
Potamogeton pusillus	C	C	B-D*	B-D*	B-D*	*bei hA ==> Abwertung Trophie	
Potamogeton trichoides	B-C	B-C	A-C*	A-C*	B-C*	*bei hA ==> Abwertung Trophie	
Racomitrium aciculare		A	A-B				überwiegend amphibisch
Ranunculus aquatilis	A-C	A-C	A-C	A-C	A-C		
Ranunculus circinatus	A-C	A-C	A-C	A-C	A-C		
Ranunculus flammula				A-B	A-B		

Taxon	Fließgewässer-Typen					Zusatzkriterium (hA = höhere Abundanz)	Anmerkung
	MRK	MRS	MP	TN	TR		
Ranunculus fluitans	A-C	A-C	A-C	A-C*	A-C	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
Ranunculus peltatus	A-C	A-C	A-C	A-C	A-C		
Ranunculus penicillatus	A-C	A-C	A-C	A-C	A-C		
Ranunculus sceleratus	B-D	B-D	B-D	B-D	B-D		
Ranunculus trichophyllus	A-C		A-C	A-C	A-C		
Riccardia chamaedryfolia		A					
Sagittaria sagittifolia			B-C	B-C	B-C*	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
Scapania undulata		A°	A°	A°	A°	°bei hA Versauerung	bei subm. Vork. Gewässer mind. periodisch sauer
Schistidium rivulare		A-B	A-B				überwiegend amphibisch
Sium latifolium			A-B	A-B	A-B		Einstufung unklar
Sparganium emersum	B-C*	B-C*	B-C	B-D	B-C*	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
Sparganium erectum	B-C*	B-C*	B-C	B-D	B-C*	*bei hA ==> Abwertung Struktur	
Sphagnum denticulatum		A		A			
Sphagnum fallax		A-B		A-B			
Sphagnum riparium		A		A			
Spirodela polyrhiza	D	D	B-D*	B-D*	C-D	*bei hA ==> Abwertung Trophie und Struktur	
Utricularia australis			A-B	A-B	B		
Utricularia vulgaris			A-B	A-B			
Veronica anagallis-aquatica	A-B	A-B	A-C	A-C	A-B		
Veronica beccabunga	A-B	A-B	A-C*	A-C*	A-B*	*bei hA ==> Abwertung Trophie und Struktur	
Zannichellia palustris	C	C	B-D*	B-D*	B-C*	*bei hA ==> Abwertung Trophie	

Impressum

Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Internet: <http://www.smul.sachsen.de/lfulg>

Autoren: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Abteilung Wasser, Wertstoffe
Jürgen Wolf, Dr. Andreas Ballot
Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden
Telefon: 0351 8928-4307
Telefax: 0351 8928-4099
E-Mail: abt4.lfulg@smul.sachsen.de

Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft
Fachbereich Gewässerökologie
Jens Kroker
Prasseweg 9, 01640 Neusörnewitz
Telefon: 03523 809-54
Telefax: 03523 809-52
E-Mail: jens.kroker@smul.sachsen.de

Dr. Gabriele Hofmann
Hirtenstr. 19, 61479 Glashütten
E-Mail: GM.Hofmann@t-online.de

Redaktion: siehe Autoren

Endredaktion: Öffentlichkeitsarbeit
Präsidialabteilung

ISSN: 1867-2868

Redaktionsschluss: März 2009

Für alle angegebenen E-Mail-Adressen gilt:

Kein Zugang für elektronisch signierte sowie für verschlüsselte elektronische Dokumente

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlhelfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.