



Fachbeiträge des Landesumweltamtes

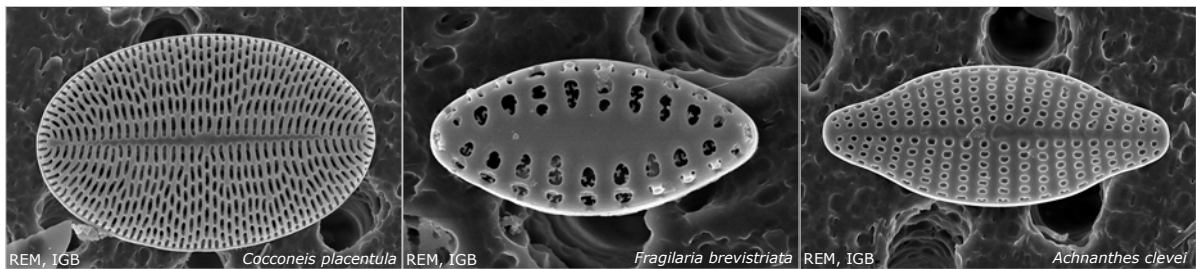
Heft Nr. 93

## **- Flusseinzugsgebietsmanagement -**

### **Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotisch basierte Bewertungs- ansätze für Flusseen am Beispiel der Diatomeen**

**Ein Beitrag zu Bewirtschaftungs-  
möglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel**





## - Flusseinzugsgebietsmanagement -

### Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotisch basierte Bewertungs- ansätze für Flusseen am Beispiel der Diatomeen

Ein Beitrag zu Bewirtschaftungs-  
möglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel

**Verbundprojekt im Rahmen des BMBF -Förderprogramms „Forschung für die Umwelt“ zum Thema**

**„Flusseinzugsgebietsmanagement“**

**Teilprojekt 1**

***Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotisch basierte Bewertungsansätze für Flusseen am Beispiel der Diatomeen  
Abschlussbericht 11/2004***

**– ein Beitrag zu Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel –**

**Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Titelreihe, Heft-Nr. 93**

**Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotisch basierte Bewertungsansätze für Flusseen am Beispiel der Diatomeen – Flusseinzugsgebietsmanagement –**

**Herausgeber und Copyright:**

Landesumweltamt Brandenburg (LUA)  
Referat Umweltinformation /Öffentlichkeitsarbeit (S5)  
Berliner Str. 21-25  
14467 Potsdam  
Tel.: 0331 - 23 23 259  
Fax: 0331 - 29 21 08  
E-mail: [infoline@lua.brandenburg.de](mailto:infoline@lua.brandenburg.de)  
[www.brandenburg.de/land](http://www.brandenburg.de/land)

Potsdam, im Februar 2005

**Bearbeitung:**

Dr. Ilka Schönfelder, Landesumweltamt Brandenburg, Abteilung Ökologie, Naturschutz, Wasser, Referat Ö3 -Umweltüberwachung, Ökotoxikologie- in Zusammenarbeit mit Jörg Schönfelder, LUA, Abt. Ökologie, Naturschutz, Wasser, Referat Ö4 -Wasserrahmenrichtlinie, Gewässergüte, Hydrologie; Prof. Dr. C. E. W. Steinberg, Dr. Jörg Gelbrecht, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V.; Prof. Dr. Jörg F. W. Negendank, Dr. Janina Baier, Geoforschungs-zentrum Potsdam e.V.; Dr. Susanne Jahns, Brandenburgisches Landesamt für Denkmalpflege und Archäologisches Landesmuseum und Dr. Jaqueline Strahl, Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg

***Die Studie wurde gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen seines Förderprogramms „Forschung für die Umwelt“ zum Thema "Flusseinzugsgebietsmanagement"***

Die Veröffentlichung als Print und Internetpräsentation erfolgt im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern oder Dritten zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Der Bericht ist urheberrechtlich geschützt.

# Inhalt

<b>1</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Einleitung</b>	<b>5</b>
2.1	Anlass der Untersuchungen, bisheriger Kenntnisstand und Ableitung der Untersuchungsziele	5
2.2	Eignung der Diatomeen als paläolimnologische Untersuchungsobjekte	8
<b>3</b>	<b>Methoden</b>	<b>10</b>
3.1	Rezente Eichdatensätze als ökologische Datengrundlage	10
3.1.1	Der Eichdatensatz Litoraldiatomeen	11
3.1.2	Der Eichdatensatz Profundaldiatomeen	12
3.2	Auswahl der Sedimentarchive und Kennzeichnung der Untersuchungsgewässer	12
3.3	Probenentnahme	13
3.4	Altersbestimmung	13
3.5	Präparation, Zählung und Determination der Diatomeen	13
3.6	Statistische Auswertung	14
<b>4</b>	<b>Die natürliche Entwicklung der Seen des Havelgebietes</b>	<b>14</b>
4.1	Qualität des Probenmaterials - Erhaltungszustand und Anlösungserscheinungen	14
4.2	Entwicklung der Seen im Zeitraum der letzten ca. 9000 Jahre	15
4.2.1	Entwicklung der Wittwesees seit 7300 BC	15
4.2.2	Entwicklung des Stolpsees in den letzten 12600 Jahren	15
4.2.3	Entwicklung des Blankensees in den letzten 10500 Jahren	19
4.2.4	Entwicklung des Breitlingsees in den letzten 8000 Jahren	21
4.3	Typspezifische TP-Konzentrationen der Seentypen des Havelgebietes	24
4.4	Schlussfolgerungen für die Bewirtschaftungsplanung	26
<b>5</b>	<b>Test und Neuentwicklung von Diatomeenindizes zur Klassifikation und Bewertung des Trophiezustands von Tieflandseen</b>	<b>27</b>
5.1	Test des auf Diatomeenanalyse basierenden Trophieindex nach HOFMANN (1999)	27
5.2	Der Diatomeenindex auf der Basis planktischer Diatomeen aus dem Profundal (DI-PROF)	28
5.2.1	Exploration und Reduktion des Eichdatensatzes	28
5.2.2	Optimierung des Eichdatensatzes auf den Trophiegradienten	28
5.2.3	Ermittlung der Optima und Toleranzen der Diatomeen entlang des Trophiegradienten	29
5.2.4	Entwicklung des Trophieindex DI-PROF	30
5.3	Entwicklung des Trophieindex DI-BENT	32
5.4	Entwicklung des Trophieindex DI-LIT	33
5.5	Anwendung der Indizes DI-PROF, DI-BENT und DI-LIT auf Untersuchungsgewässer des Havelgebietes	33
5.6	Ansätze zur Interpretation der Diatomeenindizes und Ableitung von Trophieklassen	35
5.7	Ableitung der typspezifischen Referenzbedingungen	36
5.8	Ausblick für die Anwendung der neuen Diatomeenindizes	38
<b>6</b>	<b>Danksagung</b>	<b>39</b>
<b>7</b>	<b>Literatur</b>	<b>40</b>
<b>8</b>	<b>Anhang</b>	<b>42</b>

# 1 Zusammenfassung

Mit der vorliegenden Arbeit wurden zwei Zielstellungen verfolgt. Zum Einen sollten die ungestörten **ökologischen Referenzbedingungen der Havel und ausgewählter Seen** hinsichtlich bewirtschaftungsrelevanter Parameter der Wasserbeschaffenheit beschrieben werden. Von zentralem Interesse für das Verbundvorhaben waren hierbei quantitative Aussagen zu den eutrophierungswirksamen Nährstoffen Phosphor (P) und Stickstoff (N). Den zweiten Schwerpunkt des Teilprojektes 1 bildeten Arbeiten zur **Entwicklung von Modulen zur Bewertung des ökologischen Zustands durchflossener Seen** im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG). Im Mittelpunkt stand hierbei die Frage, ob sich Kieselalgen (Diatomeen) eignen, um ökologische Wirkungen anthropogen bedingter Polytrophyierung in natürlich nährstoffreichen Seetypen des Zentralen Flachlandes in fünf Qualitätsstufen abzubilden. Untersucht wurden speziell die LAWA-Seetypen 10, 11 und 12 nach MATHES et al. 2002.

Zur Ableitung der ungestörten ökologischen Referenzbedingungen der Havel und ausgewählter Seen hinsichtlich bewirtschaftungsrelevanter Parameter der Wasserbeschaffenheit wurde die Methode der Retrospektive gewählt, da aktuell zu wenige ungestörte durchflossene Seen im Haveleinzugsgebiet und darüber hinaus bekannt sind. Dazu wurden vier Sedimentbohrkerne aus Seen untersucht, die Zeiträume bis ca. 8.000 Jahre vor Christus (before Christ, BC) abdecken. Die verwendeten Sediment-Langkernsequenzen (16 – 21 m lang) stammen aus vier Seen unterschiedlicher Typen nach der Typologie von MATHES et al. 2002: Wittwesee bei Rheinsberg - Typ 13; Stolpsee bei Himmelpfort - Typ 10, Blankensee östlich Beelitz - Sukzessionsabfolge von Typ 10, 11 und 12; Breitlingsee bei Brandenburg an der Havel - Sukzessionsabfolge Typ 10 und 12. Sie wurden im Jahr 2002 durch das Geoforschungszentrum Potsdam erbohrt. Zusätzlich konnte im Vorhaben ein 2,5 m langer Gefrierkern aus dem Blankensee untersucht werden, der in einem Vorgängerprojekt der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus im Auftrag des Umweltministeriums Brandenburg entnommen worden war.

Die Sedimentschichten enthielten Reste planktischer und benthischer Kieselalgen in hohen Abundanzen und überwiegend sehr gutem Erhaltungszustand. Diese Diatomeenreste wurden analysiert, um durch Anwendung regional kalibrierter quantitativer Diatomeen-Umwelt-Transferfunktionen (SCHÖNFELDER et al. 2002) die Ganglinien wichtiger Parameter der Wasserbeschaffenheit für die untersuchten vier Seen im Zeitraum der letzten ca. 10.000 Jahre abzuleiten. Durch Aggregation der Daten konnten die den Referenzzustand kennzeichnenden Nährstoffkonzentrationen für vier Seetypen abgeleitet werden (Tab. 4.3).

Die **anthropogen unbeeinflussten Nährstoffkonzentrationen** liegen für den Wittwesee und vergleichbare Seen des Typs 13 auf schwach mesotrophem Niveau (TP = 12 – 14 µg/l; TN = 360 – 420 µg/l). Für den Stolpsee, den fossilen Blankensee, den fossilen Breitlingsee und hydromorphologisch vergleichbare Seen des Typs 10 mit sehr großem Einzugsgebiet (VQ > 15) lagen sie auf eutrophem Niveau (TP = 37 – 53 µg/l; TN = 950 – 1.380 µg/l). Für stark durchflossene polymiktische Seen der Typen 11 und 12 (VQ > 15; fossiler Blankensee, Breitlingsee zwischen 200 BC und 900 AD) konnten ausschließlich hoch eutrophe Zustände für anthropogen ungestörte Zeiträume belegt werden (TP = 45 – 66 µg/l; TN = 1.200 – 1.600 µg/l).

Als Beitrag zum Test bestehender und zur **Entwicklung neuer Module zur Bewertung des ökologischen Zustands durchflossener Seen** auf biozönotischer Grundlage im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) wurde zunächst der auf Litoraldiatomeen basierende Trophieindex nach HOFMANN (1999) getestet. Als Testdatensatz standen 81 gepoolte Proben aus der Uferzone von 65 Seen und 16 Fließgewässerabschnitten aus dem Eichdatensatz von SCHÖNFELDER et al. 2002 zur Verfügung. Diese Anwendung zeigte, dass der getestete Index selbst leichte Eutrophierungseffekte in Seen des Typs 13 mit oligo- und mesotrophem Referenzzustand deutlich widerspiegelt. Er erreicht in Seen Brandenburgs im Übergangsbereich Oligotrophie/Mesotrophie (TP=10,5 µg/l) einen Erwartungswert von 2,0 und im Übergangsbereich zwischen mäßiger und hoher Eutrophie (TP=70 µg/l) einen Erwartungswert von 4,0. Als problematisch wurde herausgestellt, dass einige litorale Diatomeenproben von signifikant, aber nur leicht eutrophierten großen Seen mit TP < 20 µg/l (z.B. Parsteiner See) bereits Trophieindizes nach HOFMANN (1999) über 4,0 erreichen. Damit konnten die Ergebnisse von SCHAUMBURG et al. (2004) bestätigt werden, nach denen die Anwendung des Trophieindex nach HOFMANN (1999) auf litorale Diatomeenproben von Schilf, Totholz und

Makrophyten aus dem Frühjahr und Sommer in manchen Fällen keine zufriedenstellenden Resultate für die Bewertung des ökologischen Zustands ergibt. Geringe, mäßige bzw. starke anthropogene Störungen des Trophiezustandes stark durchflossener flacher Seen des Tieflands sind mit dem Trophieindex nach HOFMANN (1999) nicht mit der erforderlichen Genauigkeit und Zuverlässigkeit zu unterscheiden.

Als Beitrag zur Neuentwicklung von Bewertungsverfahren für Seen mit Diatomeen wurden drei Trophieindizes erarbeitet. Sie wurden für die Bewertung des Trophiezustands von Seen aller Typen im norddeutschen Tiefland mit rezenten Diatomeenproben aus dem Litoral und dem Profundal an der Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoffkonzentration kalibriert. In Kanonischen Korrespondenzanalysen (CCA) mit anschließenden Monte-Carlo-Permutationstests der Signifikanz einzelner Variablen erwies sich TP im Vergleich mit TN und Chlorid als die stärkere Einflussgröße auf die Zusammensetzung der benthischen Diatomeen. Die drei Indizes wurden nummerisch abgeglichen, so dass ihre Werte direkt vergleichbar sind.

Der **Diatomeenindex für Litoralproben (DI-LIT)** ist für eine Bewertung der Nährstoffverfügbarkeit in Litoralbereichen natürlich hoch eutropher, durchflossener Seen geeignet. Er ist darüber hinaus auch an allen anderen Seentypen Norddeutschlands einsetzbar. Eine Anwendung des DI-LIT auf fossile Proben aus Profundalsedimenten wird nicht empfohlen, da diese systematisch eine andere Zusammensetzung haben, als Litoralproben. Auf Diatomeenreste in Litoralbohrkernen ist er natürlich hervorragend anwendbar. Der **Diatomeenindex für benthische Diatomeen in Profundalproben (DI-BENT)** wurde für eine Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Mikrophytenthos mit einer einzigen Probe entwickelt und kann besonders für das operative Monitoring in seenreichen Regionen empfohlen werden. Er ist an allen Seentypen Norddeutschlands einsetzbar.

Der **Diatomeenindex für planktische Diatomeen in Profundalproben (DI-PROF)** wurde, ausgehend von Erfahrungen von SCHÖNFELDER (2004) als Baustein für eine Bewertung von Seen mit der Teilkomponente Phytoplankton weiter entwickelt und getestet. Die Anwendung des DI-PROF auf Proben aus Sedimentlangkernen zeigt, dass der DI-PROF derzeit noch nicht für die Überwachung des Trophiezustands von Seen der Typen 10, 11 und 12 mit einem Volumenquotienten  $> 15$  empfohlen werden kann, weil er in natürlich eutrophen Seen zur Übersteuerung neigt, schnell in den Sättigungsbereich übergeht und dadurch das Ausmaß anthropogener Polytröphierung nicht genügend nuanciert aufzeigen kann. Für Seen der Typen 13 und 14, 10 und 11 mit Volumenquotienten  $< 15$  ist er jedoch aufgrund seiner besonderen Sensibilität im Bereich  $TP = 10 \dots 40 \mu\text{g/l}$  als Metric für die biolo-gisch basierte Überwachung der Nährstoffverfügbarkeit im Freiwasser zu empfehlen. Die Referenz-zustände der drei neuen Diatomeenindizes wurden für die Seentypen 10 und 13 raumbezogen, für die Seentypen 11 und 12 anhand der fossilen Proben aus den untersuchten Sedimentkernen und für den Seentyp 14 auf der Grundlage von Analogien mit den Typen 13 und 11 abgeleitet. Für die Bewertung eines Sees als Ganzes ist der Vergleich der Ergebnisse aller drei Indizes hilfreich, da sich die für verschiedene Lebensformen und Habitate getrennt abgeleiteten Informationen über die Nährstoff-verfügbarkeit eines Sees ergänzen. Die Wurzel der mittleren quadrierten Abweichungen zwischen dem DI-PROF und dem DI-BENT beträgt 0,4476 Skaleneinheiten. Die Unterschiede der Nährstoff-verfügbarkeit zwischen Freiwasser und Bodenzone können also relativ groß sein.

## 2 Einleitung

### 2.1 Anlass der Untersuchungen, bisheriger Kenntnisstand und Ableitung der Untersuchungsziele

Ein Ziel der Richtlinie 2000/60/EG (EUROPEAN UNION, 2000; EG-Wasserrahmenrichtlinie, WRRL) ist es, keine Verschlechterung des Zustands der Gewässer zuzulassen und in den aktuell noch belasteten Gewässern bis zum Jahr 2015 – mit Verlängerungsoptionen bis 2027 – einen guten Zustand zu erreichen. Dazu zählt zum einen ein guter chemischer Zustand, der durch die Konzentrationen bestimmter Schadstoffe im Wasser definiert wird. Zum zweiten ist ein guter ökologischer Zustand der Gewässer zu erreichen. Er wird sowohl direkt über Merkmale der Besiedlung mit Pflanzen und Tieren definiert, als auch indirekt anhand physikalischer, chemischer,

hydrologischer und ökomorphologischer Merkmale umrissen, sofern sie für die Lebensgemeinschaften und das Funktionieren des Ökosystems bedeutsam sind. Dabei dürfen im guten Zustand die abiotischen Umweltvariablen nur so geringfügig von anthropogen ungestörten Bedingungen abweichen, dass die Reproduktion der Indikator-organismen und das Funktionieren der Nahrungsgefüge der aquatischen Ökosysteme in ihrer Typspezifik sichergestellt sind.

Für die Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer werden das Phytoplankton, die benthische Flora (Makrophyten und Mikrophytobenthos), die benthischen wirbellosen Tiere und die Fische als Indikatorgruppen herangezogen. Für diese vier Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands sowie für die maßgeblichen physikalischen, chemischen und hydrologischen und morphologischen Umweltvariablen müssen bis zum 22.12.2006 Überwachungsprogramme aufgestellt werden. Zur Bewertung der Ergebnisse dieser Überwachungsprogramme muss bis dahin eine wissenschaftlich begründete Beschreibung des anthropogen ungestörten Zustandes erfolgen. Dieser sogenannte **ökologische Referenzzustand** der Gewässer dient als Anschlagpunkt für die Messlatte der künftigen Gewässerbewertung.

Zwischen den Ökoregionen in Europa bestehen erhebliche Unterschiede hinsichtlich des Klimas und der Geologie. Die Gewässerbewertung muss die dadurch bedingten floristischen, faunistischen und funktionalen ökologischen Unterschiede zwischen den Ökoregionen berücksichtigen. Weiterhin bestehen auch innerhalb jeder Ökoregion mehr oder weniger große natürliche Unterschiede zwischen den einzelnen Gewässern. Bei Betrachtung von Extrembeispielen, wie dem 68 m tiefen glasklaren Stechlinsee bei Rheinsberg und dem nur ca. 1 m tiefen außerordentlich trüben Blankensee südlich Potsdam wird das besonders augenfällig. Um dem Rechnung zu tragen, sind für die Gewässerbewertung innerhalb der Ökoregionen nochmals Gewässer unterschiedlicher natürlicher Voraussetzungen in Bezug auf hydrologische und morphologische Merkmale in sogenannte **biozönotisch begründete Gewässertypen** einzuteilen.

Aufgabe der angewandten ökologischen Forschung ist es, die Differenzierungsmerkmale zwischen den Gewässertypen jeder Ökoregion herauszuarbeiten. Im Hinblick auf die Anforderungen der biologisch basierten Gewässerbewertung sollte jeder Gewässertyp im anthropogen ungestörten Zustand durch nur ihm eigene, also typspezifische, Merkmale seiner Fauna und Flora gekennzeichnet sein. Weiterhin ist bis zum Start der Überwachungsprogramme im Jahr 2006 mit wissenschaftlichen Methoden darzustellen, welche grundlegenden und welche typspezifischen Merkmale der biologischen Indikatorgruppen sich als Folge menschlicher Einwirkungen verändern. Diese störungsbedingten Änderungen der biologischen Merkmale sind zu skalieren, um die Schwere der ökologischen Störung in fünf Stufen auszudrücken.

Da nur tatsächlich auf menschliche Einwirkungen zurückzuführende Störungen der aquatischen Biozönososen Gegenstand der Gewässerbewertung gemäß WRRL sein sollen, ist der sorgfältigen Beschreibung der gesamten **natürlichen Variabilität der typspezifischen anthropogen ungestörten Referenzzustände** besonderes Augenmerk zu widmen. Das ist wichtig, um bei der Bewertung der Gewässer die Messlatte künftig nicht höher, aber auch nicht tiefer zu hängen, als es den durchschnittlichen naturräumlichen Voraussetzungen des Gewässertyps entspricht. Die Referenzzustände liefern also wichtige Ankerpunkte der Bewertungsverfahren.

Die WRRL schreibt einen Bezug auf ein fünfstufiges System der Qualitätsstufen "sehr gut", "gut", "mäßig", "ungenügend" und "schlecht" vor. Für jeden Gewässertyp und jede der oben genannten Qualitätskomponenten, die auf anthropogene Störungen gerichtet reagiert, sind Verfahren zu entwickeln, mit deren Hilfe die Gewässer in die fünf Qualitätsstufen eingeteilt werden können. Insbesondere die Grenzwerte zwischen dem guten und dem mäßigen Zustand sind für die genannten Indikatorgruppen auf solider Datengrundlage mit wissenschaftlichen Methoden zu beschreiben. Besonders schwerwiegend wären Fehleinstufungen, z.B. ökologisch nur geringfügig gestörter, d.h. "guter" Gewässer (Güteklasse 2) als "mäßig" (Güteklasse 3), weil die letztgenannte Einstufung kostenintensive Maßnahmenprogramme erforderlich machen würde. Auch der umgekehrte Fall kann zu erheblichen Problemen bei der Bewirtschaftung führen, denn alle Gewässer eines Flussgebiets sind kohärent zu bewerten. So könnte z.B. eine zu optimistische ökologische Bewertung kleiner Zuflüsse eines Bachtyps verschleiern, warum der Unterlauf eines Flusses, der einem anderen ökologischen Typ zugeordnet wurde, trotz lokal günstiger morphologischer Bedingungen den guten Zustand für die Flora nicht erreichen kann. Die Bewertungsskalen für im Längskontinuum des Gewässernetzes aufeinander folgende Fließgewässer- und Seentypen sind in ökologisch

begründeter und wasserwirtschaftlich sinnvoller Weise aufeinander abzustimmen. Aus den geschilderten Gründen liegt bei den Entwicklern der biologischen Bewertungsverfahren eine gewisse Mitverantwortung für einen künftig möglichst effizient zu gestaltenden Einsatz von Mitteln für Gewässerschutzmaßnahmen.

Die Typologie der Gewässer im norddeutschen Tiefland ist weit fortgeschritten, wurde aber bislang nur teilweise biozönotisch begründet. Die Fließgewässertypologie stützt sich im Wesentlichen auf Merkmale des Makrozoobenthos (z.B. SCHMEDTJE et al. 2001, SOMMERHÄUSER & SCHUMACHER 2003), das über den Temperaturgradienten die Höhenlage und Quellentfernung (z.B. PITSCH 1993) sowie die Geologie nuanciert widerspiegelt. Die überwiegend alkalischen Seen > 50 ha im norddeutschen Tiefland wurden bislang vor allem aufgrund des starken Einflusses der Verweilzeit und des Schichtungsverhaltens auf die Ausprägung der ungestörten Biozönosen in fünf Seentypen unterteilt (MATHES et al. 2002). Die potenziell natürlichen Verweilzeiten sind aufgrund von Schwierigkeiten bei der Abschätzung der potenziell natürlichen Abflussspenden nur mit großem Aufwand bestimmbar. Daher wird in Deutschland zur Trennung natürlich nährstoffarmer und natürlich nährstoffreicher Seen der Volumenquotient (Verhältnis zwischen Einzugsgebietsgröße und Seevolumen) herangezogen. Ein provisorischer Grenzwert von  $1,5 \text{ m}^2/\text{m}^3$  wurde eingeführt und trennt die potenziell natürlich nährstoffreicheren (meso- und eutrophen) Seen des Tieflands (Typen 10, 11 und 12 mit  $\text{VQ} > 1,5$ ) von den potenziell natürlich nährstoffärmeren (oligotrophen und mesotrophen) Seen des Tieflands (Typen 13 und 14 mit  $\text{VQ} < 1,5$ ).

Für Teile von Ökoregionen, z.B. die Mark Brandenburg, könnte bei Annahme etwa gleicher potenziell natürlicher Abflussspenden in der Teilregion ( $81 \text{ mm/a} = 2,57 \text{ l/s}\cdot\text{km}^2$ ; MÜLLER et al. 1996) der Volumenquotient-Grenzwert in die Verweilzeit umgerechnet werden. Einem Volumenquotienten von 1,5 entspricht bei den in der Mark Brandenburg typischen Wasserflächengrößen eine Verweilzeit von ca. 10 Jahren. Der Parsteiner See kann gleichermaßen als prominentes Beispiel für einen Grenzfall des Schichtungsverhaltens und einen Grenzwert des Volumenquotienten dienen. Für andere Teilregionen würden sich bei anderen Abflussspenden andere Verweilzeiten ergeben.

Der von MATHES et al. (2002) vorgeschlagene Grenzwert des Volumenquotienten von  $1,5 \text{ m}^2/\text{m}^3$  wurde empirisch anhand rezenter Daten aus eher gering belasteten Seen abgeleitet, um nährstoffarme und nährstoffreiche Seentypen zu trennen. Unbekannt ist, inwieweit Seen mit einem großen Volumenquotienten ( $> 1,5 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ) in Zeiten mit unbedeutendem menschlichen Einfluss, z.B. nach der Völkerwanderungszeit oder auch vor der Bronzezeit ebenfalls nährstoffarm (mesotroph oder sogar oligo-troph) gewesen sein können.

Die Seentypologie von MATHES et al. (2002) sieht für flache Seen (Tiefengradient  $F < 1,5$ ) eine typologische Trennung von Seen mit einer Verweilzeit von mehr als 30 Tagen (Typ 11) von Seen mit weniger als 30 Tagen (Flusseen, Typ 12) vor. Bislang fehlt für den Typ des Flussee eine biozönotische Begründung. Eine solche ist auch nicht leicht aufzustellen, denn obgleich allein im Land Brandenburg allein 34 Seen > 50 ha mit Verweilzeiten < 30 Tage liegen, sind alle diese Flusseen derzeit ziemlich umfangreichen anthropogenen Einflüssen ausgesetzt. Unbekannt ist das Ausmaß der ökologischen Störungen, das durch die anthropogenen Einflüsse verursacht sein könnte. Es wäre verwunderlich, wenn die derzeit vorhandenen ökologischen Störungen geringfügig oder nicht signifikant wären.

Zur **Beschreibung des anthropogen ungestörten Zustandes** vieler Gewässertypen in der Region Berlin-Brandenburg ist eine Orientierung am aktuellen Gewässerzustand nicht möglich. Insbesondere die Eutrophierung führte in den meisten Seen im Einzugsgebiet der Havel zu ökologischen Zuständen, die trotz Reduzierung von Einträgen aus Kommunen und der Landwirtschaft derzeit immer noch als mehr oder weniger stark anthropogen gestört empfunden werden. Das betrifft Seen mit starker Wassertrübung durch Planktonalgen, wie die Wentowseen an der oberen Havel, den Vielitzsee im Rhingebiet oder den Mellensee im Dahmegebiet, an denen sich seit einigen Jahren sehr aktive Bürgerinitiativen für eine Verbesserung der Sichttiefe einsetzen, genauso wie oligotrophe Seen mit auffälligen Beständen fädiger Grünalgen am Ufer, wie sie z.B. im Stechlinsee zu sehen sind. Aufgrund bestehender Belastungen des Nährstoffhaushalts bleibt als Methode zur Aufklärung biozönotischer Unterschiede zwischen ungeschichteten Seentypen sowie zur Ableitung möglicher Grenzwerte des Volumenquotienten nur die **Methode der Retrospektive**. Museumsbelege oder schriftliche Überlieferungen aus Zeiten, in denen die z.B. von der Spree und der Havel durchflossenen Seen der Mark Brandenburg keinen eventuell störenden anthropogenen Einflüssen ausgesetzt waren, sind nicht vorhanden. Deshalb setzt die Paläolimnologie auf die Analyse von



Sedimentbohrkernen, mit denen im Prinzip die Geschichte jedes Sees bis zurück zum Jahr seiner Entstehung rekonstruiert werden kann. So gelingt es zunehmend besser, auch Zustände aus Zeiträumen ohne oder mit höchstens sehr geringer menschlicher Beeinflussung zu beschreiben. Beispiele hierfür sind die Rekonstruktion der Langzeitveränderungen der Nährstoffbelastung in der unteren Spree (SCHÖNFELDER 1998), der unteren Havel (SCHÖNFELDER & STEINBERG 2004), dem Jungfernsee bei Potsdam (SCHÖNFELDER 2000 b) sowie die Untersuchungen der Leitbild-Biozönosen in polymiktischen Seen Brandenburgs (MISCHKE et al. 2003). Durch die Untersuchungen der langzeitlichen Sukzessionsabfolge, bei der manche Seen oft mehr als einen Typ durchleben, müssten sich die empirisch ermittelten Zusammenhänge zwischen dem potenziell natürlichen Trophiezustand und bestimmten hydromorphologisch umrissenen Seen-typen beschreiben lassen. Mit dem hier vorgestellten Teilprojekt 1 soll dazu für die Ökoregion 14 "Zentrales Europäisches Flachland" ein Beitrag geleistet werden.

Unbegründete Vorstellungen darüber, wie der ökologische Zustand der Havel und der Seen in ihrem Einzugsgebiet ohne anthropogene Einflüsse aussehen würde bzw. ausgesehen hat, könnten zur Folge haben, dass nach Durchführung von kostenintensiven Maßnahmen keine oder nur unbedeutende Verbesserungen des ökologischen Zustands eintreten würden. Ein wesentliches Ziel des Projekts war es deshalb, einen umfassenden Beitrag zur Kenntnis der anthropogen weitestgehend unbeeinflussten Wasserbeschaffenheit und der dazugehörigen biologischen Besiedlung der Seen im Havel-einzugs-gebiet zu leisten. Die Rekonstruktion der Nährstoffbedingungen in ausgewählten, typischen Seen des Havelgebietes mittels Bioindikation mit Diatomeen für Zeiträume ohne anthropogene Einflüsse soll helfen, die Frage nach der Höhe der unausweichlichen (geogenen) Hintergrundbelastung der Havel unterhalb dieser Seen an Nährstoffen zu klären. Weiterhin soll die Darstellung des zeitlichen Verlaufs von Veränderungen des Stoffhaushalts in historischer Zeit helfen, Art, Umfang und zeitliche Perspektive von Programmen zur Minderung der Nährstoffeinträge zu formulieren.

Der Mangel an Kenntnissen über die Referenzzustände von Seen mit großen Einzugsgebieten, wie sie im norddeutschen Tiefland häufig vorkommen, hat weiterhin zur Folge, dass die zur Implementierung der WRRL seit 2001 in Entwicklung befindlichen biozönotisch basierten Bewertungsverfahren (z.B. SCHAUMBURG et al. 2004) für diese Seetypen vorerst nur provisorisch und auf sehr schwacher Datengrundlage (Typen 10 und 11 nach MATHES et al. 2002) oder noch gar nicht (Typ 12) aufgestellt werden konnten. Ziel des Teilprojektes 1 war es deshalb, einen **Beitrag zur Validierung und Neuentwicklung von biozönotisch basierten Bewertungsverfahren für stark durchflossene Seen** im norddeutschen Tiefland zu leisten.

## 2.2 Eignung der Diatomeen als paläolimnologische Untersuchungsobjekte

Die Anschlagpunkte und die Skalierung der künftigen Gewässerbewertung müssen mit wissenschaftlich begründeten Methoden, z.B. der Retrospektive erarbeitet werden. JEPPESEN et al. (2001) verweisen dazu auf die Einsatzmöglichkeiten paläolimnologischer Arbeitsmethoden zur Bestimmung des annähernd natürlichen Zustandes im Rahmen der WRRL. Der wissenschaftliche Aspekt der Bestimmung der biozönotischen, physikalischen und chemischen Referenzzustände sowie die Diagnose von Belastungsursachen bilden heute einen Schwerpunkt der quantitativen Paläolimnologie. Mit der Analyse von Mikrofossilien aus Sedimentkernen wird zum einen der biozönotische Wechsel von der anthropogen unbeeinflussten nacheiszeitlichen Sukzession zur kulturell bedingten Dynamisierung derselben direkt abgebildet. Die ökologische Analyse der Ursachen dieser floristischen (und faunistischen) Sukzessionen stützt sich heute auf verschiedene univariate und multivariate statistische Verfahren der ökologischen Ursache-Wirkungsanalyse (vgl. SCHÖNFELDER 2000 a bzgl. eines umfassenden Reviews am Beispiel der Kieselalgen).

Die der biologischen Analyse am einfachsten und vollständigsten zugänglichen Mikrofossilien in Seesedimenten sind die Diatomeen (Kieselalgen, Bacillariophyceae). Sie sind wegen ihres hervorragenden Erhaltungszustands im Sediment, ihrer guten Bestimmbarkeit an Schalenmerkmalen und der weltweiten Verbreitung zahlreicher ökologisch spezialisierter Taxa die **am häufigsten eingesetzten Indikatoren** in der Paläolimnologie. Sie stellen den größten Teil der Biomasse des Aufwuchses (Mikrophytobenthos) und des Phytoplanktons in Flüssen und in vielen Seetypen. Im Sediment von Seen hinterlassen sie geschichtete Abbilder der vor Ort bzw. im Zufluss gewachsenen Diatomeengemeinschaften. Diese sind unter verschiedenen Umweltbedingungen jeweils so spezifisch

zusammengesetzt, dass statistisch enge Korrelationen, sogenannte **Diatomeen-Umwelt-Transferfunktionen** aufgestellt und für die Analyse potenzieller ökologischer Defizite im Gewässer angewendet werden können (SCHÖNFELDER 1997, 2000 a, SCHÖNFELDER et al. 2002).

Die Aufstellung und Anwendung quantitativer Modelle zur Beschreibung der Abhängigkeit zwischen Diatomeen und ihrer quantitativ beschreibbaren Umwelt hat ihre Wurzeln in der Brackwasserforschung, die mit KOLBE (1927) begann. In den achtziger Jahren des 20. Jahrhunderts gelang schließlich die diatomeenbasierte quantitative Rekonstruktion des pH-Wertes in Studien zur Gewässerversauerung. TER BRAAK & VAN DAM (1989) und BIRKS et al. (1990) arbeiteten die Vorteile heraus, die regional kalibrierte weighted averaging (WA) Modelle für die pH-Wert-Rekonstruktion gegenüber traditionellen multiplen linearen Modellen aufweisen. Seit 1992 (HALL & SMOL 1992) ist auch die Anwendung von Diatomeen-Phosphor-Transferfunktionen des WA-Typs für verschiedene Regionen der Erde etabliert. Nach dem Bekanntwerden des großen Potenzials der Litoraldiatomeen, die als Indikatoren der Eutrophierung in Seen Bayerns und Westdeutschlands erfolgreich qualitativ entwickelt wurden (HOFMANN 1994), stellte SCHÖNFELDER (1997) ein entsprechendes quantitatives Modell für die Indikation der Gesamtphosphorkonzentration [TP] anhand von litoralen Diatomeengemeinschaften in Seen und Flüssen Brandenburgs auf. Dieses wurde nach starker Erweiterung des Eichdatensatzes für Gesamtphosphorkonzentrationen im Bereich 6 – 1.600 µg/l im Jahr 2002 neu kalibriert (SCHÖNFELDER et al. 2002).

Wie oben umrissen, bedingen die von Süden nach Norden (bzw. vom Tiefland zum Hochgebirge) und von West nach Ost ausgebildeten Gradienten des Klimas und die unterschiedlichsten Einflüsse der Geologie eine große natürliche Verschiedenartigkeit der Gewässer in Europa. Sowohl der anthropogen unbeeinflusste Zustand als auch der davon abgeleitete „gute ökologische Zustand“ sind damit für einzelne Regionen und Gewässertypen hinsichtlich der vorgegebenen biologischen Qualitätskomponenten gesondert zu ermitteln. Umfangreiche Erfahrungen beim Einsatz der Diatomeen als Bioindikatoren liegen für die Seen Skandinaviens, Großbritanniens und Nordamerikas vor. In diesen Regionen wurden vor allem zur Aufklärung der Ursachen und des zeitlichen Verlaufs der wirtschaftlich relevanten Gewässerversauerung seit den 80er Jahren umfassende Diatomeen-Datensätze erarbeitet und ständig erweitert. Relativ gut bekannt sind auch die Planktondiatomeen der alpinen und präalpinen Seen durch die Arbeiten von WUNSAM & SCHMIDT (1995), WUNSAM et al. (1995) und LOTTER et al. (1998). Für Seen des Voralpenraums liegen umfangreiche Kenntnisse über die (zumeist oligotraphente) Referenzflora der Litoraldiatomeen vor (HOFMANN 1994). Für das mitteleuropäische Tiefland gibt es nur vergleichsweise wenige diesbezügliche Untersuchungen (SCHÖNFELDER et al. 2002). Da die Theorie der Diatomeen-Umweltfaktor-Transferfunktionen jedoch international als seit Jahrzehnten etabliert gelten kann, und auf andere Weise Informationen über die anthropogen unbeeinflussten Gewässerzustände nicht mit gleicher Sicherheit und Zuverlässigkeit abgeleitet werden können, ist die Diatomeenanalyse für die Ableitung von Referenzzuständen überprägter Seetypen die Methode der Wahl.

Die in Seen wachsenden Diatomeen sinken, der Gravitation folgend, zu Boden und bilden im Gemenge mit Kalzitkristallen, Eisenocker, Pollen und anderen schwer zersetzbaren organischen Partikeln Sedimente aus feinstem Schlamm (Mudden). Die **Sedimentationsraten** liegen in den Seen Berlins und Brandenburgs bei 2 – 5 mm pro Jahr (unkompaktierte, halbflüssige Phase). Durch Wasserverdrängung verdichten sich im Verlaufe der Jahrhunderte diese Jahreslagen auf ca. 0,5 – 3,5 mm Dicke. Die Kieselskelette der Diatomeen bleiben bei pH-Werten < 7,3 in diesen Mudden in der Regel besonders gut erhalten. Die Zusammensetzung der Kieselalgenschalen in den jüngsten, oberflächennahen Sedimentschichten liefert deshalb ein gutes Abbild der Zusammensetzung der Diatomeenflora im Plankton und Benthos in den zurückliegenden Monaten und Jahren. In 69 untersuchten Proben des oberen Zentimeters frischen Schlammes von der tiefsten Stelle aus Seen in Berlin und Brandenburg entfielen im Median 65 % der Diatomeenschalen auf planktische Formen und 35 % auf benthische Formen (SCHÖNFELDER 2001). Der Anteil der planktischen Formen im Profundalsediment kann in nährstoffreichen, sommerlich geschichteten Seen auf über 90 % steigen. Den stärksten Einfluss auf den Anteil der Planktonformen im Profundalsediment hat das Verhältnis zwischen Sichttiefe und mittlerer Tiefe des Sees. So liegt auch in sehr nährstoffreichen Flachseen der Planktonanteil unter 50 %, wenn ein Lichteinfall im überwiegenden Teil der Seefläche bis auf den Grund möglich ist. Der prozentuale Anteil der Individuenzahlen aller benthischen Diatomeenformen stimmt nahezu 1:1 mit dem Anteil der Litoralfläche an der Seefläche überein. In Seen mit häufiger Grundsicht an der tiefsten Stelle ist der Planktonanteil in der Regel < 10 %, auch wenn der See tiefer als 5 m ist (z.B. Südlicher Giesenschlagsee im Quellgebiet des Rhins).

Durch die Analyse von Diatomeen in Sedimentkernen kann das Artenspektrum an Diatomeen des Planktons und des Mikrophytobenthos eines Sees relativ vollständig dokumentiert werden. Eine Voraussetzung ist eine Zählrate von mindestens 1.500 Schalen pro Probe. Für die Analyse floristischer Sukzessionen sollten nicht weniger als 10 Sedimentschichten gezählt werden. Die so erfassten mindestens 15.000 Diatomeenschalen enthalten im Regelfalle die häufigsten 240 Diatomeenarten eines Sees. Eine Absenkung der Zählrate unter ca. 1.500 führt zur Absenkung der Artenzahl pro Probe unter ca. 70. Damit wird die Stratigraphie "lückig" und der Ausfall stetiger Arten im Zuge der Sukzession kann nicht mehr zuverlässig dokumentiert werden.

Am Beispiel der Diatomeen können Seetypen abgegrenzt werden (siehe SCHAUMBURG et al. 2004), die im Referenzzustand solche gemeinsamen biologischen Merkmale aufweisen, die den Gewässern des Schwesterstyps fehlen. Das sollten im Regelfalle bestimmte Differenzialarten sein. Eine Begründung von Subtypen wäre dann stichhaltig, wenn sich die Häufigkeitsverhältnisse zwischen bestimmten Gruppen von Indikatorarten in einer größeren Gruppe von Gewässern eines Typs systematisch und signifikant von denen in einer anderen Gruppe von Gewässern desselben Typs unterscheiden würde und sich diese biologischen Unterschiede auf eine für die jeweilige Gruppe spezifische Kombination bestimmter chemischer, physikalischer, hydrologischer oder morphologischer Merkmale zurückführen ließen. Die biologischen Daten dieses Projektes können nach eventuellen späteren vergleichbaren Untersuchungen an anderen Seetypen herangezogen werden, um die Seetypen des Zentralen Flachlands biozönotisch zu untermauern.

### 3 Methoden

#### 3.1 Rezente Eichdatensätze als ökologische Datengrundlage

Der Einsatz quantitativer ökologisch-statistischer Verfahren der Bioindikation setzt regionale Eichdatensätze voraus. Solche Eichdatensätze, wie sie z.B. für die Aufstellung quantitativer **Diatomeen-Umwelt-Transferfunktionen** benötigt werden, bestehen aus zwei Teilen. Einen Teil bilden die biologischen Daten aus den Eichgewässern. Die Eichgewässer müssen die gesamte Vielfalt möglicher Konstellationen der Intensitäten der physiologisch wirksamsten Umweltvariablen und ihrer biozönotischen Reaktionen abbilden. Einen zweiten Teil bilden Messwerte von Umweltvariablen aus denselben Eichgewässern. Dabei sind insbesondere solche Variablen von Interesse, von denen angenommen werden muss, dass sie die Artenzusammensetzung und Abundanz der Diatomeen signifikant beeinflussen.

Die Grundlage für die genannten Transferfunktionen bilden Schätzwerte für die Optima und die Toleranzen der stetigsten, die Varianz zwischen den Eichgewässern am besten erklärenden Arten gegenüber dem jeweils betrachteten Umweltfaktor. Seltene Arten mit Nachweisen in nur ein oder zwei Untersuchungsgewässern scheiden als Bioindikatoren aus, da ihre ökologischen Optima bei zu geringer Datenbasis nicht valide bestimmt werden können.

Die **Optima und Toleranzen der Diatomeenarten** werden auf der Basis der relativen Häufigkeit der Diatomeenarten in den Diatomeenproben der Eichgewässer und den dazugehörigen Messwerten für die betrachteten Umweltvariablen bestimmt. Als Maßzahl für die relative Häufigkeit wird in modernen Transferfunktionen zumeist die **Quadratwurzel der prozentualen Anteile** verwendet. Dieses Abundanzmaß ist im Vergleich zu untransformierten Prozentwerten robuster, so dass die Streuung der Dominanzwerte um eine Gauß'sche Glockenkurvenfunktion mit  $x$  als (logarithmisch skaliertes) Umweltvariable und  $y$  als Quadratwurzel der prozentualen Anteile minimiert wird. Die Bioindikationsmethode wird dadurch robuster, weil zufällige temporäre Massenentwicklungen ubiquitärer Arten herabgewichtet werden. Allerdings steigt als Folge der Quadratwurzeltransformation der Dominanzwerte die Sensitivität des Verfahrens gegenüber autokorrelativ bedingten Fehlern der Optimumsbildung seltener Arten. Es empfiehlt sich daher immer, die Optima aller Arten mit nur drei bis sechs Nachweisen im Eichdatensatz durch einen **Testdatensatz unabhängiger Gewässer** oder durch **Kreuzvalidierungsverfahren** innerhalb des Datensatzes (z.B. Jackknifing oder Bootstrapping, EFRON 1982) oder zumindest durch Angaben in der Literatur zu überprüfen. Dabei müssen auch die Toleranzwerte der seltenen Arten stets kritisch im Auge behalten werden, um Übersteuerungen der Indikationsmethode durch zufällig zu klein bestimmte Toleranzwerte seltener Arten zu vermeiden.

Bei der Aufstellung von Transferfunktionen mit Toleranzgewichtung der Arten ist besonders zu beachten, dass die Zahlenwerte für die Toleranz im Mittel möglichst kleiner als die Zahlenwerte der Optima bleiben sollten. Das gelingt zufrieden stellend, wenn die Maßeinheit für den betrachteten Umweltfaktor so gewählt wird, dass sich Zahlenwerte zwischen ca. 3 und 1.000 ergeben, die Zahlenwerte anschließend  $\ln(x+1)$  logarithmiert werden und sich somit eine Reduzierung der Skala auf ca. 3 bis 6 Einheiten Länge ergibt. Da die Kalibration wegen der zumeist rechtsschief-unimodalen Optimumskurven generell mit logarithmierten x-Werten erfolgt, ist der Standardfehler der Bioindikationsmethode auch ein logarithmischer Ausdruck, der vor der Rückpotenzierung der bestimmten Indizes von diesen logarithmisch gefassten Größen subtrahiert oder zu den Indizes addiert werden muss, um die gewünschten unsymmetrischen Fehlerintervalle für die indizierten Werte zu erhalten.

### 3.1.1 Der Eichdatensatz Litoraldiatomeen

Für die Bioindikation von Variablen der Wasserbeschaffenheit mittels Litoraldiatomeen liegen für den Naturraum Berlin-Brandenburg umfangreiche ökologische Daten vor, die aus Litoralproben abgeleitet wurden (SCHÖNFELDER et al. 2002). Dieser Litoral-Eichdatensatz umfasst 65 Seen und vierzehn Fließgewässerabschnitte im Land Brandenburg. Diese wurden im Zeitraum 1992 – 2001 eingehend limnochemisch und hinsichtlich ihrer litoralen Diatomeenflora untersucht. Die Gewässerauswahl schließt alle heute in natürlich entstandenen Gewässern des Haveleinzugsgebiets denkbaren Umweltkonstellationen ein. Gesammelt wurden Proben von zumeist zentimeterdickem, viele Monate altem Aufwuchs von allen sich natürlicherweise am Ufer bietenden Substraten. Die Anzahl der Teilproben der einzelnen Substrate richtete sich allein nach dem Flächenanteil dieser Substrate am Ufer. So wurden überwiegend Proben von vorjährigen Rohrkolben oder vorjährigem Schilf, von Totholz, den unterschiedlichsten Makrophyten und bei oligotrophen Seen mit natürlicherweise schilffreien Brandungsufeln auch von Steinen entnommen. Alle Teilproben aus einem See wurden gepoolt, entweder physisch schon vor Ort, oder später rechnerisch, so dass jeder See nur mit einem sehr artenreichen Datensatz vertreten ist. Die Sammeltermine lagen zumeist im späten Frühjahr und im Hochsommer. Proben aus dem Herbst, wie sie SCHAUMBURG et al. (2004) für Bewertungen vorschlagen, waren für den Berlin-Brandenburger Eichdatensatz der Litoraldiatomeen (SCHÖNFELDER et al. 2002) nicht untersucht worden. Insofern sind die Diatomeendaten dieser Berlin-Brandenburger Proben wegen Bezugnahme auf andere Substrate und andere Probenahmetermine nicht gut vergleichbar mit den dominant epilithischen Befunden des Projekts PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2004). Eine Bewertung dieser Berlin-Brandenburger Proben anhand errechneter Trophieindizes nach HOFMANN (1999) entsprechend der von SCHAUMBURG et al. (2004) vorgeschlagenen Klassengrenzen ist streng genommen wegen der geschilderten Unterschiede in der Probenahme nicht möglich und wurde deshalb in diesem Projekt nicht durchgeführt.

Die mit dem Berlin-Brandenburger Litoral-Eichdatensatz vorhandene Datengrundlage gestattete die Ableitung quantitativer Werte der **Optima und Toleranzen von 304 Taxa der Litoraldiatomeen im Untersuchungsraum** (Haveleinzugsgebiet). Der Datensatz schließt Daten aus einer Anzahl naturbelassener Seen ein, die in den Jahren 2002 - 2003 auch im Rahmen des Projektes PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2004) und des LAWA-Praxistests Makrophyten und Phytobenthos (SCHAUMBURG et al. in prep.) untersucht wurden, um Referenzzustände, soweit noch möglich, raumbezogen abzuleiten. Insofern besteht zumindest eine objektbezogene Kompatibilität im aut-ökologischen und methodischen Ansatz.

Für dieses Vorhaben wurden der Litoral-Eichdatensatz von SCHÖNFELDER et al. (2002) und die darauf basierenden Transferfunktionen für Litoraldiatomeen verwendet, um die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit ausgewählter Seen im Haveleinzugsgebiet zu rekonstruieren. Mit dieser Methode lassen sich die Konzentrationen an gesamtem Phosphor (total phosphorus, TP), gesamtem Stickstoff (total nitrogen, TN), Chlorid (Cl), gelöstem anorganisch gebundenem Kohlenstoff (DIC), das DOC/TP-Verhältnis und der pH-Wert des Freiwassers eines Sees oder Flusses mit genau ermitteltem Standardfehler abschätzen. Die Anwendung von an Litoralproben aus Berlin und Brandenburg geeichten TP-Transferfunktionen (SCHÖNFELDER 1997, SCHÖNFELDER et al. 2002) auf fossile Diatomeenproben in Profundalsedimenten (Lang- und Kurzkernen) wurde u.a. durch HÜRLIMANN (1998) an einem alpinen See in der Schweiz, durch BAIER (2003) am Holzmaar (Eifel) und durch DREßLER (2001) an Seen in Mecklenburg-Vorpommern versucht. Die Ergebnisse zeigten übereinstimmend, dass mit den an Litoralproben geeichten Optima und Toleranzen der einzelnen

Arten eine plausible und gut ausgesteuerte (zumindest nicht übersteuerte) Rekonstruktion des Paläomilieus durch Analyse von Diatomeenstratigraphien möglich ist. Für die fossilen Profundalproben aus dem Holzmaar (Eifel) erwies sich die an Brandenburger Litoralproben geeichte Diatomeen-TP-Transferfunktion in einem Vergleich mit mehreren europäischen Diatomeendatensätzen aus Profundalproben als diejenige mit den niedrigsten probeninternen Streuungsmaßen und wurde als geeignetste (robusteste) Transferfunktion herausgestellt. Das ist insofern nicht verwunderlich, als die prozentualen Anteile einer Diatomeenart in Profundalproben nicht nur von der Wasserbeschaffenheit, sondern auch sehr stark von der Tiefe des Sees abhängen. Um mit Profundalproben erfolgreich Bioindikation der Nährstoffkonzentrationen betreiben zu können, müsste deshalb der Profundalproben-Eichdatensatz auf Seen des gleichen morphologischen und hydrologischen Typs reduziert werden. Beispiele für ein solches Vorgehen sind jedoch bislang nicht bekannt geworden. So ist die Kalibration der Nährstoffoptima und Toleranzen benthischer Arten an Litoralproben zunächst noch der beste Weg zur seetypunabhängigen Bioindikation der Wasserbeschaffenheit durch Analyse der Seesedimente.

### 3.1.2 Der Eichdatensatz Profundaldiatomeen

Mit der Zielstellung, die autökologischen Ansprüche der **planktischen Diatomeen** in Seen des Naturraums Berlin-Brandenburg zu quantifizieren, wurde im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin im Jahr 2001 begonnen, ein Eichdatensatz aus 50 Profundalproben aus Seen aufzubauen (SCHÖNFELDER 2001). Die Ergebnisse sollen zum späteren Aufbau eines **Bewertungsverfahrens für Seen gemäß WRRL** anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton beitragen. Aus wissenschaftlichem Interesse wurden von Beginn des Aufbaus des Profundaldatensatzes an in diesen Proben nicht nur die planktischen Formen, sondern auch alle benthischen Formen bestimmt.

Der Eichdatensatz Profundalproben konnte während der Förderphase des Havelprojektes durch Probenahmen des Instituts für angewandte Gewässerökologie GmbH, Seddin, im Auftrag des Umweltministeriums des Landes Brandenburg um 32 mehr oder weniger ungestörte Gewässer aus dem Havelgebiet ergänzt werden. Eine zweite, vornehmlich räumliche Erweiterung erfuhr der Profundaldatensatz nach der Förderphase des Havelprojektes um 13 Profundalproben aus Seen verschiedener Typen in Schleswig-Holstein (SCHÖNFELDER 2004). Auf der Basis dieses mittelgroßen Eichdatensatzes wurde durch bivariate Skalierung des Trophiegradienten ein diatomeenbasierter Trophieindex für Planktondiatomeen auf der Grundlage von **Profundalproben (DI-PROF)** abgeleitet (SCHÖNFELDER 2004). Der Profundal-Eichdatensatz umfasst 95 Seen aus dem norddeutschen Jungglazialgebiet, die im Zeitraum 1995 – 2004 beprobt wurden. Ein Teil dieser Seen ist mit den regionalen Litoral-Eichgewässern (SCHÖNFELDER et al. 2002) und mit den Untersuchungsgewässern von SCHAUMBURG et al. (2004 und in prep.) identisch. Die Gewässerauswahl schließt, wie der Litoral-Eichdatensatz, auch einige kleine saure Moorseen ein. Extrem nährstoffbelastete Gewässer sind noch etwas unterrepräsentiert.

Alle Profundal-Diatomeenproben wurden im Sommer des Probenahmejahres mittels Niederreiter-Fallrohr an der tiefsten Stelle der Seen gesammelt. Entnommen wurde der oberste Zentimeter des frischen Grundschlammes.

## 3.2 Auswahl der Sedimentarchive und Kennzeichnung der Untersuchungsgewässer

Für die Rekonstruktion der ungestörten Nährstoffbedingungen in Seen verschiedener Typen im Haveleinzugsgebiet wurden vier im Spätglazial entstandene Seen ausgesucht. Bei kombinierter Betrachtung über die letzten ca. 9.000 Jahre sollten diese Seen vor allem Volumenquotienten zwischen 15 und 300 abdecken, weil für durchflossene Seentypen mit großen Volumenquotienten kaum noch ungestörte Referenzgewässer im untersuchten Naturraum zu finden sind. Die vier Seen waren über einige Jahrtausende hinweg charakteristische Vertreter ihres Typs, bzw. sind es bis heute.

Der **Wittwese bei Rheinsberg** ist einer der typischen artenreichen mesotrophen Seen im Norden Brandenburgs. Mit einem Einzugsgebiet von nur 3 km<sup>2</sup> Größe, von der exakt 50 % auf die Seefläche selbst entfallen (LUA Ö4 unveröff.), ist er ein charakteristischer Vertreter des Typs 13. Als solcher hat

er nur unwesentliche oberirdische Zuflussgräben künstlicher Entstehung und ebenso nur künstliche oberirdische Abflüsse, die nicht immer aktiv sind. Der künstliche Abfluss des Wittwesees wurde wahrscheinlich im Mittelalter angelegt, zuletzt um das Jahr 1935 tiefer ausgehoben, führt aber seither nur in extremen Wasserüberschusszeiten Wasser, zuletzt um 1973 (Oldorf, mdl. Mitt.). Der Wittwensee ist heute an der tiefsten Stelle noch 13 m tief, die durchschnittliche Tiefe beträgt nur 5,51 m. Mit Sichttiefen von durchschnittlich 5 m weist er heute ideale Bedingungen für mesotraphente Diatomeen auf. Die erbohrten 18 m mächtigen Sedimentarchive weisen auf eine gleichmäßige ungestörte limnische Sedimentation seit der Mitte des Alleröd (ca. 13.000 BP<sub>cal</sub>) hin. Die Sedimente sind kalkarm, das Wasser aber gut gepuffert (SBV = 1,5 mmol/l).

Der **Stolpsee bei Himmelfort/Fürstenberg** liegt nur ca. 15 km östlich des Wittwesees. Er wird von der oberen Havel durchflossen, die hier ca. 2 – 3 m<sup>3</sup>/s Wasser führt. Mit einer maximalen Tiefe von 12 m zählt er heute noch zum Typ 10. Die mittlere Verweilzeit lag während der gesamten Sukzession zwischen 230 und 90 Tagen, jedenfalls immer deutlich über 30 Tagen. Die 20 m mächtigen Sedimente geben Auskunft über die natürliche und anthropogen bedingte Sukzession der Diatomeenflora eines typischen Vertreters des Typs 10 seit dem Bölling (ca. 13.600 BP<sub>cal</sub>).

Der **Blankensee** liegt ca. 15 km **südlich von Potsdam** im Teileinzugsgebiet der Nuthe. Er wird von der Nieplitz, einem mittelgroßen Fließgewässer mit ca. 1 – 2 m<sup>3</sup>/s durchflossen. Er ist heute nur noch durchschnittlich 1,38 m tief. Mit einer mittleren Verweilzeit von heute nur noch ca. 22 Tagen zählt der Blankensee seit dem Hochmittelalter zum Typ 12. Vor 900 AD bis zurück um 5.400 BC war der Blankensee ein durchflossener polymiktischer See mit Verweilzeiten > 30 Tagen (Typ 11). Vor 5.500 BC war der Blankensee geschichtet (Typ 10). Erbohrt wurden die oberen 16 m des über 20 m mächtigen Sediments. Die Bohrkern geben Auskunft über die natürliche Sukzession der Diatomeenflora eines typischen Vertreters der Typen 10 und 11 seit dem Beginn des Atlantikums (ca. 9.200 BP<sub>cal</sub>).

Der **Breitlingsee bei Brandenburg** bildet ein großflächiges Seebecken, das von der Havel in ihrem Unterlauf im Mittel mit 30 – 60 m<sup>3</sup>/s durchflossen wird. Mit einer durchschnittlichen Tiefe von 3 m, Verweilzeiten von nur ca. 8 – 12 Tagen und einem Volumenquotient von heute 390 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> zählt er seit langer Zeit zum Typ 12. Der Übergang von Dimixie zu Polymixie und die Verweilzeit von 30 Tagen wurden sukzessionsbedingt gleichzeitig etwa 800 Jahre vor Christi Geburt (BC) erreicht. Im Zeitraum vor 800 BC kann der Breitlingsee deshalb formal dem Typ 10 zugerechnet werden. Eine Typ-11-Phase wurde in der Sukzession wegen des sehr schnellen Wasseraustauschs übersprungen. Das über 20 m mächtige Sediment enthält erwartungsgemäß die gesamte Diatomeenflora der Seenkette der mittleren Havel seit dem Alleröd (ca. 13.200 BP<sub>cal</sub>).

### 3.3 Probenentnahme

Die Sedimentkerne wurden im Rahmen eines Kooperationsvertrags zwischen dem Landesumweltamt Brandenburg und dem Geoforschungszentrum Potsdam e.V. unter der wissenschaftlichen Leitung von Frau Dr. JANINA BAIER (AG Prof. NEGENDANK) von einer schwimmenden, am Ufer vertauten Bohrplattform mit einem USINGER-Kolbenbohrgerät gewonnen. Die durch J. BAIER vorgenommenen Messungen der magnetischen Suszeptibilität gestatteten eine stratigraphische Einstufung und die Korrelation der Sedimentkerne. Im Labor wurden aus den Bohrkernen im Abstand von 10 cm Proben mit einer Schichtdicke von 1 cm entnommen. Diese integrieren, je nach Sedimentationsrate den Diatomeenaspekt von ca. 2 – 20 Jahren.

### 3.4 Altersbestimmung

Aus den diatomeenanalytisch bearbeiteten Sedimentkernen wurden parallel Proben für die Pollenanalysen entnommen. Die Pollenanalysen für die aus dem Holozän stammenden Teile der Sedimentkerne wurden durch Frau Dr. SUSANNE JAHNS (Breitlingsee, Stolpsee, Wittwensee) und Frau UNDINE ULLRICH (Blankensee) am Brandenburgischen Landesamt für Denkmalpflege und Archäologisches Landesmuseum, Wünsdorf, vorgenommen. Die erstellten Pollenprofile wurden in waldgeschichtliche Abschnitte nach FIRBAS (1949) nach den Kriterien von BRANDE (1978/79) eingeteilt. Die Analysen der Pollen und die Suche der Laacher See Tephra sowie die zeitliche Abgrenzung der weichselspätglazialen von den holozänen Teilen der Sedimentkerne (aus dem

Breitlingsee, Stolpsee und dem Wittwee) wurden durch Frau Dr. JAQUELINE STRAHL am Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe, Kleinmachnow, ausgeführt (STRAHL 2004).

### **3.5 Präparation, Zählung und Determination der Diatomeen**

Die Präparation der Diatomeenschalen erfolgte in Anlehnung an KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991) und BATTARBEE (1986) durch einen heißen Sedimentaufschluss mit Salzsäure und Wasserstoffperoxid (SCHÖNFELDER 1997). Das Material wurde anschließend gewaschen und zentrifugiert, eine gut durchmischte, verdünnte Suspension auf Deckgläschen gleichmäßig verteilt, im Muffelofen bei 450°C getrocknet und auf Objektträgern in Naphrax (Brechungsindex n. D. 1,69) eingebettet. Für die Auszählung und Bestimmung wurden von jeder Probe 2 Streupräparate angefertigt.

Die lichtmikroskopische Auswertung erfolgte mit einem Durchlichtmikroskop (NIKON FXA) mit differentiellem Interferenzkontrast (NOMARSKI DIC) bei einer Endvergrößerung von 12,5 x 60fach bzw. 12,5 x 100fach und numerischen Aperturen der Kondensoren und Objektive von 1,40. Es wurden zufällig gewählte, aber sich nicht kreuzende Transekte ausgezählt. Routinemäßig wurden im ersten Präparat jeder Probe ca. 500 Diatomeenschalen gezählt. Davon entfielen im Durchschnitt drei Viertel auf planktische Taxa. Im zweiten Präparat wurden ca. 400 Schalen der benthischen Formen gezählt. Die Zahl der einzelnen planktischen Arten im zweiten Präparat wurde durch Hochrechnung ermittelt. Als Multiplikator diente das Zahlenverhältnis aller benthischen Formen zwischen Präparat 2 und Präparat 1. Die Zahl der pro Sedimentschicht erfassten Schalen liegt damit bei durchschnittlich 1.800. Eine Durchmusterung jedes Präparates nach der Zählung diente dem Nachweis weiterer Taxa, die aufgrund ihrer Seltenheit in der Routinezählung nicht gefunden werden konnten. So konnte das Artenspektrum der jeweiligen Schicht hinreichend vollständig erfasst werden.

Für die Determinationen wurden das Bestimmungswerk von KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991) sowie Monographien und Arneubesreibungen der Bibliotheca Diatomologica und Iconographia Diatomologica verwendet (LANGE-BERTALOT & KRAMMER 1989, KRAMMER 1992, LANGE-BERTALOT 1993, REICHARDT 1995 und 1999, LANGE BERTALOT & MOSER 1994, LANGE-BERTALOT & METZELTIN 1996, KRAMMER 1997 a und b, KRAMMER 2000, LANGE-BERTALOT 2001).

### **3.6 Statistische Auswertung**

Die Individuenzahlen wurden für jedes Taxon in Prozentwerte umgerechnet. Für die Berechnungen von Indizes wurden die Quadratwurzeln der Prozentwerte verwendet, weil die Transferfunktionen nach SCHÖNFELDER et al. (2002) auf dieser Grundlage kalibriert wurden (weitere Begründung siehe unter Punkt 3.1).

## **4 Die natürliche Entwicklung der Seen des Havelgebietes**

### **4.1 Qualität des Probenmaterials - Erhaltungszustand und Anlöseerscheinungen**

In alkalischem Milieu können sich Diatomeenschalen rasch auflösen. In einer Untersuchung sub-fossiler Diatomeen im oberen Zentimeter des Grundschlammes in 69 Seen Brandenburgs wurden in zwei Seen Anlöseerscheinungen festgestellt (SCHÖNFELDER 2001). Das betraf den Großen Wummsee und den Werbellinsee bei Altenhof. Beide Seen sind sehr tief und weisen ganzjährig im Hypolimnion pH-Werte über 7,5 auf. Der Stechlinsee ist zwar morphologisch ähnlich, die Diatomeenschalen zeigten aber keine störenden Anlöseerscheinungen. In fossilen Sedimenten der Region Berlin-Brandenburg wurden starke Anlösungen der Diatomeenschalen bis hin zu völliger Auflösung beispielsweise in einigen Metern der oberen Sedimente des Großen Müggelsees nachgewiesen (SCHÖNFELDER 2000 b). Um Verzerrungen der Referenzbedingungen hinsichtlich der Zusammensetzung der Diatomeen durch mögliche artselektive Auflösungserscheinungen möglichst zu vermeiden, mussten die fossilen Schlammproben deshalb auf den Erhaltungszustand der Diatomeen hin geprüft werden.

Die untersuchten Sedimentproben enthielten **überwiegend sehr gut erhaltene Diatomeenschalen**. Auch sehr zart verkieselte Arten, wie z.B. *Asterionella formosa*, waren in der Regel hervorragend erhalten. Aufgelöst und zwar fast vollständig, sind die Diatomeenschalen in den Sedimentschichten 140 – 60 cm des Blankensees. Damit bleibt sein Zustand im Zeitraum 342 BC – 1217 AD unbekannt. Wie die umfangreichen Ergebnisse der Zeit vor 342 BC zeigen werden, ist das jedoch ohne Relevanz für die Ableitung der Referenzzustände.

Es lässt sich zusammenfassen, dass das Untersuchungsmaterial in sehr hohem Maße den Ansprüchen an eine unselektive Erfassung der Diatomeenarten mit der angewandten Methode entspricht.

## **4.2 Entwicklung der Seen im Zeitraum der letzten ca. 9.000 Jahre**

### **4.2.1 Entwicklung des Wittwesees seit 7.300 BC**

#### ***Nährstoffstatus***

Da der Wittwensee von Natur aus oberirdisch weder Zu- noch Abflüsse hatte, somit mit den übrigen Gewässern des Haveleinzugsgebietes nicht in direkter Verbindung stand und insbesondere auch keinerlei Informationen über die Havel selbst liefern kann, wurde er stellvertretend für die diatomologisch rezent gut durchforschten (SCHÖNFELDER et al. 2002, SCHAUMBURG et al. 2004) Seen des Typs 13 lediglich überblicksweise paläolimnologisch untersucht. Der Wittwensee wurde von SCHAUMBURG et al. (2004) untersucht und als an der Grenze zwischen sehr gutem und gutem ökologischem Zustand liegend bewertet. Weiterhin wurde der Wittwensee vom LAWA-Unterausschuss "Biologische Bewertung von Seen nach WRRL" als Gewässer für den europaweiten Interkalibrationsprozess für die Klassen-grenze 1 – 2 benannt. Deshalb sollte mit den paläolimnologischen Untersuchungen lediglich geklärt werden, ob bei noch geringerer diffuser Belastung, als sie gegenwärtig in diesem Naturschutzgebiet herrscht, eventuell sogar oligotrophe Referenzzustände vorhanden gewesen waren, und ob der aktuell schwach mesotrophe Zustand also zu recht als Ausdruck einer Störung, wenngleich nur sehr geringfügigen Ausmaßes, bezeichnet werden könnte.

Überraschenderweise wurden in mehreren Sedimentschichten aus der Zeit vor 1000 AD zurück bis in die Bronzezeit hohe Dominanzwerte von *Aulacoseira ambigua* nachgewiesen. Da diese als nährstoffliebend bekannte Art rezent in keinem ungestörten See des Typs 13 vorkommt und hohe Abundanzen, wie sie fossil im Wittwensee festgestellt wurden, auf der Basis des gegenwärtig schon relativ guten Kenntnisstandes über die Diatomeen Norddeutschlands ökologisch nicht ansatzweise interpretierbar sind, wurde davon Abstand genommen, die Referenzbedingungen des Seetyps 13 aus fossilen Proben des Wittwesees abzuleiten. Der aktuelle Zustand entspricht limnochemisch wie diatomologisch weitgehend dem anderer ungestörter Seen im Norden Brandenburgs, so dass für die Ableitung der Referenzbedingungen für den Seetyp 13 (Grundwassersee ohne oberirdischen Zu- und Abfluss) auf den raumbezogenen Ansatz und vor allem auf andere Seen orientiert werden muss. Für die im Havelgebiet weitaus häufigeren durchflossenen Seetypen (10, 11 und 12) ist das leider schwer möglich, so dass, wie von Anfang an beabsichtigt, der Schwerpunkt im Havelprojekt auf diese durchflossenen Typen gelegt wurde.

### **4.2.2 Entwicklung des Stolpsees in den letzten 12600 Jahren**

#### ***Nährstoffstatus***

##### Jüngere Dryas

Der Stolpsee enthält ein 22 Meter mächtiges, gut datiertes und geordnetes Archiv der Diatomeenflora der Späteiszeit und des gesamten Holozäns. Daraus wurden 21 Proben ausgewertet, in denen 268 Diatomeentaxa (Arten und Unterarten) nachgewiesen werden konnten, die sich auf 30.164 bestimmte Schalen verteilen. Einige dieser Arten sind rezent in Brandenburg verschollen, jedoch noch aus dem Alpenraum bekannt. Der größte Teil der Taxa ist ökologisch gut bekannt und lässt in idealer Weise Rekonstruktionen der Limnochemie eines typischen norddeutschen Sees vom Typ 10 mit sukzessionsbedingtem Anstieg des Volumenquotienten von 20 auf 50 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> zu.



Auf die untersuchte Schicht aus der Jüngerer Dryas beschränkt sind im Stolpsee die nachfolgend aufgeführten und besprochenen Arten. Die Kenntnisse über ihr rezentes Vorkommen gestatten wertvolle Aussagen, welche Veränderungen sich im Übergang Späteiszeit – Holozän in den Seen der oberen Havel ereignet haben. Deshalb werden sie hier kurz dargestellt:

*Diploneis subconstricta* (A.Cleve) Cleve-Euler

Nur unter streng oligotrophen Verhältnissen gefunden: Je ein Einzelfund im Faulen See bei Lychen und im Lustsee bei Iffeldorf.

*Achnanthes minutissima* var. *scotica* (Carter) Lange-Bertalot

Rezent in Brandenburg in 11 Seen nachgewiesen, alle oligotroph oder schwach mesotroph.

*Navicula bryophila* Petersen

Rezent in Brandenburg in 18 Seen nachgewiesen, alle oligotroph oder schwach mesotroph.

*Gomphonema lateripunctatum* Reichardt & Lange-Bertalot

Rezent im Litoral bzw. in frischem Profundalschlamm in Brandenburg in 14 Seen nachgewiesen, bevorzugt in oligotrophen und schwach mesotrophen Gewässern, z.B. Krüselinsee (3,4 %), Wummsee (0,7 %), Dunkelsee (0,4 %), Kastavensee (0,3 %), Helenensee (0,2 %).

*Achnanthes straubiana* Lange-Bertalot

Lebend bisher nur auf Characeen in einer oligotrophen Lagune mit Kalkschlamm des Tiefen Sees bei Lychen gefunden, im übrigen in frischem Profundalschlamm von 10 oligotrophen oder schwach mesotrophen Seen, z.B. Peetschsee (1,7 %), Fauler See (1,2 %), Wittwese (1,2 %), Südlicher Giesenschlagsee (1,1%).

*Achnanthes trinodis* (W. Smith) Grunow

Bislang keine rezenten Funde in Brandenburg.

*Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot

Rezent im Litoral bzw. in frischem Profundalschlamm aller oligotrophen und schwach mesotrophen Seen im Land Brandenburg. Nachweise aus mehr als 40 Seen.

*Achnanthes flexella* (Kützing) Brun

Rezent in Brandenburg in 11 Seen nachgewiesen, alle oligotroph oder schwach mesotroph.

*Amphora thumensis* (A. Mayer) Cleve-Euler

Rezent in Brandenburg in mehr als 20 Seen nachgewiesen, alle oligotroph oder schwach mesotroph. Dabei in oligotrophen Seen Massenform!

*Cyclotella rossii* Hakansson

Rezent nur ein Einzelfund im Litoral des Haussees bei Hardenbeck.

*Cymbella angustata* (W.Smith) Cleve

Nur im Litoral des Faulen Sees und des Südlichen Giesenschlagsees unter physiologisch oligotrophen Bedingungen. Keine Nachweise in frischem Profundalschlamm aus Brandenburger Seen!

*Nitzschia bacillum* Hustedt

Nur im Litoral des Faulen Sees und des Wittwesee unter oligotrophen bzw. schwach mesotrophen Bedingungen. Keine Nachweise in frischem Profundalschlamm aus Brandenburger Seen!

Die Ursache für das kollektive Verschwinden dieser Arten mit auffällig übereinstimmender Vorliebe für oligotrophe und schwach mesotrophe Seen zu Beginn des Holozäns im Stolpsee liegt auf der Hand: Stenöke Indikatoren für oligotrophe und schwach mesotrophe Verhältnisse fanden in einem See der von einem kleinen Fluss (der oberen Havel) durchströmt wird, mit Beginn des Atlantikums keine hinreichend nährstoffarmen Lebensbedingungen mehr. Der Stolpsee ist seit über 9.000 Jahren nicht mehr schwach mesotroph oder gar oligotroph. Mäßig mesotroph war er zuletzt in der Jüngerer Dryas unter Tundrabedingungen mit Dauerfrostboden, in dem das phosphatreiche Grundwasser im glazialen Geschiebe eingefroren war, so dass es nicht zur Havel strömen konnte.

Da die Diatomeengemeinschaften des jungdryaszeitlichen Stolpsees bis heute in nahezu identischer Ausprägungsform in fast einem Dutzend Seen des Typs 13 im Norden Brandenburgs vorkommen, allerdings hydrologisch weitab der Havel, kann die Limnochemie der Seen der oberen Havel in dieser

fernen Zeit präzise rekonstruiert werden: TP = 12,8 µg/l, TN = 580 µg/l, Cl = 15 mg/l, SBV = 1,8 mmol/l, pH= 8,45. Die ähnlichsten Bedingungen sind noch heute im Wummsee und im Wittwensee zu finden, wobei aufgrund des minimalen Wasseraustauschs in diesen Seen die Hydrogenkarbonatgehalte heute niedriger sind (um 1,5 mmol/l), im Wummsee aufgrund der großen Tiefe (fördert Denitrifikation) zudem erheblich niedrigere TN-Konzentrationen (um 320 µg/l) und im Wittwensee aufgrund des hohen Anteils (ca. 90 %) der Speisung durch Regenwasser auch erheblich niedrigere Chloridkonzentrationen (um 10 mg/l) vorhanden sind.

Diatomeenökologisch sind die für die ausklingende Späteiszeit rekonstruierten Bedingungen, die keinen Hinweis auf Stickstofflimitation geben (!), insgesamt als eher mäßig mesotroph denn als schwach mesotroph zu bezeichnen.

#### Präboreal und Boreal

Aus dieser Zeit, deren Klima nicht mit dem heutigen vergleichbar ist, wurden keine Proben analysiert, da die Daten, wie das Beispiel aus der Jüngeren Dryas zeigt, nicht unmittelbar für die Beschreibung auf die heutige Zeit übertragbarer Referenzzustände geeignet wären.

#### Älteres Atlantikum

Aus dem Älteren Atlantikum wurden zwei Proben (Sedimenttiefen 1894 und 1704 cm; Alter 7070 und 5400 BC) ausgewertet. Damals zählte der Stolpsee mit einer maximalen Tiefe von > 30 m zu den tieferen Seen der Region (Typ 10). Die TP-Konzentration lag bei 19 – 23 µg/l, also schon nicht mehr in einem Bereich, den man noch als schwach mesotroph bezeichnen könnte, immerhin aber deutlich niedriger als zur selben Zeit im Blankensee oder Breitlingsee, die damals schon schwach eutroph waren.

Die rekonstruierte TN-Konzentration lag bei 650 – 700 µg/l. Daraus ergibt sich eine hohe TN:TP-Relation von 30 – 34. Der Trophiestatus war demzufolge stark mesotroph, noch nicht schwach eutroph, wobei eher P als N das Algenwachstum limitierte. Charakteristisch für solche stark mesotrophen Bedingungen ist die Planktongemeinschaft, die zwar noch von *Cyclotella comensis* dominiert wurde, wobei *C. ocellata*, *C. radiosa*, *Aulacoseira ambigua* und *Stephanodiscus alpinus* aber zusammengenommen bereits etwa die gleiche Dominanz erlangten.

#### Jüngeres Atlantikum

Aus dem Jüngeren Atlantikum wurde keine Sedimentprobe ausgewertet. Die ältesten Subborealproben stimmen so weitgehend mit den Befunden aus dem Älteren Atlantikum überein, dass kein Verdacht auf wesentliche Veränderungen des Sees im Jüngeren Atlantikum besteht.

#### Subboreal

Aus dem Subboreal wurden drei Sedimentschichten (Alter 3.690 – 890 BC) ausgewertet. In diesen Zeitraum fällt die Bronzezeit. Typänderungen traten nicht auf (Typ 10), die mittlere Tiefe reduzierte sich durch Sedimentation allerdings auf Werte um 11 m. Die TP-Konzentrationen stiegen von 20 auf 27 µg/l, blieben damit aber etwa auf halbem Niveau wie im Breitlingsee zur gleichen Zeit! Die rekonstruierten TN-Konzentrationen lagen im Bereich 710 – 820 µg/l. Daraus ergeben sich TN:TP-Relationen von 29 – 36, die deutlich höher lagen als zur gleichen Zeit im Breitlingsee. Einseitige Stickstofflimitationen sind daher eher unwahrscheinlich, vielmehr ging der See bei mäßiger, aber harmonischer Phosphor- und Stickstofflimitation vom stark mesotrophen in einen schwach eutrophen Zustand über.

Im Planktonaspekt traten im Vergleich zum Älteren Atlantikum allmähliche Änderungen ein, wie sie typisch für den Übergang vom mesotrophen zum eutrophen Milieu sind: *Cyclotella comensis* trat noch in Anteilen von ca. 30 % auf. *Cyclotella ocellata* verschwand gänzlich aus dem Plankton. Zusätzlich zu den bereits im Älteren Atlantikum genannten eutraphenten Taxa trat dafür die eutraphente *Stephanodiscus neoastraea* stärker in den Vordergrund, die hoch eutraphente *St. minutulus* und *Aulacoseira granulata* erschienen im Plankton, überschritten die 5 %-Marke aber vorerst nur phasenweise und unwesentlich. Der Anteil der Planktondiatomeen an der Gesamtdiatomeenzahl stieg von 62 % auf einen sehr hohen Wert von 86 %, so dass von reduzierten Sichttiefen und einem verminderten Litoralanteil ausgegangen werden muss.

#### Subatlantikum bis 1000 AD

Aus dem sehr gut erhaltenen Subatlantikum mit nur geringem menschlichen Einfluss wurden 3 Proben aus der Zeit 150 BC – 725 AD ausgewertet. In diesen Zeitraum fallen Eisenzeit, Völkerwanderungszeit und Slawenzeit. Der Stolpsee war während dieses Zeitraums im Sommer stabil geschichtet. Die TP-Konzentrationen schwankten nur unbedeutend im Bereich 30 – 36 µg/l. Die rekonstruierten TN-Konzentrationen lagen bei 870 – 920 µg/l. Der See kann als ausgeglichene schwach eutroph klassifiziert werden.

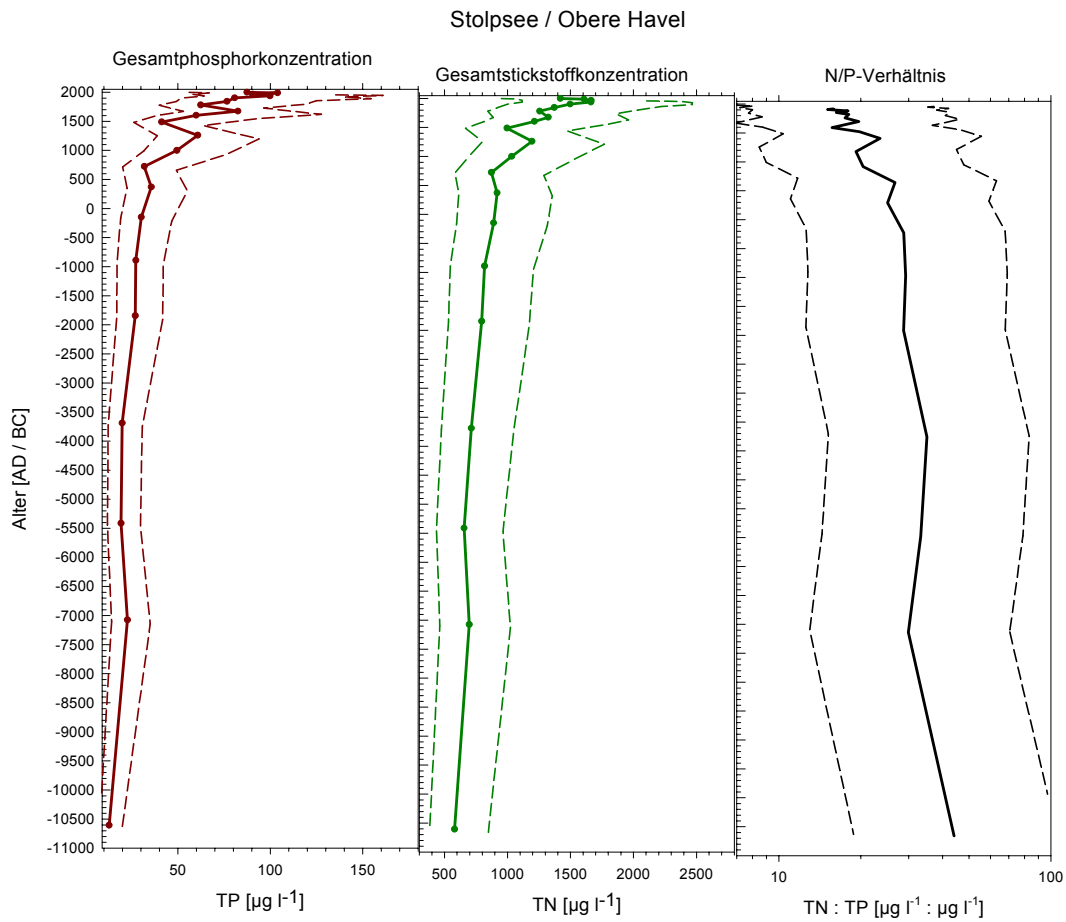
Chloridkonzentrationen von 26 – 31 mg/l kennzeichnen den geogenen Hintergrund. Hydrogenkarbonatkonzentrationen von 1,99 – 2,10 mmol/l kennzeichnen den durchflossenen Seentyp, der sich zwischen 7000 BC und 1000 AD auf eutrophem Niveau nur nuanciert verändert hat.

*Cyclotella comensis* trat noch in Anteilen von ca. 20 % auf. *Stephanodiscus neoastrea* wurde zunehmend von *Aulocoseira granulata* verdrängt. Zusätzlich zu den bereits im Älteren Atlantikum genannten eutraphenten Taxa und trat *Cyclostephanos dubius* als weitere Charakterart hoch eutropher Seen stärker in den Vordergrund, die stärker eutraphente *St. minutulus* blieb weiterhin unter der 5 %-Marke. Der Anteil der Planktondiatomeen an der Gesamtdiatomeenzahl lag bei für eutrophe geschichtete Seen normalen Werten von 66 – 71 %. Damit ist der Referenzzustand der geschichteten, durchflossenen Seen der oberen Havel hinsichtlich des Diatomeenplanktons qualitativ umrissen.

#### Agrar- und Industriezeitalter nach 1000 AD

Aus dem Zeitraum nach 1000 wurden 12 Proben analysiert, die den Verlauf der im Stolpsee zweifelsfrei anthropogen bedingten Polytrophyierung wiedergibt. Die Diatomeengemeinschaften dieses Zeitraums belegen bei allen wasserchemischen Parametern signifikante Einflüsse des Menschen ab 1000 AD.

Wie für das frühe Subatlantikum geschildert, begann die um 1000 einsetzende anthropogene Polytrophyierung bei einem schwach eutrophen Zustand. Bereits um 1260 war der Zustand hoch eutroph. Die TP-Konzentrationen stiegen von vorher 36 – 40 auf 50 – 60 µg/l. Die rekonstruierten TN-Konzentrationen stiegen von vorher ca. 890 auf 1.000 – 1.200 µg/l. Der See kann bereits um 1260 als ausgeglichene hoch eutroph klassifiziert werden und unterschied sich damit limnochemisch vom Zustand nach 2002 nur unwesentlich.



**Abb. 4.2.2: Entwicklung der Nährstoffverhältnisse im Stolpsee für den Zeitraum der letzten ca. 12500 Jahre**

Die weitere Eutrophierungsgeschichte nach 1260 ist durch mittelfristige starke Schwankungen der Nährstoffkonzentrationen und einen signifikanten Abfall des TN:TP-Verhältnisses geprägt. Das Minimum der TP- und TN-Konzentrationen um das Jahr 1488 (41 µg/l bzw. 996 µg/l) stellt dabei die Ausnahme dar. Diese vorübergehende Erscheinung lässt sich mit der Epoche der spätmittelalterlichen Wüstungen im Gefolge der Pestwellen parallelisieren. Der Stolpsee erreichte um 1488 kurzzeitig fast wieder die Referenzbedingungen aus der Völkerwanderungszeit. Zwischen 1600 und 1900 schwankten die TP-Konzentrationen dann zwischen 60 und 83 µg/l und lagen damit in einem für hoch eutrophe Verhältnisse charakteristischen Bereich. Zwischen 1900 und 1988 indizieren die fossilen Diatomeengemeinschaften einen stetigen Anstieg von 81 auf 104 µg/l. Den durch Messwerte aus dem Seeabfluss bei Bredereiche belegten rapiden Abfall der TP-Konzentration zwischen 1988 und 2004 auf ein Niveau, das mit Werten um 45 µg/l nahe den Referenzzuständen der Völkerwanderungszeit und des Pestwellenminimums von 1488 liegt, reflektieren die Diatomeen aus der oberflächennahen Sedimentprobe, wenngleich noch nicht in vollem qualitativen Umfang. Die Abbildung 4.2.2 fasst die Ergebnisse der Entwicklung der Nährstoffverhältnisse im Stolpsee für den Zeitraum der letzten ca. 12500 Jahre zusammen.

#### 4.2.3 Entwicklung des Blankensees in den letzten 10500 Jahren

##### Nährstoffstatus

##### Frühes Atlantikum

Aus dem Frühen (älteren) Atlantikum wurden 13 Sedimentschichten (Alter 7313 – 5518 BC) ausgewertet. Damals war der Blankensee mit einer maximalen Tiefe von 18 – 12 m im Sommer noch

stabil geschichtet (Typ 10). Die TP-Konzentrationen schwankten stark und lagen zwischen 26 und 66 µg/l (Median 44 µg/l). Die rekonstruierten TN-Konzentrationen lagen zwischen 850 und 1.550 µg/l. Daraus ergeben sich harmonische TN:TP-Relationen von 22 – 33. Der Trophiestatus war demzufolge eutroph, ohne eventuelle einseitige P- oder N-Limitation! Mesotroph war der Blankensee damals schon nicht mehr, trotz seiner sommerlichen Schichtung.

#### Spätes Atlantikum

Aus dem Späten (jüngeren) Atlantikum wurden zwölf Sedimentschichten (Alter 5393 – 3717 BC) ausgewertet. Damals war der Blankensee mit einer maximalen Tiefe von 12 – 7 m im Sommer nur noch bei Windstille kurzzeitig geschichtet (Typ 11). Die TP-Konzentrationen schwankten stark und lagen zwischen 45 und 82 µg/l (Median 60 µg/l). Die rekonstruierten TN-Konzentrationen lagen zwischen 1.090 und 1.750 µg/l. Daraus ergeben sich TN:TP-Relationen von 21 – 27. Der Trophiestatus war demzufolge hoch eutroph. In kurzen Stagnationsphasen im Frühsommer sind für diesen Zeitraum leichte Tendenzen einer Stickstofflimitation denkbar. Durch Stickstofflimitation mögliche schwach eutrophe Tendenzen sind nicht ansatzweise erkennbar, mesotrophe Phasen sicher auszuschließen.

Ab 4745 BC wurde im Blankensee die für die Havelseen bis heute kennzeichnende polytraphente Planktongemeinschaft aus *Aulacoseira granulata* und *A. ambigua* beherrschend (teilweise > 80 % Dominanz). Insofern ist der Blankensee schon in diesem Zeitraum als extrem planktontrübe zu charakterisieren. Um ein Gleichnis zu wagen: Der Blankensee hatte ab 5000 vor Christus in etwa die Beschaffenheit, die heute den Schwielowsee kennzeichnet. Die Probe um 4183 BC kann zwanglos auch als polytroph bewertet werden.

#### Subboreal

Aus dem Subboreal wurden 18 Sedimentschichten (Alter 3550 – 500 BC) ausgewertet. In diesen Zeitraum fällt die Bronzezeit. Damals verflachte der See sehr schnell weiter von 7 auf 2,5 m maximale Tiefe (Typ 11). Die TP-Konzentrationen zeigten langfristige Schwankungen zwischen 57 und 79 µg/l (Median 64 µg/l). Das Maximum von 105 µg/l um 1960 BC fällt dabei ebenso aus dem Rahmen, wie das langgestreckte Minimum zwischen 1400 und 1250 BC mit TP-Konzentrationen um 39 –44 µg/l. Inwieweit sich hier die Effekte der bronzezeitlichen Rodung und einer einige hundert Jahre später folgenden möglichen ausgedehnten feuchten Klimaphase abbilden bleibt vorerst offen.

Die rekonstruierten TN-Konzentrationen lagen zwischen 1.410 und 1.810 µg/l. Daraus ergeben sich TN:TP-Relationen von 20 – 28. Der Trophiestatus war demzufolge hoch eutroph mit polytrophen Tendenzen der Planktonentwicklung. Durch Stickstofflimitation mögliche schwach eutrophe Tendenzen sind nicht ansatzweise erkennbar, mesotrophe Phasen sicher auszuschließen. Die im Plankton absolut vorherrschende polytraphente Planktongemeinschaft aus *Aulacoseira granulata* und *A. ambigua* wurde phasenweise lediglich durch den hoch eutraphenten *Cyclostephanos dubius* "bereichert". Durchgängig erreichten diese drei Planktondiatomeen > 80 % Dominanz an der Gesamtdiatomeenzahl. Damit ist der Blankensee für das Subboreal als extrem planktontrübe zu charakterisieren. Der Zustand ist mit dem heutigen der Havelseen am ehesten vergleichbar.

#### Subatlantikum

In den Schichten des Subatlantikums sind Diatomeen nur in einer frühen Schicht (342 BC) und oberhalb 1217 AD erhalten. Die Schicht 342 BC spiegelt hoch eutrophe Verhältnisse wider (TP=82 µg/l; TN=1.580 µg/l). Solche Verhältnisse sind mit sommerlichen pH-Werten über 9,0 optimal für die Auflösung der in großen Massen wachsenden Diatomeen, wobei die enthaltenen Nährstoffe vollständig freigesetzt werden und damit der Produktion uneingeschränkt wieder zur Verfügung stehen. Die Sedimentationsraten sind mit 0,5 mm/a in diesem Zeitraum dementsprechend niedrig. Zum Vergleich: Sie lagen in den älteren Schichten um 3,4 – 1 mm/a.

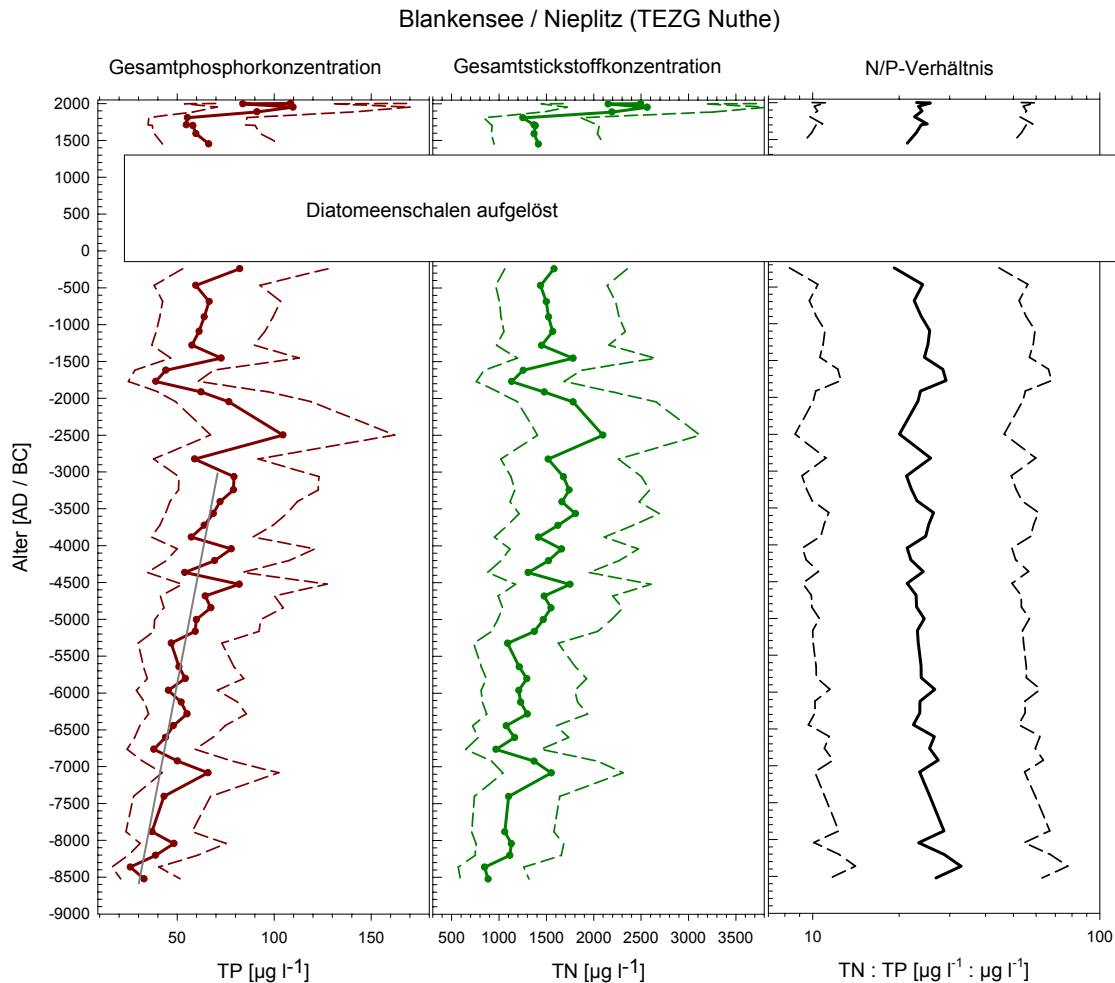
Die wahrscheinlich durchweg hoch eutrophe Diatomeen-Auflösungsphase endet mit Gesamtphosphor-konzentrationen um 66 µg/l um 1217 AD. Der Blankensee hatte um das Jahr 1217 eine mittlere Tiefe von ca. 2 m erreicht. Diese begünstigte bei Sichttiefen um 1 m das Wachstum euryöker benthischer Diatomeen auf dem Sediment. Der See erreichte, sicher begünstigt durch höhere Abflussspenden nach den Rodungen des Mittelalters und während der "Kleinen Eiszeit" zwischen 1588 und 1767 auffallend stabile TP-Konzentrationen von 54 – 58 µg/l.

Bis über 90 % der Diatomeen wurden in diesem Zeitraum durch *Fragilaria construens* f. *construens* und *F. construens* f. *binodis* gestellt. Massenentwicklungen dieser Art finden sich rezent nur in ausgesprochen flachen Seen unter meso- bis hypertrophen Bedingungen, wobei der größte Teil des Gewässergrundes belichtet sein muss (Grundsicht): im Möschensee (48 %), im Schollener See (42 %), im Westlichen Rarangsee (41 %), im Blankensee (39 %), im Kleinen Plessower See (39 %), in der Großen Göhlenze (33 %), im Gülper See (27 %), im Kähnsdorfer See (23 %) und im Großen Krinertsee (22 %). Diese benthisch dominierten Seen gibt es in zwei Zustandsformen. Zustandsform 1 ist im größten Teil der Seefläche ziemlich genau 2 m tief und der Grund ist zu mehr als 90 % mit Makrophyten bewachsen (Möschensee: *Potamogeton crispus*, Westlicher Rarangsee: *Chara tomentosa*, Kleiner Plessower See: *Najas intermedia*, *Nitellopsis obtusa* und *Chara tomentosa*). Seen der Zustandsform 2 sind nur 1 m tief oder flacher und völlig frei von Makrophyten (Schollener See, Gülper See, Blankensee, Kähnsdorfer See).

In Anbetracht der extrem hohen Dominanz von *F. construens* im spätmittelalterlichen Blankensee kann von einem makrophytenreichen Zustand ausgegangen werden. Dafür spricht auch, dass in der Zustandsform 2 (und unter eher mesotrophen Bedingungen mit Characeen) meistens auch noch *F. pinnata* und *F. brevistriata* mit Dominanzwerten jeweils > 5 % im Profundalschlamm vorkommen. Aus der Sedimentkernsequenz des Blankensees trifft das nur auf die Probe aus 20 cm Sedimenttiefe zu (Alter: ca. 1893 AD). Damals hatte der See möglicherweise vorübergehend auch einige Characeen bei sehr geringer Tiefe. Für die Zeit von 1271 – 1890 spricht die Seltenheit von *F. pinnata* und *F. brevistriata* eher für einen von *Potamogeton crispus* dominierten Zustand, in dem Characeen eher die Ausnahme darstellten.

Ein solcher, hoch eutropher makrophytenreicher Zustand kann als Referenz-zustand für Seen mit Wassertiefen < 2 m umrissen werden. Er ist, wie das Beispiel Blankensee zeigt, über Jahrhunderte hinweg stabil, allerdings empfindlich gegenüber Hypertrophierung.

Die Hypertrophierung des Blankensees bildet sich in den oberen 20 cm (seit 1889) mit Diatomeen nur undeutlich ab. Die Grundtendenz des Blankensees bleibt eher hoch eutroph mit polytrophem Planktonaspekt. Damit kann geschlussfolgert werden, dass der zwischen Oktober und Juni regelmäßig wirksame rasche Wasseraustausch im See durch die hindurchfließende Nieplitz für den diatomeen-ökologisch als hoch eutroph einzustufenden Gesamtzustand bedeutsamer ist, als die nach P-Rücklösungen nur im August und September regelmäßig über wenige Wochen aufkommenden Massenentwicklungen an Cyanobakterien auf hypertrophem Niveau der Chlorophyll-a-Konzentrationen. Die Abbildung 4.2.3 fasst die Ergebnisse der Entwicklung der Nährstoffverhältnisse im Blankensee für den Zeitraum der letzten ca. 9000 Jahre zusammen.



**Abb. 4.2.3: Entwicklung der Nährstoffverhältnisse im Blankensee für den Zeitraum der letzten ca. 10500 Jahre**

#### 4.2.4 Entwicklung des Breitlingsees in den letzten ca. 8000 Jahren

##### **Nährstoffstatus**

##### Älteres Atlantikum

Aus dem Älteren Atlantikum wurde eine Probe (Sedimenttiefe 1698 cm, Alter 5.900 BC) ausgewertet. Damals war der Breitlingsee mit einer maximalen Tiefe von  $> 18$  m im Sommer stabil geschichtet (Typ 10). Die TP-Konzentration lag bei  $34 \mu\text{g/l}$ , also im selben Bereich, nicht höher als zur gleichen Zeit im Blankensee. Die rekonstruierte TN-Konzentration lag bei  $858 \mu\text{g/l}$ . Daraus ergibt sich eine harmonische TN:TP-Relation von 25. Der Trophiestatus war demzufolge schwach eutroph, ohne eventuelle einseitige N-Limitation!

An (stark) mesotrophe Verhältnisse, wie sie nach der Eiszeit bis zum Boreal (um 8000 BC) in der Havelseenketten geherrscht haben, erinnern im Älteren Atlantikum des Breitlingsees noch 12 % *Cyclotella comensis* und 1,7 % *Cyclotella ocellata*, die beide seit dem Übergang in das Jüngere Atlantikum in den Havelseen nicht mehr zur Entfaltung kommen, obgleich sie bis heute die dominanten Massenformen im Plankton über hundert nährstoffarmer Seen im Norden Brandenburgs und im Süden Mecklenburgs sind und von dort aus regelmäßig über die Seeabflüsse auch in die Havelseen eingetragen werden.

##### Jüngeres Atlantikum

Aus dem Jüngerem Atlantikum wurden drei Proben (Alter 5250 – 3850 BC) ausgewertet. Damals war der Breitlingsee mit einer mittleren Tiefe von 12 – 10 m im Sommer noch stabil geschichtet (Typ 10). Die TP-Konzentrationen lagen im Bereich zwischen 44 und 51 µg/l. Die rekonstruierten TN-Konzentrationen lagen zwischen 950 und 1.150 µg/l. Daraus ergeben sich TN:TP-Relationen von 21 – 25. Der Trophiestaus war demzufolge stabil mäßig eutroph. Durch Stickstofflimitation eventuell mögliche schwach eutrophe Tendenzen sind nicht mehr erkennbar, Mesotrophie ist sicher auszuschließen.

Ab 5250 BC, also nur ca. 500 Jahre früher als im Blankensee, wurde die bis heute für die Havelseen kennzeichnende polytraphente Planktonart *Aulacoseira granulata* beherrschend und erreichte ca. 50 % Dominanz in Bezug auf die gesamte Diatomeengemeinschaft. Insofern ist der Breitlingsee ab dem Jüngerem Atlantikum als ausgesprochen sommerlich (bräunlich) planktontrübe zu charakterisieren. Planktonökologisch polytrophe Tendenzen, wie sie zur gleichen Zeit im damals bereits polymiktischen Blankensee auftraten, gab es im Atlantikum im Breitlingsee allerdings noch nicht. Vielmehr ist die Situation mit > 20 % *Stephanodiscus neoastraea* als stabil hoch eutroph zu bezeichnen.

#### Subboreal

Aus dem Subboreal wurden drei Proben (Alter 2830 – 740 BC) ausgewertet. In diesen Zeitraum fällt die Bronzezeit. Die maximale Tiefe von ca. 14 – 12 m genügte gerade noch, um im Sommer im Breitlingsee über einige Wochen eine stabile thermische Schichtung aufzubauen (Typ 10). Die TP-Konzentrationen stiegen von 52 auf 65 µg/l (Median 64 µg/l, wie im Blankensee zur gleichen Zeit). Die rekonstruierten TN-Konzentrationen lagen zwischen 1.200 und 1.380 µg/l. Daraus ergeben sich TN:TP-Relationen von 20 – 23, die etwas niedriger liegen als zur gleichen Zeit im Blankensee. Im Sommerhalbjahr muss phasenweise mit Stickstofflimitation gerechnet werden, die sicher ein Umschlagen in den polytrophen Zustand verhindert haben. Mögliche schwach eutrophe oder gar mesotrophe Nuancen sind nicht mehr erkennbar. Der Trophiestatus war demzufolge hoch eutroph ohne polytrophe Tendenzen wie zeitgleich im polymiktischen Blankensee.

Die im Plankton vorherrschende polytraphente Planktongemeinschaft aus *Aulacoseira granulata* und *A. ambigua* wurde durch den hoch eutrapierten *Cyclostephanos dubius* und den eutrapierten *Stephanodiscus neoastraea* ergänzt. Durchgängig erreichten die Planktondiatomeen 64 – 72 % der Gesamtdiatomeen, also für Brandenburger Seen durchschnittliche (normale) Werte. Der Zustand des Breitlingsees war signifikant aber nicht wesentlich nährstoff- und planktonärmer als heute.

#### Subatlantikum bis 1750 AD

Aus dem sehr gut erhaltenen Subatlantikum vor 1800 AD wurden zehn Proben ausgewertet. In diesen Zeitraum fallen Eisenzeit, Völkerwanderungszeit, Slawenzeit und Mittelalter. Im Verlauf der letzten 2500 Jahre füllte sich das Seebecken des Breitlingsees schnell mit planktogenen Sedimenten. Mit Beginn des Subatlantikums (um 428 BC) hatte der Breitlingsee gerade eben den Charakter eines polymiktischen Flusseees mit mittleren Verweilzeiten von < 30 Tagen angenommen und lagerte in nur 2500 Jahren 8 m mächtige Mudden ab. Diese lassen die Rekonstruktion des limnologischen Zustands der unteren Havelseenkette zu jedem beliebigen Zeitpunkt der Flusseeengese (Typ 12) zu.

Die TP-Konzentrationen schwankten über das Subatlantikum hinweg nur unbedeutend im Bereich 66 – 84 µg/l (Median 75 µg/l). Die rekonstruierten TN-Konzentrationen lagen zwischen 1.470 und 1.590 µg/l. Der Wert 1.280 µg/l für die Schicht von 1750 fällt ganz aus dem Rahmen. Nur diese Schicht (aus 82 cm Sedimenttiefe) des Breitlingsees spiegelt das für den Blankensee für das gesamte späte Mittelalter festgestellte Phänomen der Massenentwicklung von *Fragilaria* spp. wider. Im Blankensee wurde dieses Phänomen mit Makrophytenentwicklung, eventuell als Folge des Zusammenwirkens zunehmender Verflachung und Aushagerungseffekten durch hohe Abflussspenden während der Kleinen Eiszeit in Verbindung gebracht.

Im Breitlingsee liegt zeitgleich mit der vorübergehenden "Blüte" der benthischen Fragilarien ein Minimum der Chloridkonzentration von 38 mg/l, ein Minimum des an DIC gebundenen Säurebindungsvermögens (2,0 mmol/l) und ein Peak des DOC/TP-Verhältnisses (80) vor. Diese, bei Annahme für Brandenburg durchschnittlicher hydrologischer Verhältnisse in dieser Zeit widersprüchlichen Ergebnisse lassen sich nur als Folge einer kalten und wasserüberschüssigen Klimaphase mit hohen Anteilen an oberflächennahen Abflusskomponenten erklären. Sehr wahrscheinlich waren in den Jahrzehnten vor 1750 wegen massivem kalte- und niederschlagsbedingtem Wasserüberschuss in den Landschaften ausgedehnte Versumpfungen im

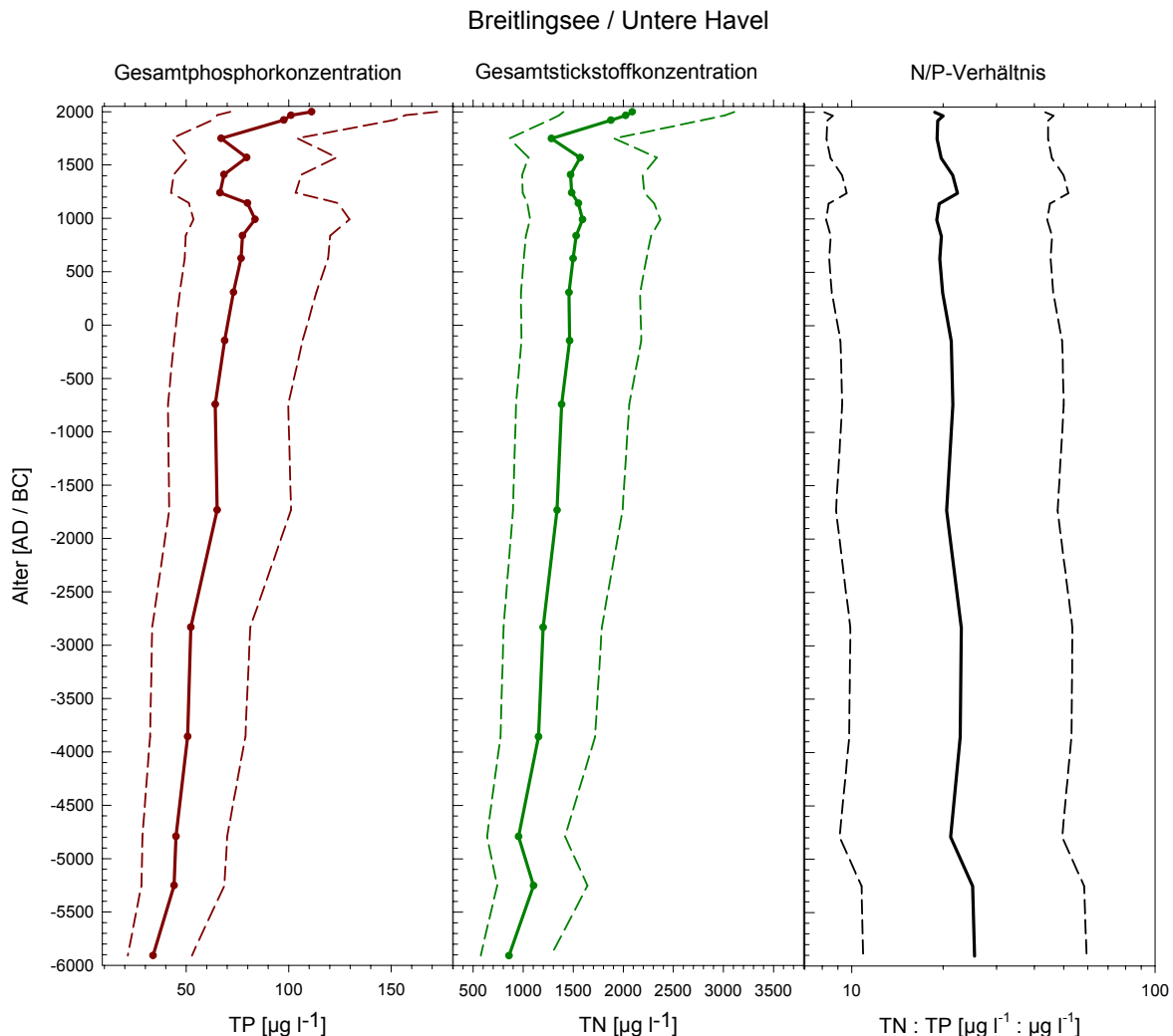


Einzugsgebiet entstanden. Parallelen finden sich in der Sequenz Breitlingsee nur in der Mitte des Atlantikums, typisch für die Havel sind sie jedenfalls nicht. Bedauerlich ist, dass der nach diesem Extremfall bemessene Ausbauzustand der Fließgewässer bis heute erhalten geblieben ist.

Aus den für das Subatlantikum rekonstruierten relativ niedrigen TN:TP-Relationen von 19 – 22 muss phasenweise mit Stickstofflimitation im Sommerhalbjahr gerechnet werden, die aber in Anbetracht des Nährstoffniveaus nur mit insgesamt hoch eutrophen Verhältnissen einherging. Mögliche schwach eutrophe oder gar mesotrophe Tendenzen sind für die Zeit 428 BC – 1900 AD auszuschließen.

#### Industriezeitalter nach 1900 AD

Aus dem Zeitraum nach 1900 wurden drei Proben analysiert. Sie belegen bei allen wasserchemischen Parametern signifikante Einflüsse des Menschen. In Anbetracht des vorher schon über Jahrtausende hinweg hoch eutrophen Zustands der Havelseen reagierte deren Diatomeenflora nur mit geringfügigen Abänderungen. Die sicher auffälligste Änderung ist die Einwanderung der planktischen *Actinocyclus normanii* um 1911 (JAHN & GEISLER 1993), die in 2 cm Sedimenttiefe 12,7 % Individuendominanz erreicht. TP-Konzentrationen über 90 µg/l und Chloridkonzentrationen > 55 mg/l wurden in den Havelseen erst nach 1900 erreicht. Möglicherweise ist dieser kombinierte Effekt der städtischen Abwassereinleitungen der Auslöser für das Fußfassen dieser auffälligen Brackwasserart in der Kette der Havelseen unterhalb Berlins.



**Abb. 4.2.4: Entwicklung der Nährstoffverhältnisse im Breitlingsee für den Zeitraum der letzten ca. 8000 Jahre**

Im Übrigen wurden über das sonst übliche Maß zufälliger Einzelfunde hinaus nur folgende prominente Indikatoren für anthropogene Störungen nach 1900 erstmals im Breitlingsee aufgefunden: *Navicula*

*mutica* Kützing, *Nitzschia paleacea* Grunow, *Surirella brebissonii* Krammer & Lange-Bertalot, *Fragilaria construens f. exigua* (W. Smith) Hustedt, *Hippodonta hungarica* (Grunow) Ross (synonym: *Navicula capitata var. hungarica*), *Navicula integra* (W. Smith) Ralfs. In der Summe stellen diese hochindikativen Belastungszeiger jedoch weniger als 0,5% der Diatomeenschalen im Grundschlamm des Breitlingsees, so dass ihr Einfluss auf die Bioindikationsverfahren und auf das Funktionieren des Öko-systems geringfügig bleibt.

Die Abbildung 4.2.4 fasst die Ergebnisse der Entwicklung der Nährstoffverhältnisse im Breitlingsee für den Zeitraum der letzten ca. 8.000 Jahre zusammen.

### **4.3 Typspezifische TP-Konzentrationen der Seentypen des Havelgebietes**

Die paläolimnologischen Befunde gestatten die Ableitung der Nährstoffkonzentrationen für die verschiedenen Seentypen des Havelgebietes, so wie sie in Zeiträumen ohne oder mit höchstens sehr geringer anthropogener Beeinflussung vorhanden gewesen sein müssen und in rezenten Referenzgewässern heute noch sind.

Durch logarithmisch gefasste Klassen gleicher Breite (0,5661 *ln* TP-Einheiten) lassen sich ausgehend von den Referenzzuständen für jeden Seentyp die Grenzwerte für fünf Qualitätsstufen umreißen (Tab. 4.3).

Grundsätzlich liegen die natürlichen Nährstoffkonzentrationen in Seen mit großen Einzugsgebieten bzw. mit großen Volumenquotienten höher als in den Seen des Typs 13.

**Tab. 4.3: Typspezifische Nährstoffkonzentrationen in Seen des Havelinzugsgebiets, abgeleitet aus Diatomeenresten im Seesediment für Zeiträume ohne menschliche Beeinflussung und aus aktuellen Messwerten in Referenzgewässern**

Schichtungstyp	Volumenquotient	retentionswirksame Seen vorgelagert	Grundtyp nach Mathes et al. (2002)	diatomeenökologischer Subtyp	Referenzgewässer * = fossile Seen mit Zeitangabe	Jahresmittelwert der Gesamtphosphorkonzentration in 0 - 5 m Tiefe (bzw. bis 0,5 m über Grund) für die ökologischen Qualitätsstufen				
						"sehr gut" (= Referenzzustand)	"gut"	"mäßig"	"unbefriedigend"	"schlecht"
Geschichtet	< 1,5	nein	13	13	Kastavensee, Peetschsee	< 17	17 ... 30	31 ... 55	55 ... 98	> 98
Geschichtet	> 1,5 ... 5	nein	10	10a	Twernsee, Roofensee, Lübbensee	< 17	17 ... 30	31 ... 55	55 ... 98	> 98
Geschichtet	> 5 ... 15	ja	10	10b	Küstrinsee	< 30	31 ... 55	55 ... 98	98 ... 172	> 172
Geschichtet	> 5 ... 15	nein	10	10c		< 41	41 ... 73	74 ... 130	131... 230	> 230
Geschichtet	> 15 ... 50	ja	10	10d	*Stolpsee (vor 900 AD), Bötze	< 41	41 ... 73	74 ... 130	131... 230	> 230
Geschichtet	> 15 ... 50	nein	10	10e	*Blankensee (vor 5500 BC)	< 55	55 ... 97	97... 172	173 ... 305	> 305
Geschichtet	> 50	ja	10	10f	*Breitlingsee (8000-2500 BC)	< 55	55 ... 97	97... 172	173 ... 305	> 305
Geschichtet	> 50	nein	10	10g	*Breitlingsee (2500-500 BC)	< 73	73 ... 130	131 ... 230	230 ... 405	> 405
Ungeschichtet	< 1,5	nein	14	14	Großer Tietzensee	< 17	17 ... 30	31 ... 55	55 ... 98	> 98
Ungeschichtet	> 1,5 ... 5	nein	11	11a	Briesener See, Platkowsee	< 30	31 ... 55	55 ... 98	98 ... 172	> 172
Ungeschichtet	> 5 ... 15	nein	11	11b	Plagesee, Felchowsee (FG Oder)	< 41	41 ... 73	74 ... 130	131... 230	> 230
Ungeschichtet	> 15	ja	11	11c	Schlarnsee, Oberpfuhl	< 55	55 ... 97	97... 172	173 ... 305	> 305
Ungeschichtet	> 15	nein	11	11d	*Blankensee (vor 1200 AD), Möllensee	< 55	55 ... 97	97... 172	173 ... 305	> 305
Ungeschichtet	> 150	ja	12	12a	Röblinsee, Bütze	< 55	55 ... 97	97... 172	173 ... 305	> 305
Ungeschichtet	> 150	nein	12	12b	*Blankensee (1200-1900 AD) *Breitlingsee (1200-1900 AD)	< 97	97... 172	173 ... 305	306 ... 538	> 538

Die **vorgeschlagene Subtypisierung** berücksichtigt die im Projekt gemachte Entdeckung, dass im Stolpsee bei ähnlichen Volumenquotienten systematisch niedrigere TP-Konzentrationen vorhanden waren, als im fossilen Blankensees während seiner Typ-10-Phase. Dafür kommt nur eine Ursache in Betracht: der Blankensee erhielt in seiner Typ-10-Phase höhere Zuflusskonzentrationen aus der Nieplitz als der Stolpsee über die Havel und die Woblitz. Geogene Ursachen für diese unterschiedlichen TP-Konzentrationen scheiden wahrscheinlich aus.

Messergebnisse aus dem oberflächennahen Grundwasser im Stechlingebiet und am Oberlauf der Nieplitz belegen übereinstimmende TP-Konzentrationen im Bereich 60 – 80 µg/l. Von großer Bedeutung waren also die Retentionseffekte durch die Senkenfunktion der Seen im oberen Havelgebiet und sind es möglicherweise bis heute. Nach VOLLENWEIDER (1979) und OECD (1982) sinkt die Zuflusskonzentration durch Sedimentationsprozesse im See linear proportional zur Wurzel aus der Verweilzeit ab. Die Verweilzeit des Oberflächenwassers in Seen des Teileinzugsgebiets der Woblitz beträgt mehrere Jahre, allein im Großen Lychensee sind bei natürlichen Abflussspenden von ca. 81 mm/a Verweilzeiten von ca. 1,2 Jahren zu veranschlagen. Die Ablaufkonzentrationen aus dem Großen Lychensee über die Woblitz in den Stolpsee müssen demnach vor der anthropogenen Einflussnahme bei TP < 30 µg/l gelegen haben. Der mengenmäßig ca. vierfach größere Zufluss des Stolpsees aus der Havel wird in Anbetracht der zahllosen in einer Kette hintereinandergeschalteten Seen der oberen Havel nicht wesentlich höher gewesen sein und vielleicht bei TP = ca. 40 µg/l gelegen haben.

Insofern sind für den Stolpsee auch ohne größere interne Retentionseffekte (Abfluss ca. 3 m<sup>3</sup>/s, Verweilzeit nur ca. 95 Tage) theoretisch nur natürliche Konzentrationen um TP = 30 – 40 µg/l zu erwarten. Diese wurden über den Abfluss an die obere Havel abgeführt. Der Wert von TP = 40 µg/l stellt damit das hydromorphologisch bedingte längszonale natürliche Minimum der TP-Konzentrationen der oberen Havel bei Bredereiche dar. Er ist über das Vollenweider-Modell und die paläolimnologischen Befunde als doppelt validiert zu betrachten.

#### **4.4 Schlussfolgerungen für die Bewirtschaftungsplanung**

Auf der Fließstrecke der oberen Havel, vom Stolpsee bis zum Niederneuendorfer See und Wannsee / Berliner Unterhavel ist auch ohne menschliche Beeinflussung wegen des Grundwasserzustroms ein leichter Anstieg der TP-Konzentration zu erwarten. Mit bedeutsamen Retentionseffekten zwischen der Spreemündung und dem Breitlingsee ist für die Zeit auszugehen, als die Havelseen im heutigen Berlin und Potsdam noch eine sommerliche Schichtung aufgewiesen haben und zusammengenommen aufgrund ihres großen Volumens Verweilzeiten über ein Jahr aufgewiesen haben müssen. So ist der sukzessive, gleichmäßige Anstieg der TP-Konzentration im Breitlingsee zwischen 8000 BC und 1000 AD nicht nur eine Folge seiner eigenen Verflachung, sondern insbesondere auch die Folge der allmählichen Verflachung der vorgeschalteten Berliner und Potsdamer Havelseen. Die Verflachung führte zur Minderung der flächenspezifischen Netto-Retentionsleistung der Havelseen.

Die TP-Konzentration der Nieplitz, sie mag geogen bedingt wie die regionaltypischen Grundwasserkonzentrationen zwischen 60 und 80 µg/l gelegen haben, hat hingegen schon immer den Blankensee "ungefiltert" erreicht, ohne vorher hochgradig retentionswirksame Seebecken durchfließen zu müssen. Das hat im Abfluss des Blankensees, nachdem das P-Retentionsvermögen des Seebeckens nach weitgehender Abflachung erschöpft war, durchflussgewichtet zu den gleichen TP-Konzentrationen wie im Zufluss geführt.

Da Diatomeen in einem See die TP-Konzentrationen nicht durchflussgewichtet, sondern zeitlich gemittelt und über die Lichtintensität gewichtet indizieren, werden die relativ hohen sommerlichen Konzentrationen (in Klimaphasen mit durchschnittlich niedrigen Sommerabflüssen) im Vergleich zu durchflussgewichteten Konzentrationswerten überproportional biozönotisch reflektiert. D. h., seeintern sind zeitlich gemittelt und globalstrahlungsgewichtet TP-Konzentrationen im Bereich 100 – 130 µg/l vorhanden, obgleich der durchflussgemittelte Jahresmittelwert im Abfluss, der durch die Zuflüsse ausgeglichen werden kann, nur 60 – 80 µg/l beträgt. So erklärt sich das Phänomen natürlich polytropher Zustände im Blankensee nicht allein durch die hohe geogene Grundbelastung sondern in gleichem Maße durch die ausgeprägte Saisonalität der Abflussspende. Sie bedingt eine starke TP-Anreicherung im Freiwasser während der Hauptwachstumsphase. Die in Zeiträumen ohne anthropogene Einflüsse stark schwankenden TP-Konzentrationen reflektieren damit z.T. die Veränderlichkeit

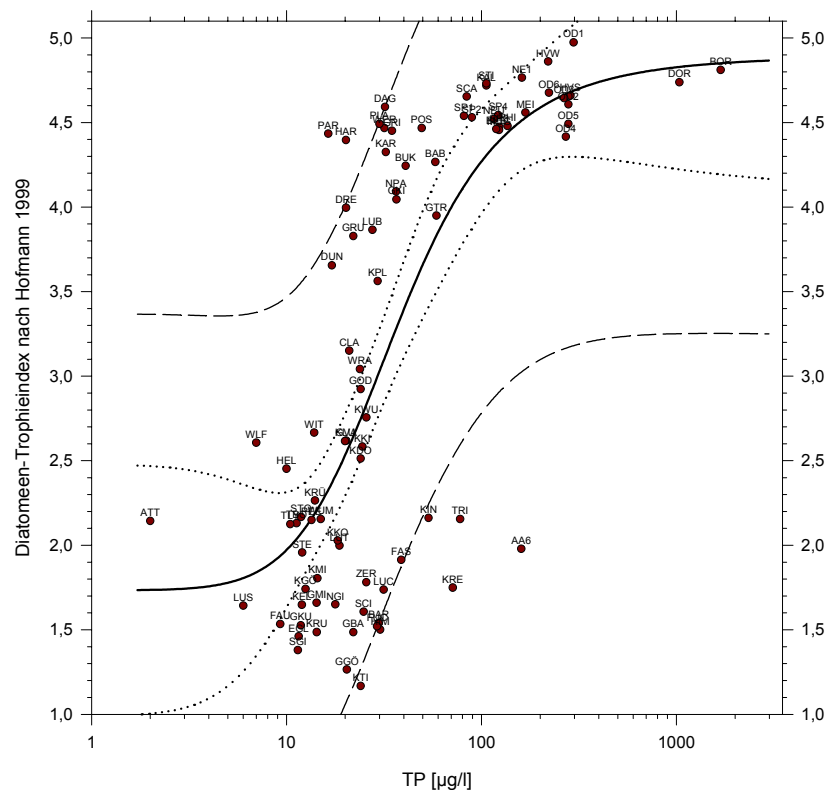
der Saisonalität der Abflusspende. Hohe Werte sind wahrscheinlich mit relativ niedrigen Sommerabflüssen korreliert.

Im Hinblick auf die Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Havelgebiet ist zu schlussfolgern, dass in hypertrophen und polytrophen Flachseen mittelfristig ein günstigerer Trophiezustand erreicht werden kann, wenn während der hohen sommerlichen TP-Spitzen möglichst große Abflüsse eingeregelt werden können. Eine konsequente Stauhaltung im Juli und August minimiert hingegen die P-Austräge und verstärkt damit die natürliche Tendenz zur Polytrophie. Die Möglichkeiten, mit einem vergleichmäßigten Jahresgang der Abflüsse auf die Rückführung hypertropher und hoch polytropher Seen des Havelgebietes in einen hoch eutrophen Zustand auslösend oder zumindest beschleunigend einwirken zu können, werden deshalb als groß eingeschätzt. Eine Rückführung stark durchflossener Seen in einen schwach eutrophen Zustand ist nur für Seen unterhalb von Seenkaskaden möglich, wobei zumindest einige der in der Kaskade vorgeschalteten Seen noch große Potenziale zur Netto-P-Akkumulation aufweisen müssen. In der Regel sind solche Potenziale mittelfristig nach jahrzehntelanger P-Überfrachtung nur noch in geschichteten Seen zu erwarten.

## 5 Test und Neuentwicklung von Diatomeenindizes zur Klassifikation und Bewertung des Trophiezustands von Tieflandseen

### 5.1 Test des auf Diatomeenanalyse basierenden Trophieindex nach HOFMANN (1999)

Als Beitrag zum Test von SCHAUMBURG et al. (2004) aufgeführter Module zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen auf biozönotischer Grundlage im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) wurde zunächst der auf Litoraldiatomeen basierende Trophieindex nach HOFMANN (1999) getestet. Als Testdatensatz standen 81 gepoolte Proben aus der Uferzone von 65 Seen und 16 Fließgewässerabschnitten aus dem Eichdatensatz von SCHÖNFELDER et al. 2002 zur Verfügung.



**Abb. 5.1:** Abhängigkeit des Trophieindex nach HOFMANN (1999) vom Jahresmittelwert der Gesamtphosphorkonzentration (TP) im Freiwasser der untersuchten Seen. Die Regression ist ein Dosis-Wirkungs-Modell

Diese Anwendung zeigte, dass der Trophieindex nach HOFMANN (1999) selbst leichte Eutrophierungseffekte in Seen des Typs 13 mit oligo- und mesotrophem Referenzzustand deutlich widerspiegelt. Er erreicht in Seen Brandenburgs im Übergangsbereich Oligotrophie/Mesotrophie (TP=10,5 µg/l) einen Erwartungswert von 2,0 und im Übergangsbereich zwischen mäßiger und hoher Eutrophie (TP=70 µg/l) einen Erwartungswert von 4,0 (Abb. 5.1).

Unproblematisch für die Bewertung von Seen > 50 ha nach WRRL ist, dass der Trophieindex in Kleingewässern mit hohen Konzentrationen an gelösten organischen Substanzen (z.B. AA6, KTI, KIN) unter den TP-basierten Erwartungswerten bleibt. Dieses Phänomen spricht sogar für den Trophieindex, da er im mesotrophen Bereich offensichtlich nicht TP, sondern die physiologisch wirksame P-Verfügbarkeit abbildet, die für Litoraldiatomeen durch hohe DOC/TP-Verhältnisse eingeschränkt wird (SCHÖNFELDER et al. 2002).

Problematisch für die Bewertung einiger Seen > 50 ha ist jedoch, dass nur leicht eutrophierte große Seen mit TP < 20 µg/l (z.B. Parsteiner See (PAR) und Hardenbecker Haussee (HAR)) Trophieindizes nach HOFMANN (1999) über 4,0 erreichen. Damit konnten die Ergebnisse von SCHAUMBURG et al. (2004) bestätigt werden, nach denen die Anwendung des Trophieindex nach HOFMANN (1999) auf litorale Diatomeenproben von Schilf, Totholz und Makrophyten aus dem Frühjahr und Sommer in manchen Fällen keine zufriedenstellenden Resultate für die Bewertung des ökologischen Zustands ergibt.

Weiterhin ist ungünstig, dass der Trophieindex in stark durchflossenen flachen und daher auch im ungestörten Zustand hoch eutrophen Seen des Tieflands auf geringe, mäßige bzw. starke anthropogene Störungen des Trophiezustandes nur im Wertebereich 4,0 bis 5,0 reagieren kann, also an Auflösung einbüßt. Dadurch ist es möglich, dass der Trophieindex überhöhte Nährstoffeinträge nicht mit der erforderlichen Genauigkeit und Zuverlässigkeit widerspiegelt.

## **5.2 Der Diatomeenindex auf der Basis planktischer Diatomeen aus dem Profundal (DI-PROF)**

Die hier vorstellte Ableitung der Version 2.0 des DI-PROF basiert auf methodischen Erfahrungen, die bei Voruntersuchungen zum Diatomeenplankton Schleswig-Holsteiner Seen im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein gemacht wurden (SCHÖNFELDER 2004). Die hier vorgestellte Weiterentwicklung des DI-PROF bezieht sich maßgeblich auf die Reskalierung, die erforderlich war, um weitere, hier erstmals vorgestellte Diatomeenindizes numerisch aufeinander abzugleichen, wobei gleichzeitig der Bezug zu diatomeenökologisch abgrenzbaren Trophieklassen verbessert werden sollte.

### **5.2.1 Exploration und Reduktion des Eichdatensatzes**

Die Diatomeendaten von Profundalproben aus 96 Seen in Brandenburg, Berlin und Schleswig-Holstein wurden zum Zwecke der Erarbeitung eines Indexes zur Klassifizierung der Trophie von Seen anhand von Diatomeenschalen aus dem Profundalschlamm zu einem Eichdatensatz zusammengefasst. Vor der Aufstellung des Trophieindex wurde eine Korrespondenzanalyse (CA) durchgeführt, mit dem Ziel Seen mit außergewöhnlicher Diatomeenflora zu enttarnen und sie für die weitere Analyse zu passivieren. Als Ausreißer wurden fünf kleine (< 10 ha) saure (Kleine Göhlenze, Kleiner Milasee, Große Göhlenze, Luchsee bei Krausnick) oder ehemals saure (Pichersee) Seen ermittelt und aus dem weiteren Kalibrationsprozess ausgeschlossen. In die nachfolgenden multivariaten Analysen gingen die übrigen 91 Seen ein. Von den 460 Taxa wurden 155 ausgeschlossen, weil sie nur in einem oder zwei Seen vorkamen. Die Analyse wurde mit den 305 im Profundal größerer (> 10 ha) neutraler bis alkalischer Seen in Norddeutschland am weitesten verbreiteten Diatomeentaxa durchgeführt.

### **5.2.2 Optimierung des Eichdatensatzes auf den Trophiegradienten**

Der Datensatz aus den 91 neutralen bis alkalischen Seen Norddeutschlands wurde zunächst mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA, TER BRAAK 1986) daraufhin untersucht, ob die Unterschiede im Salzgehalt oder die Unterschiede in der Nährstoffverfügbarkeit den größeren Teil der

biozönotischen Unterschiede zwischen den Seen erklären. Ein eventueller starker Einfluss eines Salinitätsgradienten auf die biozönotischen Unterschiede der Seen kann die Ableitung eines Trophieindex stören. Der extreme Gradient der Alkalinität (0,1 – 5,0 mmol/l) im Eichdatensatz bringt bereits genügend nicht trophieabhängiger biozönotischer Varianz mit sich, so dass weitere Inhomogenitäten des Eichdatensatzes möglichst minimiert werden sollten.

Als Indikator des Salzgehaltes diene die Chloridkonzentration, die aus allen Seen durch Messwerte belegt ist. Als Messgröße der Nährstoffverfügbarkeit dienten die Konzentrationen an gesamtem Phosphor (TP) und gesamtem Stickstoff (TN), die für die Eichgewässer ebenfalls, teils durch mehrjährige Messreihen (siehe SCHÖNFELDER et al. 2002), bekannt sind.

Die Vorwärtsauswahl der drei betrachteten Umweltvariablen in der CCA zeigte, dass TP, TN und Cl einen starken und signifikanten Einfluss auf die Zusammensetzung der Diatomeenreste im Profundalsediment haben. Bei einzelner Betrachtung erklären Unterschiede des TP 8,5 % der biozönotischen Varianz im Eichdatensatz, die Unterschiede im TN der Seen vermögen 6,9 % der Unterschiede der Diatomeenflora zu erklären, die Unterschiede in der Chloridkonzentration erklären 4,9 % der biozönotischen Gesamtvarianz im Eichdatensatz. TP ist also im Vergleich zur Chloridkonzentration eine stärkere Einflussgröße.

Da bei der anthropogenen Eutrophierung zumeist nicht nur TP allein, sondern auch TN mit steigt, also Interkorrelationen auftreten, stellte sich die Frage, ob der Trophiegradient nicht auch hinreichend mit TP allein erklärt werden kann, und ob damit auf die Einbeziehung von TN bei der Formulierung des Trophiegradienten nicht vielleicht verzichtet werden kann. Also wurde der Einfluss von TP auf die Diatomeen des Eichdatensatzes statistisch eliminiert und der verbleibende Erklärungswert von TN getestet. Er betrug 3,3 % der Gesamtvarianz, die sich im Monte-Carlo-Permutationstest als hochsignifikant erwiesen ( $p < 0.0001$ ; 9.9999 Permutationen). Mit anderen Worten, weniger als die Hälfte des scheinbar durch TN erklärbaren Einflusses auf Diatomeen ist auf die Wirkung von TN allein zurückzuführen. In jedem Falle wirkt also TN in hohem Maße unabhängig vom TP auf die Diatomeengemeinschaften. Demzufolge war es notwendig, TN in das Trophiegradientenmodell einzubeziehen und zwar im Vergleich zum TP etwas herabgewichtet.

Interessant war nun noch zu analysieren, ob der Erklärungswert der Chloridkonzentration signifikant bleibt, wenn die Einflüsse von TP und TN auf die Diatomeengemeinschaften vorher statistisch eliminiert werden. Das war für den Eichdatensatz der Fall. Die Unterschiede in der Chloridkonzentration erklärten weiterhin 2,4 % der biozönotischen Unterschiede zwischen den Seen, selbst wenn die Effekte des TP und des TN beide statistisch eliminiert wurden. Prinzipiell heißt das zum einen, dass mit dem Eichdatensatz bei Bedarf auch eine signifikante Diatomeen-Chlorid-Transferfunktion für den Messbereich 5 – 100 mg/l erstellt werden könnte. Zum zweiten bedeutet das, dass der hier entwickelte Trophieindex nicht nur für einen ganz eng umgrenzten Salinitätsbereich anwendbar ist, sondern für alle Süßwasserseen Norddeutschlands im weitesten Sinne mit Chloridkonzentrationen im Bereich 4 - 100 mg/l. Zum dritten bedeutet das auch, dass biozönotische Veränderungen der Diatomeenflora auch bei nur nuanciert erscheinender Versalzung, z.B. durch Einleitung weitestgehend gereinigter kommunaler Abwässer auftreten und für die Seenbewertung eigentlich berücksichtigt werden sollten.

Für die Anwendung des hier weiter entwickelten Trophieindex muss betont werden, dass ab 100 mg/l Chlorid diatomeenökologisch der Brackwasserbereich beginnt und die Anwendbarkeit der hier entwickelten Trophieindikationsmethode in diesem Bereich erst erprobt werden müsste.

### **5.2.3 Ermittlung der Optima und Toleranzen der Diatomeen entlang des Trophiegradienten**

Mit einer CCA mit TP und TN als den zwei einzigen einbezogenen Umweltvariablen wurden die Optima und Toleranzen der 305 verbreitetsten Diatomeenarten entlang des Trophiegradienten ermittelt. Darunter waren 27 Arten mit gelegentlich oder überwiegend planktischer Lebensweise in Seen. Es muss hier betont werden, dass der Trophiegradient aber nicht nur auf der Basis dieser 27 Planktonformen festgelegt wurde, sondern die verbreitetsten 278 benthischen Formen als "ökologische Stütze" des mit den Nährstoffkonzentrationen am engsten korrelierten biozönotischen Hauptgradienten in der multivariaten Analyse mitgeführt wurden. Zwingend notwendig war das nicht, erhöhte aber die Genauigkeit der Lage des Trophiegradienten innerhalb der mehrdimensionalen

Wolke der synökologischen Optima der Arten erheblich. Ein zweiter Vorteil ist, dass auf diese Weise praktisch als Nebenprodukt die Optima und Toleranzen entlang des Trophiegradienten für die häufigsten 278 benthischen Diatomeentaxa mit errechnet wurden. Diese wurden der Ableitung des DI-BENT zugrunde gelegt (siehe Abschnitt 5.3).

#### 5.2.4 Entwicklung des Trophieindex DI-PROF

Die Dominanz- und Toleranzwerte der planktischen Diatomeentaxa wurden verwendet, um ausgehend von Profundalproben die Lage beliebiger Süßwasserseen in Norddeutschland auf dem Trophiegradienten mit der Methode der gewichteten Mittelwertbildung (WA, TER BRAAK & VAN DAM 1992) zu indizieren. Dazu wurde der Trophiegradient umskaliert. In der CCA reicht er von -1 bis +1. Diese Skala wurde aus praktischen Erwägungen heraus auf 1,0 bis 4,0 transformiert. Man erhält so, ähnlich wie mit dem LAWA-Trophieindex, eine leichtere Orientierung über die Einstufung des Sees zu Trophiestufen. Da der DI-PROF mittels Direktgradientenanalyse erarbeitet wurde, ist eine direkte Korrelation zum  $\ln(TP+1)$  gegeben. Damit ist der Index künftig grundsätzlich beliebig weit in beide Richtungen extrapolierbar, z.B. wenn ultraoligotrophe oder hypertrophe Seen mit weiteren Arten in den Eichdaten-satz aufgenommen werden sollen.

Für die Bestimmung des DI-PROF genügt es, wenn ca. 500 Diatomeenschalen der planktischen Massenformen ausgezählt werden. Um dahin zu kommen wurde wie folgt vorgegangen:

1. Die rein rechnerisch ermittelten Optima und Toleranzen der planktischen Arten wurden darauf hin geprüft, ob sie für eine ausschließlich auf Diatomeenplankton basierte Trophiebewertung der Seen hinreichend valide sind. Arten mit Nachweisen aus weniger als 4 - 5 Seen wurden ebenso gestrichen, wie Arten, deren wirkliche ökologische Bandbreite heute nicht mehr genau ermittelt werden kann.

Das trifft z.B. auf die im gesamten Holozän bis heute in Norddeutschland sehr verbreitete Art *Aulacoseira ambigua* zu, die z. B. in den letzten 8.000 Jahren und auch rezent ihre größte Entfaltung mit > 40 % Dominanz in den polytrophem polymiktischen Flusseen des Haveleinzugsgebietes (z.B. Schwielowsee) hatte und hat. In der ca. 20 m langen Sedimentkernsequenz des im Rahmen dieses Projektes untersuchten, von Natur aus nährstoffarmen Wittwesees bei Rheinsberg ist diese Art neben *Navicula vulpina* (!) die dominante Diatomee im Zeitraum 1000 BC bis 1000 AD und hatte während dieser Zeit *Cyclotella comensis* verdrängt. Da der Wittwese mit einem Einzugsgebiet von nur 1,5 km<sup>2</sup> in dem sich in den letzten 10000 Jahren auch nichts limnologisch relevantes verändert hat, hydrologisch und limnochemisch maximal verschieden vom Schwielowsee ist, kann das an rezenten Daten ermittelte Optimum der Art im hypertrophen Bereich nicht als gesichert gelten. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass ein oligotropher Klon dieser Art in einem der mesotrophen Seen Norddeutschlands überlebt hat und dann die Trophieindikation verzerrt. Zum Glück sind der Bearbeiterin weitere Fälle derart krasser Ausreißer im ökologischen Verhalten der Diatomeen nicht bekannt geworden. Die langjährigen Studien an vielen Sedimentkernen in norddeutschen Seen haben vielmehr ergeben, dass sich die heute bekannten ökologischen Ansprüche der übrigen Arten durch gleichsinnige Reaktionen ökologisch ähnlicher Arten auf limnologische Veränderungen in Seen zumindest im Zeitraum der letzten 13000 Jahre immer wieder bestätigen. Die in unserem Naturraum vorkommenden Diatomeenklone können daher mit der einen Ausnahme als synökologisch außerordentlich stabil eingemischt betrachtet werden. In anderen Naturräumen bedürfen sie aber der Überprüfung!

2. Die aus der CCA erhaltenen Optima und Toleranzen der 21 planktischen Arten des Eichdatensatzes mit hinreichend guter Datenlage in den 91 Eichgewässern und die zentrische (und damit zähltechnisch gut mit erfassbare) Litoralform *Cyclotella meneghiniana* wurden herangezogen, um einen provisorischen Trophieindex für alle 96 untersuchten Seen zu errechnen. Zur Vereinfachung wurden die Toleranzwerte der CCA entsprechend  $g = 1/t^2$  (TER BRAAK & VAN DAM 1992) in Gewichtungswerte  $g$  umgerechnet. Diese wurden für zwei stenöke Arten oligotropher Seen auf 4,0 reduziert, um diese Arten nicht überzubewerten. Für alle anderen Arten wurden die Gewichtungswerte auf eine Dezimale gerundet, um die Anwenderfreundlichkeit zu erhöhen. Der so ermittelte provisorische Trophieindex ("DI-PROV") reichte von -0,8 bis +0,8.



3. Der provisorische Index wurde entsprechend der Transformationsgleichung  $DI-PROF = 2,50 + 1,8 \cdot DI-PROV$  in eine Skala zwischen 1 und 4 umgerechnet. Der Mittelpunkt der CCA wurde also lediglich von 0,00 auf 2,50 verschoben, so dass ein durchschnittlicher mäßig eutropher See aus Norddeutschland einen Trophieindex von 2,50 erhält. Durch die Multiplikation mit 1,8 wurde eine Streckung des Wertebereichs von 1,6 auf 3 Skaleneinheiten erreicht. Der DI-PROF ist damit hinsichtlich seiner Skalierung mit dem LAWA-Trophieindex vergleichbar, jedoch nicht direkt auf diesen abgeglichen worden.
4. Die Trophieoptima der 22 Indikatorarten wurden entsprechend der Transformationsgleichung  $Optimum\ DI-PROF = 2,50 + 1,8 \cdot Optimum\ DI-PROV$  reskaliert, die aus der CCA abgeleiteten Gewichtungsfaktoren (1-4 mit einer Dezimale) blieben gleich.

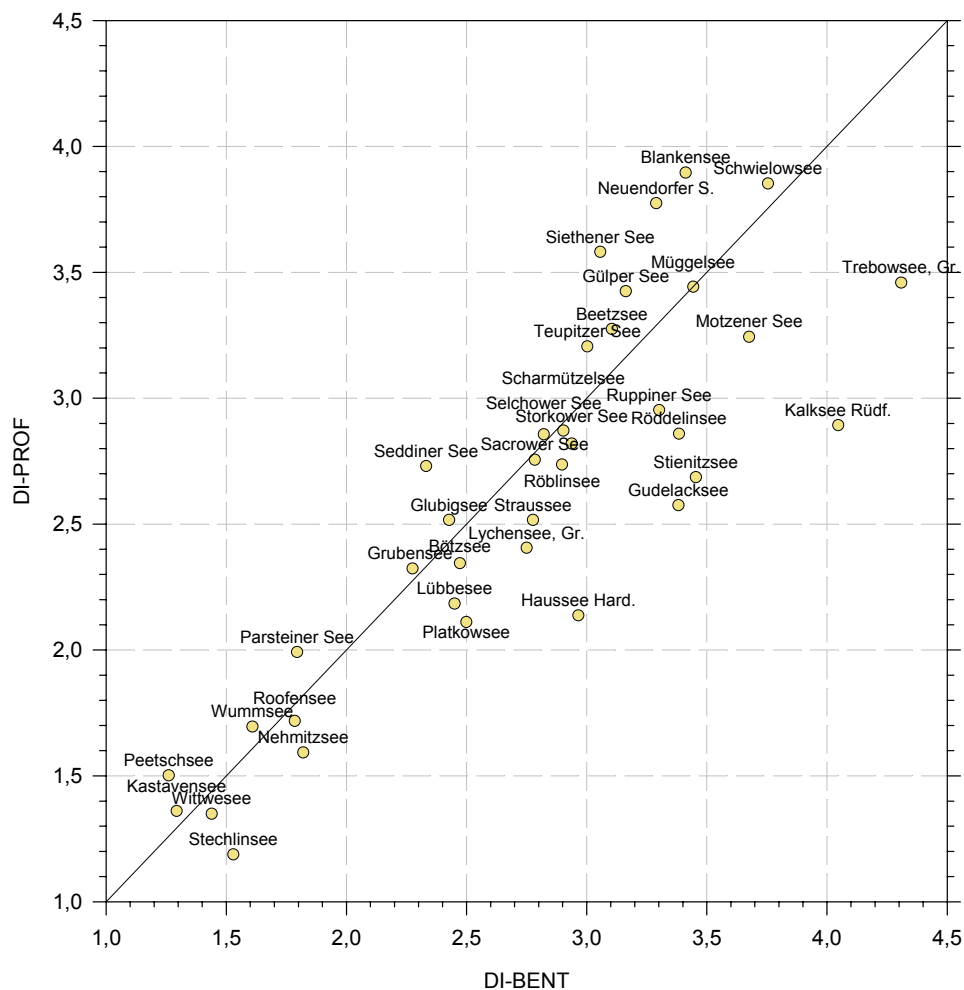
In der Tabelle 5.2.4 sind die Trophieoptima und Toleranzen der 22 Indikator taxa aufgeführt.

**Tab. 5.2.4: Trophieoptima und toleranzabhängige Gewichtungswerte für 22 Diatomeenarten des Phytoplanktons (Basis: Profundalproben), sowie für sechs Arten mit bislang noch ungenügender Datenbasis (Alphabetisch sortiert)**

Taxon	Trophieoptimum	Gewichtungswert
<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory) Hustedt	4,79	2,4
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	2,55	1,1
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	3,99	1,5
<i>Aulacoseira islandica</i> ssp. <i>helvetica</i> (O.Müller) Simonsen	3,15	1,0
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	3,40	1,0
<i>Aulacoseira subarctica</i> (O.Müller) Haworth	2,21	1,7
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	3,82	1,4
<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (Hohn & Hell.) Theriot, Stoermer & Håkansson	4,51	2,6
<i>Cyclotella comensis</i> Grunow	1,01	2,4
<i>Cyclotella distinguenda</i> var. <i>unipunctata</i> (Hustedt) Håkansson & Carter	1,19	1,3
<i>Cyclotella krammeri</i> Håkansson	1,24	2,5
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	4,57	1,7
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	1,83	1,9
<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	2,34	1,2
<i>Cyclotella schumannii</i> (Grunow) Håkansson	0,73	4,0
<i>Cyclotella tripartita</i> Håkansson	0,53	4,0
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	2,55	1,3
<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hustedt	2,44	1,4
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	3,73	1,5
<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Cleve & Möller	2,79	1,3
<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Håkansson & Hickel	3,16	1,4
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	1,24	3,2
<b>Arten mit ungenügender Datenbasis in rezenten Proben</b>		
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	(3,90)	(1,3)
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	(4,78)	(4,1)
<i>Cyclotella glomerata</i> Bachmann	(4,00)	((16,6))
<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt	(2,01)	(1,3)
<i>Diatoma tenuis</i> Agardh	(3,00)	(1,0)
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	(2,73)	(1,2)

### 5.3 Entwicklung des Trophieindex DI-BENT

Die Dominanz- und Toleranzwerte der benthischen Diatomeentaxa in den rezenten Profundalproben der 91 Eichgewässer wurden verwendet, um einen weiteren diatomeengestützten Index zur Bioindikation der Trophie abzuleiten. Methodisch wurde er analog dem DI-PROF aufgestellt. Die provisorischen Trophieindizes, die mit den provisorischen CCA-Species-Scores der benthischen Taxa allein errechnet wurden, wurden mit den Werten des DI-PROF für die gleichen Untersuchungs-gewässer kalibriert. Im statistischen Mittel ergeben sich für alle Seen gleiche Indexwerte, gleichwohl ob der DI-PROF oder der DI-BENT betrachtet wird. Im Einzelfall weichen die Ergebnisse für einen einzeln betrachteten See immer m.o.w. voneinander ab. Abbildung 5.2 vermittelt einen Eindruck über die Abweichungen beider Indizes voneinander für eine repräsentative Auswahl von 36 Seen > 50 ha im Haveleinzugsgebiet und im Parsteiner See. Die Wurzel des Mittelwertes der quadrierten Abweichungen beider Indizes voneinander beträgt 0,4469 Indizeinheiten. Die Wahrscheinlichkeit der Abweichung um 1,0 Skaleneinheiten ist damit kleiner als 1 %.



**Abb. 5.3: Streuung der diatomeenbasierten Trophieindizes DI-PROF und DI-BENT für jeweils dieselbe Probe aus 30 Seen > 50 ha im Haveleinzugsgebiet und den Parsteiner See**

Mit den beiden numerisch direkt vergleichbaren Indizes ist es möglich, nicht nur das Niveau der Nährstoffverfügbarkeit für das Phytoplankton und für das Phyto-benthos zu bestimmen, sondern die unterschiedliche Nährstoffverfügbarkeit im Freiwasser und im Litoral i.w.S. unmittelbar zu vergleichen. Für die Bestimmung des DI-BENT genügt es, wenn ca. 400 Diatomeenschalen der benthischen Formen ausgezählt werden.

Die Trophie-Optima und die Gewichtungswerte der verbreitetsten 205 benthischen Diatomeen Norddeutschlands sind in der Anlage 1 aufgelistet. Die Verrechnung erfolgt analog zum Trophieindex

nach HOFMANN (1999), mit dem Unterschied, dass die Wurzel der Dominanzwerte als Abundanzmaß verwendet wird.

#### 5.4 Entwicklung des Trophieindex DI-LIT

Die Dominanzwerte aller Diatomeentaxa in den rezenten Litoralproben der 81 Eichgewässer des Datensatzes von SCHÖNFELDER et al. (2002) wurden verwendet, um einen dritten diatomeengestützten Index zur Bioindikation der Trophie abzuleiten. Methodisch wurde er analog dem DI-PROF aufgestellt, d.h. wiederum wurde eine CCA durchgeführt mit TP und TN als alleinige Umweltvariablen. Die provisorischen Trophieindizes, die mit den provisorischen CCA-Species-Scores der benthischen Taxa allein errechnet wurden, wurden für den DI-PROF und den DI-LIT mit den  $\ln$  (TP+1)-Werten der jeweiligen, Untersuchungsgewässer korreliert. Auf der Grundlage dieser Regressionsgleichungen wurden die provisorischen Werte für den DI-LIT in die Werteskala des auf 1,0 – 4,0 skalierten DI-PROF umgerechnet.

Für die Untersuchungsgewässer ergeben sich im statistischen Mittel für alle Seen gleiche Indexwerte, gleichwohl ob der DI-PROF, der DI-BENT oder der DI-LIT betrachtet wird. Im Einzelfall weichen die Ergebnisse für einen einzelnen betrachteten See immer m.o.w. voneinander ab. Im Gegensatz zum DI-PROF, der für Proben aus der tiefsten Stelle kalibriert ist, die es im See nur einmal gibt, ist es sinnvoll, analog zur Anwendung des Trophieindex von HOFMANN (1999) den DI-LIT auf Litoralproben aus verschiedenen Uferabschnitten anzuwenden, um diese miteinander zu vergleichen.

Die Trophie-Optima und Gewichtungswerte der verbreitetsten 305 litoralen Diatomeen des Naturraums Berlin-Brandenburg sind in der Anlage 2 aufgelistet. Die Verrechnung erfolgt analog zum Trophieindex nach HOFMANN (1999), mit dem Unterschied, dass die Wurzel der Dominanzwerte als Abundanzmaß verwendet wird. Der DI-LIT wurde mit Diatomeenproben aus Gewässern des TP-Konzentrationsbereichs 6 – 1.600 µg/l aufgestellt. Er sollte demzufolge bis in den hypertrophen Bereich hinein differenzieren können.

Für die Bestimmung des DI-LIT wird empfohlen, ca. 800 Diatomeenschalen auszuzählen, um auch die selteneren Litoralformen zu erfassen. Insbesondere wird empfohlen, auch die "planktischen" Formen mit auszuzählen, deren Abundanz in "sauber" entnommenen Litoralproben durchaus mit der Nährstoffverfügbarkeit im See korreliert ist.

#### 5.5 Anwendung der Indizes DI-PROF, DI-BENT und DI-LIT auf Untersuchungs-gewässer des Havelgebietes

Die mit Diatomeen abgeleiteten Trophieindizes DI-PROF, DI-BENT und DI-LIT liegen entsprechend der gewählten Skalierung im Wesentlichen im Wertebereich zwischen 1 und 4. Einige Seen erreichen für den DI-BENT und den DI-LIT Werte über 4,0. Das deutet auf eine besonders hohe Nährstoffverfügbarkeit am Gewässergrund bzw. im Litoral hin. In der Tabelle 5.5 sind zur Veranschaulichung die Ergebnisse der drei Indizes für ausgewählte Eichgewässer im Naturraum Berlin-Brandenburg angegeben.

**Tab. 5.5:** *Vergleich der Ergebnisse der Berechnungen der drei für die Bioindikation des Trophiegrades mit Diatomeen entwickelten Indizes für ausgewählte Seen im Naturraum Berlin-Brandenburg, sortiert nach aufsteigender Größe des Mittelwertes. Die Proben wurden in den Jahren 1994 bis 2002 gesammelt und repräsentieren vielfach nicht den Zustand der Seen im Jahr 2004*

Seenname	DI-PROF	DI-BENT	DI-LIT	Mittel
Großer Krukowsee			1,047	1,047
Kleiner Tiefgrundsee			1,183	1,183
Kelpinsee bei Ringenwalde			1,231	1,231
Kleine Göhlenze	1,276	1,073	1,356	1,235

Seename	DI-PROF	DI-BENT	DI-LIT	Mittel
Östlicher Großer Glietzensee			1,272	1,272
Zerwelinsee	1,010	1,553	1,341	1,301
Fauler See nw Küstrinchen	1,339	1,199	1,404	1,314
Kastavensee	1,360	1,293		1,327
Große Göhlenze	1,664	1,192	1,255	1,370
Milasee, Großer	1,374	1,445	1,344	1,387
Giesenschlagsee, Südlicher	1,603	1,119	1,443	1,388
Milasee, Kleiner	1,276	1,308	1,627	1,404
Luchsee bei Krausnick	1,299	1,294	1,804	1,465
Peetschsee	1,502	1,261	1,726	1,496
Schibingsee	1,327	1,648	1,545	1,507
Stechlinsee	1,188	1,529	1,820	1,512
Giesenschlagsee, Mittlerer	1,564	1,509		1,537
Tiefer See nw Küstrinchen	1,596	1,609	1,414	1,540
Gollinsee, Großer	1,700	1,525		1,613
Wittwesee	1,349	1,440	2,094	1,627
Stoitzsee	1,277	1,369	2,288	1,645
Nehmitzsee	1,593	1,820		1,706
Wummsee, Großer	1,695	1,609	1,889	1,731
Rarangsee, Westlicher	1,488	1,513	2,205	1,735
Kronsee, Kleiner	1,602	1,523	2,094	1,740
Roofensee	1,718	1,785		1,751
Giesenschlagsee, Nördlicher	1,815	1,766	1,716	1,766
Roßkardtsee	1,904	1,811		1,858
Kronsee, Großer	1,961	1,813		1,887
Vätersee, Großer	1,951	1,490	2,271	1,904
Karbuschsee	1,961	1,849		1,905
Krüselinsee			1,935	1,935
Pätschsee	1,882	2,000		1,941
Rochowsee	2,020	1,906		1,963
Krinertsee, Kleiner	2,040	1,837	2,035	1,970
Lützlöwer See	2,014	2,061	2,244	2,107
Möschensee	2,298	2,112		2,205
Schermützelsee	1,850	2,662		2,256
Karinchensee	3,105	1,535	2,212	2,284
Parsteiner See, Hauptbecken	1,992	1,795	3,128	2,305
Tiefer See oder Grubensee	2,324	2,275	2,382	2,327
Plessower See, Kleiner	2,236	2,096	2,724	2,352
Godnasee	2,459	2,247	2,395	2,367
Bötzsee	2,344	2,473		2,408
Lienewitzsee, Großer	2,630	2,189		2,410
Lübbesee	2,184	2,450	2,643	2,426
Pichersee	2,675	2,177		2,426
Lienewitzsee, Kleiner	2,636	2,217		2,426
Krinertsee, Großer	2,231	2,239	2,886	2,452
Glubigsee, Großer	2,517	2,428		2,472

Seename	DI-PROF	DI-BENT	DI-LIT	Mittel
Karpensee, Großer	2,255	2,258	2,929	2,481
Werbellinsee bei Altenhof	2,248	2,329	3,008	2,528
Seddiner See, Großer	2,730	2,332		2,531
Dagowsee	2,388	2,495	2,734	2,539
Lychensee, Großer	2,406	2,750		2,578
Platkowsee	2,111	2,499	3,197	2,602
Bukowsee, Großer	2,305	2,352	3,179	2,612
Straussee	2,516	2,776		2,646
Hardenbecker Haussee	2,137	2,965	3,039	2,714
Baberowsee	2,052	3,037	3,060	2,716
Tornower See bei Tornow	2,780	2,752		2,766
Unteruckersee	2,464	3,074		2,769
Sacrower See	2,756	2,784		2,770
Röblinsee	2,736	2,897		2,817
Selchower See	2,857	2,821		2,839
Storkower See	2,819	2,938		2,879
Gudelacksee	2,575	3,381		2,978
Treppensee, Gr.	3,395	2,800		3,098
Teupitzer See	3,205	3,002		3,104
Röddelinsee	2,859	3,384		3,121
Ruppiner See	2,953	3,301		3,127
Wolziger See bei Wünsdorf	3,606	2,671		3,138
Kähnsdorfer See	3,515	2,766		3,140
Scharmützelsee	2,871	2,903	3,686	3,153
Grimnitzsee	3,276	2,646	3,547	3,156
Stienitzsee	2,686	3,454	3,736	3,292
Gülper See	3,425	3,162		3,294
Siethener See	3,581	3,056		3,319
Motzener See	3,244	3,676		3,460
Heiliger See in Potsdam	3,136	3,789		3,463
Kalksee Rüdersdorf	2,893	4,046	3,547	3,495
Beetzsee bei Radewege	3,275	3,105	4,152	3,510
Müggelsee	3,442	3,443	4,028	3,638
Blankensee / Nieplitz	3,896	3,412		3,654
Neuendorfer See / Spree	3,774	3,289	4,319	3,794
Schwielowsee	3,853	3,754		3,804
Trebowsee	3,459	4,309		3,884
Bornstedter See in Potsdam			5,463	5,463
Dorfsee bei Hohengüstow			5,893	5,893

## 5.6 Ansätze zur Interpretation der Diatomeenindizes und Ableitung von Trophie- klassen

Die neuen Trophieindizes DI-PROF, DI-BENT und DI-LIT basieren auf der Konkurrenz der Diatomeen der Teillebensräume eines Sees um die Verfügbarkeit der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff. Sie sind im relativ weit gefassten Bereich 9 – 300 µg/l TP (und wahrscheinlich auch noch über diese

Grenzen hinaus) linear proportional zum Logarithmus der TP-Konzentration im Wasser der jeweiligen Lebensbezirke und somit für die Indikation des Trophiezustands der meisten Seen in Norddeutschland geeignet. Sie können nach dem erfolgreich verlaufenen Test (Abschnitt 5.5) für die Ermittlung des Trophiestatus auch von extrem basenarmen, neutralen und sauren glazialen kleinen Seen der Ökoregion 14 eingesetzt werden. In diesen kleinen Seen ist die P-Verfügbarkeit auch aufgrund der hohen DOC-Konzentrationen limitiert.

Die Diatomeenindizes können, ähnlich wie der LAWA-Trophieindex für Seen, Trophiestufen zugeordnet werden. Wegen des engen, aber nicht ausschließlichen Bezugs auf die TP-Konzentration können die Grenzen dieser Trophiestufen in TP-Konzentrationen umgerechnet werden. Für diese Umrechnung ist folgende Transferfunktion anzuwenden:

$$\ln(TP+1) = (DI + 0,8062) / 0,8832$$

Die Ergebnisse einzelner Indizes für einen ausgewählten See können dabei von der Trophie-Klassifikation nach LAWA um bis zu zwei Klassen abweichen, denn sie reflektieren maßgeblich die Nährstoffverfügbarkeit, weniger die Biomasse im Freiwasser.

In der Tabelle 5.6 wird ein Vorschlag für eine Klassifikation des Trophiezustands von Seen anhand der drei Diatomeenindizes vorgestellt.

**Tab. 5.6: Auf der Indikation der Reste von Planktondiatomeen im Profundalschlamm basierende Trophieklassifikation für norddeutsche Seen**

Kürzel	Name der Trophieklasse	Wertebereich der Diatomeenindizes DI-PROF, DI-BENT und DI-LIT	Bereich der Gesamtphosphorkonzentration [µg/l]
o	oligotroph	< 1,250	4,8 ... 9,3
m1	schwach mesotroph	1,250 – 1,749	9,3 ... 17
m2	stark mesotroph	1,750 – 2,249	17 ... 30
e1	eutroph	2,250 – 2,749	31 ... 55
e2	hoch eutroph	2,750 – 3,249	56 ... 97
p1	polytroph	3,250 – 3,749	98 ... 172
p2	hoch polytroph	3,750 – 4,249	173 ... 305
h1	hypertroph	4,250 – 4,749	306 ... 538
h2	stark hypertroph	4,750 – 5,249	539 ... 949
h3	extrem hypertroph	> 5,250	> 949

## 5.7 Ableitung der typspezifischen Referenzbedingungen

Für die Referenzgewässer aus dem Land Brandenburg und für die fossilen Proben aus dem Blankensee, dem Stolpsee und dem Breitlingsee wurde untersucht, welche natürliche Obergrenze die Diatomeenindizes aufweisen.

Zusätzlich wurden die Diatomeenindizes rezenter Referenzgewässer verschiedenen Typs ermittelt.

Die Tabelle 5.7 gibt die Ergebnisse über die Referenzzustände der Indizes getrennt für einzelne Subtypen wieder.

**Tab. 5.7: Typspezifische Referenzwerte für die Diatomeen-Indizes DI-LIT und DI-BENT in Seen des Haveleinzugsgebiets, abgeleitet aus Diatomeenresten im Seesediment für Zeiträume ohne menschliche Beeinflussung und aus Daten zur aktuellen Diatomeenbesiedlung in Referenzgewässern. Der DI-PROF ist für Seen des Typs 12 und der Subtypen 10d-g sowie 11c-d derzeit nicht zu bewerten.**

Schichtungstyp	Volumen-quotient	retentions-wirksame Seen vorgelagert	Grundtyp nach Mathes et al. (2002)	diatomeen-ökologischer Subtyp	Referenzgewässer * = fossile Seen mit Zeitangabe in Klammern wahrscheinliche Referenzgewässer	Indexzuweisung für die ökologischen Qualitätsstufen				
						"sehr gut" (= Referenz-zustand)	"gut"	"mäßig"	"unbe-friedigend"	"schlecht"
geschichtet	< 1,5	nein	13	13	Kastavensee, Peetschsee	< 1,75	1,75 ... 2,24	2,25 ... 2,74	2,75 ... 3,24	> 3,24
geschichtet	> 1,5 ... 5	nein	10	10a	Roofensee, Lübbese, (Twernsee),	< 1,75	1,75 ... 2,24	2,25 ... 2,74	2,75 ... 3,24	> 3,24
geschichtet	> 5 ... 15	ja	10	10b	(Küstrinsee )	< 2,25	2,25 ... 2,74	2,75 ... 3,24	3,25 ... 3,74	> 3,74
geschichtet	> 5 ... 15	nein	10	10c		< 2,50	2,50 ... 2,99	3,00 ... 3,49	3,50 ... 3,99	> 3,99
geschichtet	> 15 ... 50	ja	10	10d	*Stolpsee (vor 900 AD), Bötze	< 2,50	2,50 ... 2,99	3,00 ... 3,49	3,50 ... 3,99	> 3,99
geschichtet	> 15 ... 50	nein	10	10e	*Blankensee (vor 5500 BC)	< 2,75	2,75 ... 3,24	3,25 ... 3,74	3,75 ... 4,24	> 4,24
geschichtet	> 50	ja	10	10f	*Breitlingsee (8000-2500 BC)	< 2,75	2,75 ... 3,24	3,25 ... 3,74	3,75 ... 4,24	> 4,24
geschichtet	> 50	nein	10	10g	*Breitlingsee (2500-500 BC)	< 3,00	3,00 ... 3,49	3,50 ... 3,99	4,00 ... 4,49	> 4,49
ungeschichtet	< 1,5	nein	14	14	Großer Tietzensee	< 1,75	1,75 ... 2,24	2,25 ... 2,74	2,75 ... 3,24	> 3,24
ungeschichtet	> 1,5 ... 5	nein	11	11a	Briesener See, Platkowsee	< 2,25	2,25 ... 2,74	2,75 ... 3,24	3,25 ... 3,74	> 3,74
ungeschichtet	> 5 ... 15	nein	11	11b	Plagesee, Felchowsee (FG Oder)	< 2,50	2,50 ... 2,99	3,00 ... 3,49	3,50 ... 3,99	> 3,99
ungeschichtet	> 15	ja	11	11c	Schlabornsee, Oberpfuhl	< 2,75	2,75 ... 3,24	3,25 ... 3,74	3,75 ... 4,24	> 4,24
ungeschichtet	> 15	nein	11	11d	*Blankensee (vor 1200 AD), Möllensee	< 2,75	2,75 ... 3,24	3,25 ... 3,74	3,75 ... 4,24	> 4,24
ungeschichtet	> 150	ja	12	12a	Röblinsee, Bützsee	< 2,75	2,75 ... 3,24	3,25 ... 3,74	3,75 ... 4,24	> 4,24
ungeschichtet	> 150	nein	12	12b	*Blankensee (1200-1900 AD) *Breitlingsee (1200-1900 AD)	< 3,25	3,25 ... 3,74	3,75 ... 4,24	4,25 ... 4,74	> 4,74

## 5.8 Ausblick für die Anwendung der neuen Diatomeenindizes

Die Entnahme des oberen Zentimeters frischen Schlamm von der tiefsten Stelle bzw. bei Flachseen zweckmäßigerweise aus der Seemitte hat für die Analyse und Bewertung des rezenten Zustands von Seen mittels Diatomeenanalyse große Vorteile:

1. Die oft vergebliche Suche nach Steinen als "standardisierte Aufwuchsträger", die in den meisten eutrophen flachen Seen im Land Brandenburg nur ausnahmsweise natürlich im Litoral liegen, kann entfallen. Die Ergebnisse aus verschiedenen Seen werden damit besser vergleichbar.
2. Die Zusammensetzung der Algenschalen im "Profundal"-Schlamm entspricht immer einem über die unterschiedlichsten Mikrohabitate des Sees flächenmäßig gewogenen Mittelwert. Verschiebungen der Häufigkeit einzelner Mikrohabitate als Ausdruck sich verändernder Umweltbedingungen werden damit immer in biozönotischen Reaktionen abgebildet und zwar wiederum flächenmäßig so gewichtet, wie sie im See eingetreten sind.
3. Die Probenahme kann an der selben Stelle, wie die Planktonbeprobung erfolgen. Das führt zu logistischer Vereinfachung.
4. Die aktuelle Besiedlung eines Sees kann direkt mit derjenigen jeder beliebigen Zeit der letzten Jahrtausende verglichen werden.

Die aufwändige Präparationstechnik als Voraussetzung für die Bestimmung der Arten ist allerdings die gleiche wie bei Litoralproben.

Problematisch bleibt die Bewertung des DI-PROF in Seen mit Volumenquotienten  $> 15$ . In Seen der Subtypen 10d – g sowie 11c – d neigt der DI-PROF schon im hoch eutrophen Bereich bei Massentwicklung von *Aulacoseira granulata* zur Übersteuerung und reagiert andererseits in solchen Seen gegenüber anthropogener Polytrophy nicht sensibel genug. Eine künftige Verbesserung der Indikationsmöglichkeiten mit Planktondiatomeen kann nur durch eine Erweiterung des rezenten Eichdatensatzes mit dem Ziel der genaueren Quantifizierung der autökologischen Ansprüche erreicht werden.

Die Ermittlung des Litoralindex ergibt räumlich konkrete Aussagen über die Nährstoffbelastung verschiedener Uferabschnitte. Sie wird den DI-BENT z.B. beim Biomonitoring zu Ermittlungszwecken maßgeblich unterstützen können.



## 6 Danksagung

Für die Übertragung der interessanten Forschungsaufgabe, die kollegiale Unterstützung in allen organisatorischen Fragen und die fachlichen Impulse danke ich Herrn Dr. EBERHARD ROHDE (Landesumweltamt Brandenburg, heute Landeslabor Brandenburg) und Herrn PD Dr. WERNER KRATZ (Landesumweltamt Brandenburg).

Für die professionelle Erbohrung der Sedimentkerne möchte ich mich bei Herrn Prof. JÖRG F. W. NEGENDANK und Frau Dr. JANINA BAIER (Geoforschungszentrum Potsdam e.V.) herzlich bedanken. Herr Dr. habil. LOTHAR KALBE, Stücken, trug mit seiner Geländeerfahrung wesentlich zum Erfolg der Bohraktion Blankensee bei.

Dem Interesse und fachlichen Engagement der Pollenspezialistinnen Frau Dr. SUSANNE JAHNS (Brandenburgisches Landesamt für Denkmalpflege und Archäologisches Landesmuseum, Wünsdorf) und Frau Dr. JAQUELINE STRAHL (Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg, Kleinmachnow) verdanke ich die Pollenanalysen der holozänen und weichselspäteiszeitlichen Seesedimente. Ihre Einsatzbereitschaft von der gemeinsamen Probenahme bis zur Interpretation der Ergebnisse, insbesondere der Abgrenzung anthropogen gering beeinflusster Zeitepochen, war ein großer Gewinn für das Projekt – vielen Dank!!

Ohne präzise aktuelle limnochemische Messwerte hätten die umfangreichen Eichdatensätze für die quantitativen paläolimnologischen Untersuchungen im Einzugsgebiet der Havel nicht erarbeitet werden können. Mein Dank gilt daher dem Landesumweltamt Brandenburg, weiter dem Seenprojekt Brandenburg e.V. in Seddin unter Leitung von Herrn Prof. OLAF MIETZ und Herrn Dipl. Geogr. JENS MEISEL, und nicht zuletzt den Chemielaboratorien des IGB in Berlin und Neuglobsow unter Leitung von Herrn Dr. JÖRG GELBRECHT und Herrn Prof. RAINER KOSCHEL. Allen beteiligten Chemikern und Laborleitern, namentlich besonders Frau Dipl.-Chem. ELFI HUTH (IaG Seddin), Frau Dr. ELKE ZWIRNMANN (IGB) und Herrn Dr. EBERHARD ROHDE (Landeslabor Brandenburg) sei hier meine größte Anerkennung ausgesprochen.

Dem Umweltministerium, insbesondere dem Referat 72, namentlich Herrn Dipl.-Biol. JEAN HENKER, sowie der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, namentlich Herrn MATTHIAS REHFELD-KLEIN, muss an dieser Stelle für die Finanzierung einiger Voruntersuchungen und Probenahmen an Gewässern im Land Brandenburg und in Berlin herzlich gedankt werden. Herr GERNOT WALTER (IaG Seddin) sammelte im Auftrag des Umweltministeriums des Landes Brandenburg mit großem körperlichen Einsatz und größter Zuverlässigkeit die Mehrzahl der Proben aus dem Profundal der Seen in Brandenburg.

Dem Direktor des IGB, Herrn Prof. CHRISTIAN E. W. STEINBERG möchte ich für seine ständige Unterstützung bei der Erforschung der Autökologie der Diatomeen und das dafür am Müggelseedamm geschaffene ideale Arbeitsumfeld danken.

Meinem Mann Jörg danke ich sehr herzlich für das Lektorat dieses Berichts und die limnologische Diskussion.

## 7 Literatur

- BAIER, J. (2003): Diatomeen als Indikatoren für Umwelt- und Klimaänderungen – Eine mittel- bis spät-holozäne Studie am Holzmaar, Westeifel. Dissertation, Universität Potsdam, Scientific Technical Report STR03/03, 1-181.
- BATTARBEE, R. W. (1986): Diatom analysis. In: BERGLUND, B. E. (ed.): Handbook of holocene palaeoecology and palaeohydrology, John Wiley & Sons, Chichester, New York, Toronto, Singapore, 527-569.
- BIRKS, H. J. B., LINE, J. M., JUGGINS, S., STEVENSON, A. C. & TER BRAAK, C. J. F. (1990): Diatoms and pH reconstruction. Phil. Trans. R. Soc. Lond., B 327, 263-278.
- BRANDE, A. (1978/79): Die Pollenanalyse im Dienste der landschaftsgeschichtlichen Erforschung Berlins. Berliner Naturschutzblätter 22/23: 435-443, 469-475.
- DREßLER, M. (2001): Diatomeenuntersuchungen zur Rekonstruktion der Trophieentwicklung des Dudinghausener Sees seit dem Subboreal. Diplomarbeit, Fachbereich für Biowissenschaften der Universität Rostock, 1-112.
- EFRON, B. (1982): The jackknife, the bootstrap, and other resampling plans. SIAM NSF-CBMS Monograph 38, 1-92.
- EUROPEAN UNION (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. PE-CONS 3639/1/00, REV 1, ENV 221, CODEC 513, pp. 1-152.
- FIRBAS, F. (1949): Spät- und nacheiszeitliche Vegetationsgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Allgemeine Waldgeschichte I. Gustav Fischer, Jena, 1-256.
- HALL, R. I. & SMOL, J. P. (1992): A weighted-averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. Freshwater Biology, 27, 417-434.
- HOFMANN, G. (1994): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica* 30, J. Cramer, Berlin, Stuttgart, 241pp.
- HOFMANN, G. (1999): Trophiebewertung von Seen anhand von Aufwuchsdiatomeen. In: Tümping, W. von & Friedrich, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung 2, 319-333.
- HÜRLIMANN, J. (1998): Entwicklung des Gesamtphosphors im Wilersee – Rekonstruktion seit der Jahrhundertwende mittels im Sediment eingelagerten Kieselalgen. Studie im Auftrag der Baudirektion des Kantons Zug, Amt für Umweltschutz, 1-42.
- JAHN, R. & GEIßLER, U. (1993): Zur Bedeutung von Proben-Sammlungen mikroskopischer Organismen anhand von Diatomeen-Beispielen. Festschrift Prof. W. Krutzsch, Museum für Naturkunde Berlin, 19-26.
- JEPPESEN, E., JENSEN J. P., AMSINCK, S. L. & JOHANSSON, L. S. (2001): Paleoecological methods as tools in assessing the near-pristine state of lakes. TemaNord 563, 45-49.
- KOLBE, R. W. (1927): Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasserdiatomeen. Die Kieselalgen des Sperenberger Salzgebietes. Pflanzenforschung, 7, 1-146.
- KRAMMER, K. (1992): Pinnularia. Eine Monographie der europäischen Taxa. *Bibliotheca Diatomologica* 26, J. Cramer / Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 1-278.
- KRAMMER, K. (1997 a): Die cymbelloiden Diatomeen . Teil 1: Allgemeines und Encyonema. *Bibliotheca Diatomologica*, 36, Verlag J. Cramer (Gebrüder Borntraeger), Berlin, Stuttgart, 1-382.
- KRAMMER, K. (1997 b): Die cymbelloiden Diatomeen . Teil 2: Encyonopsis und Cymbellopsis. Allgemeines und Encyonema. *Bibliotheca Diatomologica*, 37, Verlag J. Cramer (Gebrüder Borntraeger), Berlin, Stuttgart, 1-469.
- KRAMMER, K. (2000): The genus Pinnularia. In: LANGE-BERTALOT (Ed.): Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and comparable habitats. Volume 1, A.R.G. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft, FL 9491 Ruggell, 1-703.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986-1991): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae. 2/1: Naviculaceae, 1-876; 2/2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae, 1-596; 2/3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, 1-576; 2/4: Achnanthaceae, 1-437; Gustav Fischer, Stuttgart.
- LANGE-BERTALOT, H. (1993): 85 neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa. *Bibliotheca Diatomologica*, 27, J. Cramer / Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 1-456.
- LANGE-BERTALOT (2001): Navicula sensu stricto. 10 genera separated from Navicula sensu lato. Frustulia. In: LANGE-BERTALOT (Ed.): Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Volume 2, A.R.G. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft, FL 9491 Ruggell, 1-526.

- LANGE-BERTALOT, H. & KRAMMER, K. (1989): *Achnanthes* - eine Monographie der Gattung. *Bibliotheca Diatomologica*, 18, J. Cramer, Berlin, Stuttgart, 1-393.
- LANGE-BERTALOT, H. & METZELTIN, D. (1996): Indikatoren der Oligotrophie. *Iconographia Diatomologica* 2, Koeltz Scientific Books Koenigstein, 1-390.
- LANGE-BERTALOT, H. & MOSER, G. (1994): *Brachysira*. *Bibliotheca Diatomologica*, 29, J. Cramer, Berlin, Stuttgart, 1-212.
- LOTTER, A., BIRKS, H. J. B., HOFMANN, W. & MARCHETTO, A. (1998): Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps.II. Nutrients. *Journal of Paleolimnology*, 19, 443-463.
- MATHES, J., PLAMBECK, G. & SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km<sup>2</sup> zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: DENEKE, R. & NIXDORF, B. (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite, BTUC-AR 5/2002, ISSN 1434-6834.
- MISCHKE, U., NIXDORF, B., HOFFMANN, A., HILT, S., VARLEMANN, R., ORENDT, C., HOEHN, E., SCHÖNFELDER, I., BRANDE, A., SCHINDLER, C., JAHNS, S., RÜCKER, J. & VIEHBERG, F. (2003): Untersuchungen zu Leitbild-Biozönosen in Gewässern des Landes Brandenburg anhand der Merkmalskomponente Phytoplankton. Teilprojekt 3: Paläolimnologische Untersuchungen in brandenburgischen Flachseen zur Ableitung eines Leitbildes. Studie im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz Brandenburg, unveröff., 1-141.
- MÜLLER, L., DANNOWSKI, R., SCHINDLER, U., EULENSTEIN, F. & MEISSNER, R. (1996): Gebietsabflüsse aus Agrarlandschaften Nordost- und Mitteldeutschlands. *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 40, 345-362.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD 1982): *Eutrophication of waters - monitoring, assessment and control*. Paris, 1-155.
- PITSCH, T. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). Technische Universität Berlin, Landschaftsentwicklung und Umweltforschung Sonderheft S 8, 1-316.
- REICHARDT, E. (1995): Die Diatomeen (Bacillariophyceae) in Ehrenbergs Material von Cayenne, Guyana Gallica (1843). *Iconographia Diatomologica*, 1, Koeltz Scientific Books, Königstein, 1-107.
- REICHARDT, E. (1999): Zur Revision der Gattung *Gomphonema*. *Iconographia Diatomologica*, 8, A.R.G. Gantner Verlag, Rugell, 1-203.
- SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, U., SCHRANZ, C., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., STELZER, D. & HOFMANN, G. 2004. Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1-46.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (in prep.) Praxistest Makrophyten und Phytobenthos. Studie im Auftrag der LAWA.
- SCHMEDTJE, U., SOMMERHÄUSER, M., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HAASE, P., & HERING, D. (2001): "Top-Down"-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001, 147-151.
- SCHÖNFELDER, I. (1997): Eine Phosphor-Diatomeen-Relation für alkalische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auensedimenten der unteren Havel. *Diss. Bot.* 283, 1-148.
- SCHÖNFELDER, I. (1998): Paläolimnologische Untersuchungen fluvialer Sedimente der Spree. Abschlussbericht zum DFG-Projekt (II C5 –Ste 673/4-1), unveröff., 1-35.
- SCHÖNFELDER, I. (2000 a): Indikation der Gewässerbeschaffenheit durch Diatomeen. *Handbuch Angewandte Limnologie*. Ecomed-Verlag, 9. Ergänzungslieferung. 1-61.
- SCHÖNFELDER, I. (2000 b): Langzeitveränderungen der Nährstoffbelastung und des trophischen Zustands Berliner Gewässer. Diatomeenanalytische Untersuchungen an der Spree/Gosener Wiesen und der Havel/Jungfersee. Studie im Auftrag der Senatverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie Berlin, 1-48.
- SCHÖNFELDER, I. (2001): Autökologie der Kieselalgen des Planktons in Seen (Profundal-Datensatz) im Berlin-Brandenburger Raum. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie Berlin, 1-25 + Anhang.
- SCHÖNFELDER, I. (2004): Anwendung und Validierung von Indizes zur Bewertung von Seen gemäß

- EU-Wasserrahmenrichtlinie auf der Basis von Kieselalgen aus dem Profundal Schleswig-Holsteinischer Seen. Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 1-35 + Anhang.
- SCHÖNFELDER, I., GELBRECHT, J., SCHÖNFELDER, J., STEINBERG, C. E. W. (2002): Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *J. Phycol.* 38, 66-82.
- SCHÖNFELDER, I. & STEINBERG, C. E. W. (2004): How did the nutrient concentrations change in northeastern German lowland rivers during the last four millennia? A paleolimnological study from floodplain sediments. *Stud. Quaternaria* (in press).
- SOMMERHÄUSER, M. & SCHUHMACHER, H. (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. Typologie - Bewertung - Management - Atlas für die limnologische Praxis. Ecomed, 1-288.
- STRAHL, J. (2004): Zwischenbericht zur pollenanalytischen Untersuchung der weichselspätglazialen Ablagerungen der Bohrungen STO C Stolpsee, WIT E Wittwesees und BRE D Breitlingsee, Land Brandenburg. Studie des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg, unveröff., 1-6.
- TER BRAAK, C. J. F. & VAN DAM, H. (1989): Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia*, 178, 209-223.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1979): Das Nährstoffkonzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozeß stehender Gewässer und Talsperren. *Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung* 12, 46-56.
- WUNSAM, S. & SCHMIDT, R. (1995): A diatom-phosphorus transfer function for Alpine and pre-alpine lakes. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 53, 85-99.
- WUNSAM, S., SCHMIDT, R. & KLEE, R. (1995): *Cyclotella*-taxa (Bacillariophyceae) in lakes of the Alpine region and their relationship to environmental variables. *Aquatic Sciences*, 57, 360-386.

## 8 Anhang

- Anlage 1: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen im Profundalschlamm
- Anlage 2: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen in gepoolten Litoralproben
- Anlage 3: Dominanzwerte der Diatomeen des Usinger-Langkerns WIT aus dem Wittwesees (Brandenburg)
- Anlage 4: Dominanzwerte der Diatomeen des Usinger-Langkerns STO aus dem Stolpsee (Brandenburg)
- Anlage 5: Dominanzwerte der Diatomeen des Gefrierkerns und des Usinger-Langkerns BLA aus dem Blankensee (Brandenburg)
- Anlage 6: Dominanzwerte der Diatomeen des Usinger-Langkerns BREI aus dem Breitlingsee (Brandenburg)

**Anlage 1: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen im Profundalschlamm**

<b>Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen im Profundalschlamm</b>			
<b>PLANKTON</b>	<b>TAXON</b>	<b>TO-PROF</b>	<b>G-PROF</b>
P	<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory) Hustedt	4,79	2,4
P	<i>Asterionella formosa</i> Hassall	2,55	1,1
P	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen s.l.	3,99	1,5
P	<i>Aulacoseira islandica</i> (O. Müller) Simonsen	3,15	1,0
P	<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	3,40	1,0
P	<i>Aulacoseira subarctica</i> (O. Müller) Haworth	2,21	1,7
P	<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	3,82	1,4
P	<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (Hohn & Hell.) Theriot, Stoermer & Hak.	4,51	2,6
P	<i>Cyclotella comensis</i> Grunow	1,01	2,4
P	<i>Cyclotella distinguenda</i> var. <i>unipunctata</i> (Hustedt) Hak. & Carter	1,19	1,3
P	<i>Cyclotella krammeri</i> Hakansson	1,24	2,5
P	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	4,57	1,7
P	<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	1,83	1,9
P	<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	2,34	1,2
P	<i>Cyclotella schumannii</i> (Grunow) Hakansson	0,73	4,0
P	<i>Cyclotella tripartita</i> Hakansson	0,53	4,0
P	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	2,55	1,3
P	<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hustedt	2,44	1,4
P	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	3,73	1,5
P	<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Cleve & Möller	2,79	1,3
P	<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Hakansson & Hickel	3,16	1,4
P	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	1,24	3,2
(P)	<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	3,90	0,0
(P)	<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	4,78	0,0
(P)	<i>Cyclotella glomerata</i> (Bachmann)	4,00	0,0
(P)	<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt	2,01	0,0
(P)	<i>Diatoma tenuis</i> Agardh	3,00	0,0
(P)	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	2,73	0,0
	<i>Achnanthes bioretii</i> Germain	2,69	1,2
	<i>Achnanthes clevei</i> Grunow var. <i>clevei</i>	2,61	1,0
	<i>Achnanthes clevei</i> var. <i>bottnica</i> Cleve	3,55	2,3
	<i>Achnanthes conspicua</i> A. Mayer	2,11	1,3
	<i>Achnanthes delicatula</i> (Kützing) Grunow ssp. <i>delicatula</i>	5,87	1,4
	<i>Achnanthes exigua</i> Grunow var. <i>exigua</i>	1,83	1,3
	<i>Achnanthes flexella</i> (Kützing) Brun var. <i>flexella</i>	0,47	5,0
	<i>Achnanthes holsatica</i> Hustedt	1,56	2,0
	<i>Achnanthes hungarica</i> (Grunow) Grunow	1,36	1,0
	<i>Achnanthes joursacense</i> Heribaud	3,05	1,1
	<i>Achnanthes kolbei</i> Hustedt	4,32	1,1
	<i>Achnanthes laevis</i> Oestrup var. <i>laevis</i>	1,32	1,5
	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot	2,75	1,0
	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i> (Oestrup) Lange-Bertalot	2,55	1,1
	<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow ssp. <i>lanceolata</i>	6,48	0,9
	<i>Achnanthes lauenburgiana</i> Hustedt	3,35	4,0
	<i>Achnanthes minuscula</i> Hustedt	4,99	2,6
	<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing var. <i>minutissima</i>	1,59	1,2
	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>affinis</i> (Grunow) Lange-Bertalot	1,38	1,1
	<i>Achnanthes minutissima</i> var. "langschalig u. kopfig"	0,75	3,8
	<i>Achnanthes minutissima</i> var. "langschalig u. schmal"	0,92	2,3
	<i>Achnanthes ploenensis</i> Hustedt	7,55	1,2
	<i>Achnanthes pusilla</i> (Grunow) De Toni	0,66	4,0
	<i>Achnanthes rosenstockii</i> Lange-Bertalot	0,50	5,0

**Anlage 1: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen im Profundalschlamm**

<b>PLANKTON</b>	<b>TAXON</b>	<b>TO-PROF</b>	<b>G-PROF</b>
	<i>Achnanthes straubiana</i> Lange-Bertalot	<b>0,55</b>	<b>4,0</b>
	<i>Achnanthes zieglerei</i> Lange-Bertalot	<b>1,08</b>	<b>2,3</b>
	<i>Amphipleura pellucida</i> (Kützing) Kützing	<b>1,11</b>	<b>4,0</b>
	<i>Amphora fagediana</i> Krammer	<b>0,86</b>	<b>2,4</b>
	<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	<b>3,24</b>	<b>0,9</b>
	<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	<b>3,64</b>	<b>0,9</b>
	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	<b>2,42</b>	<b>1,1</b>
	<i>Amphora thumensis</i> (A. Mayer) Cleve-Euler	<b>0,56</b>	<b>4,0</b>
	<i>Amphora veneta</i> Kützing var. <i>veneta</i>	<b>3,82</b>	<b>0,7</b>
	<i>Aneumastus minor</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	<b>1,62</b>	<b>1,6</b>
	<i>Aneumastus stroesei</i> (Oestrup) Mann	<b>1,86</b>	<b>1,1</b>
	<i>Aneumastus tusculus</i> (Ehrenberg) Mann	<b>2,95</b>	<b>1,2</b>
	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer	<b>2,06</b>	<b>1,1</b>
	<i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot	<b>0,83</b>	<b>3,2</b>
	<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	<b>5,43</b>	<b>1,4</b>
	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	<b>1,84</b>	<b>1,2</b>
	<i>Caloneis schumanniana</i> (Grunow) Cleve	<b>1,12</b>	<b>1,0</b>
	<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	<b>3,09</b>	<b>1,1</b>
	<i>Campylodiscus hibernicus</i> Ehrenberg	<b>1,55</b>	<b>1,8</b>
	<i>Cavinula pseudoscutiformis</i> (Hustedt) Mann	<b>0,73</b>	<b>2,5</b>
	<i>Cavinula scutelloides</i> (W. Smith) Mann	<b>3,80</b>	<b>1,6</b>
	<i>Cocconeis disculus</i> (Schumann) Cleve	<b>2,47</b>	<b>1,4</b>
	<i>Cocconeis neodiminuta</i> Krammer	<b>4,11</b>	<b>1,3</b>
	<i>Cocconeis neothumensis</i> Krammer	<b>2,48</b>	<b>1,1</b>
	<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	<b>4,38</b>	<b>1,1</b>
	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	<b>2,58</b>	<b>0,9</b>
	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolineata</i> Geitler	<b>3,11</b>	<b>1,1</b>
	<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) Kützing	<b>2,87</b>	<b>0,8</b>
	<i>Craticula halophila</i> (Grunow) Cleve	<b>4,19</b>	<b>0,6</b>
	<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W. Smith	<b>3,15</b>	<b>1,1</b>
	<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith	<b>3,31</b>	<b>0,9</b>
	<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith var. <i>apiculata</i>	<b>1,91</b>	<b>3,7</b>
	<i>Cymbella affinis</i> Kützing	<b>1,31</b>	<b>2,0</b>
	<i>Cymbella amphicephala</i> Naegeli	<b>1,13</b>	<b>1,2</b>
	<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve	<b>4,72</b>	<b>1,1</b>
	<i>Cymbella caespitosa</i> (Kützing) Brun	<b>2,13</b>	<b>1,2</b>
	<i>Cymbella cesatii</i> (Rabenhorst) Grunow	<b>0,86</b>	<b>2,2</b>
	<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner	<b>2,82</b>	<b>1,1</b>
	<i>Cymbella cuspidata</i> Kützing	<b>2,27</b>	<b>1,3</b>
	<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh	<b>1,16</b>	<b>2,2</b>
	<i>Cymbella delicatula</i> Kützing	<b>0,64</b>	<b>4,0</b>
	<i>Cymbella descripta</i> (Hustedt) Krammer & Lange-Bertalot	<b>0,50</b>	<b>5,0</b>
	<i>Cymbella ehrenbergii</i> Kützing	<b>1,80</b>	<b>0,8</b>
	<i>Cymbella falaisensis</i> (Grunow) Krammer & Lange-Bertalot	<b>0,85</b>	<b>3,0</b>
	<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	<b>1,51</b>	<b>1,4</b>
	<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehrenberg) Kirchner	<b>4,56</b>	<b>1,2</b>
	<i>Cymbella lata</i> Grunow	<b>1,40</b>	<b>2,4</b>
	<i>Cymbella leptoceros</i> (Ehrenberg) Kützing	<b>2,79</b>	<b>0,9</b>
	<i>Cymbella microcephala</i> Grunow	<b>1,06</b>	<b>2,9</b>
	<i>Cymbella minuta</i> Hilse	<b>0,51</b>	<b>5,0</b>
	<i>Cymbella naviculiformis</i> (Auerswald) Cleve	<b>1,59</b>	<b>1,8</b>
	<i>Cymbella prostrata</i> (Berkeley) Cleve	<b>6,02</b>	<b>1,7</b>
	<i>Cymbella proxima</i> Reimer	<b>3,54</b>	<b>3,1</b>
	<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	<b>2,70</b>	<b>0,9</b>

**Anlage 1: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen im Profundalschlamm**

<b>PLANKTON</b>	<b>TAXON</b>	<b>TO-PROF</b>	<b>G-PROF</b>
	<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	<b>3,49</b>	<b>1,3</b>
	<i>Cymbella subaequalis</i> Grunow	<b>1,18</b>	<b>1,7</b>
	<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	<b>8,26</b>	<b>4,0</b>
	<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow var. <i>kuetzingii</i>	<b>1,01</b>	<b>2,1</b>
	<i>Denticula kuetzingii</i> var. <i>rumrichae</i> Lange-Bertalot	<b>1,39</b>	<b>4,0</b>
	<i>Denticula tenuis</i> Kützing	<b>0,76</b>	<b>2,9</b>
	<i>Diatoma ehrenbergii</i> Kützing	<b>1,88</b>	<b>1,3</b>
	<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing	<b>1,82</b>	<b>2,1</b>
	<i>Diatoma vulgare</i> Bory	<b>7,47</b>	<b>2,1</b>
	<i>Diploneis domblittensis</i> (Grunow) Cleve	<b>0,50</b>	<b>5,0</b>
	<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	<b>0,78</b>	<b>4,0</b>
	<i>Diploneis mauleri</i> Hustedt	<b>1,15</b>	<b>4,0</b>
	<i>Diploneis modica</i> Hustedt	<b>0,92</b>	<b>2,9</b>
	<i>Diploneis oblongella</i> (Naegeli) Cleve-Euler	<b>0,66</b>	<b>4,0</b>
	<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	<b>1,46</b>	<b>1,5</b>
	<i>Diploneis parva</i> Cleve	<b>1,70</b>	<b>1,0</b>
	<i>Diploneis subconstricta</i> (A.Cleve) Cleve-Euler	<b>0,73</b>	<b>1,9</b>
	<i>Ellerbeckia arenaria</i> (Moore) Crawford	<b>2,27</b>	<b>1,1</b>
	<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	<b>2,12</b>	<b>1,3</b>
	<i>Epithemia smithii</i> Carruthers	<b>0,94</b>	<b>1,2</b>
	<i>Epithemia sorex</i> Kützing	<b>3,23</b>	<b>1,2</b>
	<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	<b>2,76</b>	<b>1,1</b>
	<i>Eunotia arcubus</i> Nörpel & Lange-Bertalot	<b>0,84</b>	<b>2,4</b>
	<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills var. <i>bilunaris</i>	<b>1,59</b>	<b>0,7</b>
	<i>Eunotia formica</i> Ehrenberg	<b>2,42</b>	<b>0,8</b>
	<i>Eunotia glacialis</i> Meister	<b>1,11</b>	<b>4,0</b>
	<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow	<b>1,51</b>	<b>1,9</b>
	<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow	<b>2,47</b>	<b>1,1</b>
	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>capucina</i>	<b>2,48</b>	<b>1,3</b>
	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i> (Oestrup) Hustedt	<b>1,67</b>	<b>0,8</b>
	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i> (Rabenhorst) Rabenhorst	<b>3,68</b>	<b>1,1</b>
	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<b>7,94</b>	<b>3,9</b>
	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>radicans</i> (Kützing) Lange-Bertalot	<b>1,39</b>	<b>1,8</b>
	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot	<b>2,39</b>	<b>1,5</b>
	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	<b>4,14</b>	<b>1,5</b>
	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i> (Ehrenberg) Hustedt	<b>3,53</b>	<b>0,9</b>
	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>exigua</i> (W. Smith) Hustedt	<b>8,17</b>	<b>4,0</b>
	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i> (Ehrenberg) Hustedt	<b>1,84</b>	<b>0,9</b>
	<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow f. <i>construens</i>	<b>2,61</b>	<b>0,9</b>
	<i>Fragilaria cyclosum</i> (Brutschy) Lange-Bertalot	<b>2,37</b>	<b>1,4</b>
	<i>Fragilaria delicatissima</i> (p.p. et <i>tenera</i> ) (W. Smith) Lange-Bertalot	<b>1,90</b>	<b>1,6</b>
	<i>Fragilaria dilatata</i> (Brébisson) Lange-Bertalot	<b>2,41</b>	<b>4,0</b>
	<i>Fragilaria fasciculata</i> (Agardh) Lange-Bertalot sensu lato	<b>5,98</b>	<b>1,2</b>
	<i>Fragilaria lapponica</i> Grunow	<b>1,52</b>	<b>1,4</b>
	<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>dubia</i> (Grunow) Hustedt	<b>4,23</b>	<b>1,2</b>
	<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>martyi</i> (Heribaud) Lange-Bertalot	<b>4,62</b>	<b>1,4</b>
	<i>Fragilaria nanana</i> Lange-Bertalot	<b>1,47</b>	<b>1,1</b>
	<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> Grunow	<b>2,72</b>	<b>0,7</b>
	<i>Fragilaria parasitica</i> (W. Smith) Grunow var. <i>parasitica</i>	<b>2,53</b>	<b>0,8</b>
	<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg f. <i>pinnata</i>	<b>2,19</b>	<b>1,2</b>
	<i>Fragilaria pulchella</i> (Ralfs) Lange-Bertalot	<b>10,79</b>	<b>4,0</b>
	<i>Fragilaria reicheltii</i> (Voigt) Lange-Bertalot	<b>4,36</b>	<b>1,4</b>
	<i>Fragilaria robusta</i> (Fusey) Manguin	<b>0,89</b>	<b>3,2</b>
	<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	<b>2,35</b>	<b>0,8</b>

**Anlage 1: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen im Profundalschlamm**

<b>PLANKTON</b>	<b>TAXON</b>	<b>TO-PROF</b>	<b>G-PROF</b>
	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot var. <i>ulna</i> sensu lato	<b>3,73</b>	<b>1,0</b>
	<i>Geissleria cummerowii</i> (Kalbe) Lange-Bertalot	<b>4,34</b>	<b>4,0</b>
	<i>Geissleria decussis</i> (Oestrup) Lange-Bertalot & Witkowski	<b>2,74</b>	<b>1,1</b>
	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	<b>2,48</b>	<b>1,4</b>
	<i>Gomphonema affine</i> Kützing	<b>2,80</b>	<b>2,4</b>
	<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg var. <i>augur</i>	<b>3,17</b>	<b>1,3</b>
	<i>Gomphonema brebissonii</i> Kützing	<b>1,73</b>	<b>1,4</b>
	<i>Gomphonema clavatum</i> Reichardt	<b>2,78</b>	<b>1,0</b>
	<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	<b>4,77</b>	<b>1,0</b>
	<i>Gomphonema dichotomum</i> Kützing	<b>1,67</b>	<b>1,5</b>
	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	<b>0,79</b>	<b>3,7</b>
	<i>Gomphonema grovei</i> var. <i>lingulatum</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	<b>1,55</b>	<b>2,2</b>
	<i>Gomphonema hebridense</i> Gregory	<b>1,23</b>	<b>1,9</b>
	<i>Gomphonema insigne</i> Gregory	<b>2,83</b>	<b>1,4</b>
	<i>Gomphonema lateripunctatum</i> Reichardt & Lange-Bertalot	<b>0,82</b>	<b>3,0</b>
	<i>Gomphonema micropus</i> Kützing	<b>4,80</b>	<b>1,2</b>
	<i>Gomphonema minutum</i> Reichardt	<b>5,40</b>	<b>3,3</b>
	<i>Gomphonema occultum</i> Reichardt & Lange-Bertalot	<b>0,50</b>	<b>4,0</b>
	<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceoides</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	<b>2,48</b>	<b>1,1</b>
	<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>quadripunctatum</i> Oestrup	<b>2,16</b>	<b>3,5</b>
	<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson var. <i>olivaceum</i>	<b>3,54</b>	<b>1,1</b>
	<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parvulum</i>	<b>2,86</b>	<b>1,0</b>
	<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	<b>1,95</b>	<b>1,3</b>
	<i>Gomphonema sarcophagus</i> Gregory	<b>7,91</b>	<b>1,0</b>
	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	<b>2,12</b>	<b>1,0</b>
	<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg	<b>1,63</b>	<b>1,6</b>
	<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	<b>2,65</b>	<b>1,1</b>
	<i>Gyrosigma strigilis</i> W. Smith	<b>1,97</b>	<b>0,9</b>
	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	<b>5,41</b>	<b>4,0</b>
	<i>Hippodonta capitata</i> Ehrenberg	<b>4,50</b>	<b>1,0</b>
	<i>Hippodonta costulata</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<b>3,40</b>	<b>0,9</b>
	<i>Hippodonta costulatiformis</i> Lange-Bertalot	<b>0,81</b>	<b>4,0</b>
	<i>Hippodonta lueneburgensis</i> (Grunow) Patrick	<b>2,45</b>	<b>0,9</b>
	<i>Mastogloia baltica</i> Grunow	<b>1,00</b>	<b>1,6</b>
	<i>Mastogloia grevillei</i> W. Smith	<b>0,52</b>	<b>4,0</b>
	<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites	<b>0,88</b>	<b>2,3</b>
	<i>Melosira varians</i> Agardh	<b>5,98</b>	<b>1,1</b>
	<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh	<b>3,35</b>	<b>0,6</b>
	<i>Navicula absoluta</i> Hustedt	<b>0,98</b>	<b>2,5</b>
	<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	<b>4,57</b>	<b>0,9</b>
	<i>Navicula bacillum</i> Ehrenberg	<b>2,31</b>	<b>1,0</b>
	<i>Navicula bryophila</i> Petersen	<b>0,73</b>	<b>4,0</b>
	<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grunow) Ross	<b>6,09</b>	<b>2,1</b>
	<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	<b>5,91</b>	<b>1,2</b>
	<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	<b>2,24</b>	<b>1,1</b>
	<i>Navicula clementioides</i> Hustedt	<b>1,49</b>	<b>0,9</b>
	<i>Navicula clementis</i> Grunow	<b>2,47</b>	<b>1,1</b>
	<i>Navicula concentrica</i> Carter	<b>0,83</b>	<b>2,2</b>
	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	<b>2,35</b>	<b>1,2</b>
	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	<b>2,71</b>	<b>0,9</b>
	<i>Navicula cryptotenelloides</i> Lange-Bertalot	<b>2,18</b>	<b>1,3</b>
	<i>Navicula densilineolata</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	<b>0,46</b>	<b>5,0</b>
	<i>Navicula diluviana</i> Krasske	<b>0,71</b>	<b>2,2</b>
	<i>Navicula disjuncta</i> Hustedt	<b>0,49</b>	<b>5,0</b>



**Anlage 1: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen im Profundalschlamm**

<b>PLANKTON</b>	<b>TAXON</b>	<b>TO-PROF</b>	<b>G-PROF</b>
	<i>Navicula elginensis</i> (Gregory) Ralfs var. <i>elginensis</i>	<b>3,82</b>	<b>0,5</b>
	<i>Navicula explanata</i> Hustedt	<b>0,57</b>	<b>4,0</b>
	<i>Navicula gastrum</i> (Ehrenberg) Kützing var. <i>gastrum</i>	<b>1,99</b>	<b>1,1</b>
	<i>Navicula gottlandica</i> Grunow	<b>0,56</b>	<b>3,8</b>
	<i>Navicula gregaria</i> Donkin	<b>7,85</b>	<b>1,4</b>
	<i>Navicula helensis</i> Hustedt	<b>0,74</b>	<b>4,0</b>
	<i>Navicula jentzschii</i> Grunow	<b>1,61</b>	<b>0,8</b>
	<i>Navicula laterostrata</i> Hustedt	<b>0,89</b>	<b>2,6</b>
	<i>Navicula menisculus</i> Schumann var. <i>menisculus</i>	<b>3,36</b>	<b>0,8</b>
	<i>Navicula minima</i> Grunow	<b>1,65</b>	<b>1,0</b>
	<i>Navicula oblonga</i> (Kützing) Kützing	<b>1,86</b>	<b>1,3</b>
	<i>Navicula oligotrappenta</i> Lange-Bertalot & Hofmann	<b>0,80</b>	<b>4,0</b>
	<i>Navicula oppugnata</i> Hustedt	<b>4,26</b>	<b>1,3</b>
	<i>Navicula placentula</i> (Ehrenberg) Kützing	<b>4,15</b>	<b>1,4</b>
	<i>Navicula porifera</i> Hustedt	<b>2,26</b>	<b>1,8</b>
	<i>Navicula porifera</i> var. <i>opportuna</i> Lange-Bertalot	<b>2,81</b>	<b>4,0</b>
	<i>Navicula praeterita</i> Hustedt	<b>0,61</b>	<b>4,0</b>
	<i>Navicula protracta</i> (Grunow) Cleve	<b>3,33</b>	<b>0,7</b>
	<i>Navicula pseudanglica</i> Lange-Bertalot var. <i>pseudanglica</i>	<b>2,30</b>	<b>1,4</b>
	<i>Navicula pseudoventralis</i> Hustedt	<b>1,12</b>	<b>1,7</b>
	<i>Navicula radiosa</i> Kützing	<b>1,68</b>	<b>1,2</b>
	<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot var. <i>reichardtiana</i>	<b>3,52</b>	<b>1,4</b>
	<i>Navicula reinhardtii</i> (Grunow) Grunow	<b>4,78</b>	<b>1,5</b>
	<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	<b>0,53</b>	<b>4,0</b>
	<i>Navicula rhynchotella</i> Lange-Bertalot	<b>8,30</b>	<b>0,9</b>
	<i>Navicula rotunda</i> Hustedt	<b>2,85</b>	<b>2,6</b>
	<i>Navicula schadei</i> Krasske	<b>0,62</b>	<b>4,0</b>
	<i>Navicula schoenfeldii</i> Hustedt	<b>1,90</b>	<b>1,1</b>
	<i>Navicula seibigiana</i> Lange-Bertalot	<b>1,75</b>	<b>1,3</b>
	<i>Navicula seminulum</i> Grunow	<b>1,78</b>	<b>1,2</b>
	<i>Navicula slesvicensis</i> Grunow	<b>9,35</b>	<b>0,7</b>
	<i>Navicula striolata</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<b>1,61</b>	<b>0,7</b>
	<i>Navicula subalpina</i> Reichardt	<b>0,89</b>	<b>4,0</b>
	<i>Navicula subhamulata</i> Grunow	<b>1,11</b>	<b>1,7</b>
	<i>Navicula subplacentula</i> Hustedt	<b>2,07</b>	<b>1,2</b>
	<i>Navicula subrotundata</i> Hustedt	<b>1,95</b>	<b>1,3</b>
	<i>Navicula tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory	<b>4,95</b>	<b>1,4</b>
	<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	<b>3,36</b>	<b>1,1</b>
	<i>Navicula trophicatrix</i> Lange-Bertalot	<b>3,34</b>	<b>0,8</b>
	<i>Navicula upsaliensis</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<b>11,30</b>	<b>1,2</b>
	<i>Navicula veneta</i> Kützing	<b>4,22</b>	<b>1,4</b>
	<i>Navicula viridulacalcis</i> Lange-Bertalot	<b>0,53</b>	<b>4,0</b>
	<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg var. <i>viridula</i>	<b>1,17</b>	<b>3,2</b>
	<i>Navicula vulpina</i> Kützing	<b>0,71</b>	<b>4,0</b>
	<i>Navicula wildii</i> Lange-Bertalot	<b>0,96</b>	<b>1,3</b>
	<i>Neidium ampliatum</i> (Ehrenberg) Krammer	<b>1,45</b>	<b>0,9</b>
	<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	<b>1,75</b>	<b>0,9</b>
	<i>Nitzschia acidoclinata</i> Lange-Bertalot	<b>0,90</b>	<b>4,0</b>
	<i>Nitzschia agnita</i> Hustedt	<b>2,00</b>	<b>1,3</b>
	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow f. <i>amphibia</i>	<b>4,56</b>	<b>1,2</b>
	<i>Nitzschia angustata</i> (W. Smith) Grunow	<b>3,08</b>	<b>0,9</b>
	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>dissipata</i>	<b>2,91</b>	<b>1,1</b>
	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	<b>4,37</b>	<b>1,3</b>
	<i>Nitzschia fossilis</i> Grunow	<b>4,43</b>	<b>1,5</b>

**Anlage 1: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen im Profundalschlamm**

<b>PLANKTON</b>	<b>TAXON</b>	<b>TO-PROF</b>	<b>G-PROF</b>
	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	<b>6,43</b>	<b>1,9</b>
	<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot (incl. <i>bacillum</i> Hustedt)	<b>0,61</b>	<b>4,0</b>
	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith var. <i>linearis</i>	<b>2,81</b>	<b>1,3</b>
	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	<b>6,05</b>	<b>1,3</b>
	<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow	<b>3,85</b>	<b>0,9</b>
	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	<b>2,86</b>	<b>1,0</b>
	<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	<b>2,93</b>	<b>1,1</b>
	<i>Oestrupia zachariasii</i> (Reichel) Hustedt	<b>1,19</b>	<b>2,5</b>
	<i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehrenberg) W. Smith	<b>0,48</b>	<b>5,0</b>
	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	<b>2,51</b>	<b>0,5</b>
	<i>Pinnularia neomajor</i> Krammer	<b>0,57</b>	<b>4,0</b>
	<i>Pinnularia rupestris</i> Hantzsch	<b>1,55</b>	<b>4,0</b>
	<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer	<b>1,14</b>	<b>2,3</b>
	<i>Pinnularia subrupestris</i> Krammer	<b>4,39</b>	<b>0,5</b>
	<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	<b>2,52</b>	<b>0,6</b>
	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	<b>4,69</b>	<b>1,2</b>
	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller var. <i>gibba</i>	<b>2,24</b>	<b>1,3</b>
	<i>Sellaphora alastos</i> (Hohn & Hell.) Lange-Bertalot & Metzeltin	<b>0,61</b>	<b>2,6</b>
	<i>Sellaphora laevissima</i> (Kützing) Lange-Bertalot var. <i>laevissima</i>	<b>1,78</b>	<b>0,9</b>
	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mann & Stickle var. <i>pupula</i>	<b>1,99</b>	<b>1,0</b>
	<i>Sellaphora verecundiae</i> Lange-Bertalot	<b>1,00</b>	<b>2,3</b>
	<i>Stauroneis acuta</i> W. Smith	<b>1,39</b>	<b>1,6</b>
	<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	<b>1,56</b>	<b>0,6</b>
	<i>Stauroneis anceps</i> var. <i>gracilis</i> (Ehrenberg) Brun	<b>0,63</b>	<b>1,3</b>
	<i>Stauroneis kriegerii</i> Patrick	<b>2,45</b>	<b>2,0</b>
	<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg	<b>0,97</b>	<b>1,5</b>
	<i>Stauroneis siberica</i> Lange-Bertalot	<b>0,63</b>	<b>4,0</b>
	<i>Stauroneis smithii</i> var. <i>Sagitta</i> (Cleve) Hustedt	<b>0,61</b>	<b>4,0</b>
	<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	<b>0,59</b>	<b>4,0</b>
	<i>Surirella bifrons</i> Ehrenberg	<b>2,92</b>	<b>0,7</b>
	<i>Surirella biseriata</i> Brébisson	<b>4,21</b>	<b>0,7</b>
	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	<b>13,29</b>	<b>2,1</b>
	<i>Surirella linearis</i> f. <i>constricta</i> (Grunow) Hustedt	<b>1,32</b>	<b>1,2</b>
	<i>Surirella linearis</i> W. Smith var. <i>linearis</i>	<b>0,51</b>	<b>5,0</b>

**Anlage 2: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen in gepoolten Litoralproben**

<b>Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen in gepoolten Litoralproben</b>		
<b>TAXON</b>	<b>TO-LIT</b>	<b>G-LIT</b>
<i>Achnanthes bioretii</i> Germain	<b>0,40</b>	<b>2</b>
<i>Achnanthes clevei</i> Grunow var. <i>clevei</i>	<b>2,40</b>	<b>3</b>
<i>Achnanthes clevei</i> var. <i>bottnica</i> Cleve	<b>1,62</b>	<b>4</b>
<i>Achnanthes clevei</i> var. <i>rostrata</i> Hustedt	<b>-1,28</b>	<b>1</b>
<i>Achnanthes conspicua</i> A. Mayer	<b>2,72</b>	<b>5</b>
<i>Achnanthes delicatula</i> (Kützing) Grunow ssp. <i>delicatula</i>	<b>6,10</b>	<b>1</b>
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow var. <i>exigua</i>	<b>1,60</b>	<b>3</b>
<i>Achnanthes exilis</i> Kützing	<b>-1,47</b>	<b>1</b>
<i>Achnanthes flexella</i> (Kützing) Brun var. <i>flexella</i>	<b>-1,47</b>	<b>1</b>
<i>Achnanthes hungarica</i> (Grunow) Grunow	<b>9,44</b>	<b>1</b>
<i>Achnanthes joursacense</i> Héribaud	<b>1,84</b>	<b>2</b>
<i>Achnanthes kolbei</i> Hustedt	<b>4,74</b>	<b>2</b>
<i>Achnanthes laevis</i> Oestrup var. <i>laevis</i>	<b>-0,11</b>	<b>1</b>
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow ssp. <i>lanceolata</i>	<b>6,58</b>	<b>1</b>
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>dubia</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<b>0,74</b>	<b>2</b>
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot	<b>6,05</b>	<b>1</b>
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i> (Oestrup) Lange-Bertalot	<b>2,26</b>	<b>4</b>
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing var. <i>minutissima</i>	<b>1,38</b>	<b>3</b>
<i>Achnanthes minutissima</i> var. "langschalig u. kopfig"	<b>0,58</b>	<b>2</b>
<i>Achnanthes minutissima</i> var. "langschalig u. schmal"	<b>0,13</b>	<b>2</b>
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>affinis</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<b>3,92</b>	<b>2</b>
<i>Achnanthes minutissima</i> var. cf. <i>jackii</i> (Rabenhorst) Lange-Bertalot	<b>0,02</b>	<b>2</b>
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>scotica</i> (Carter) Lange-Bertalot	<b>-1,20</b>	<b>1</b>
<i>Achnanthes oestrupii</i> (Cleve-Euler) Hustedt var. <i>oestrupii</i>	<b>1,28</b>	<b>3</b>
<i>Achnanthes pusilla</i> (Grunow) De Toni	<b>0,58</b>	<b>2</b>
<i>Achnanthes rosenstockii</i> Lange-Bertalot	<b>-1,79</b>	<b>1</b>
<i>Achnanthes zieglerei</i> Lange-Bertalot	<b>0,26</b>	<b>2</b>
<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory) Hustedt	<b>7,94</b>	<b>1</b>
<i>Amphipleura pellucida</i> (Kützing) Kützing	<b>0,82</b>	<b>2</b>
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	<b>4,53</b>	<b>2</b>
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	<b>3,86</b>	<b>4</b>
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	<b>3,09</b>	<b>3</b>
<i>Amphora thumensis</i> (A. Mayer) Cleve-Euler	<b>-0,91</b>	<b>1</b>
<i>Amphora veneta</i> Kützing var. <i>veneta</i>	<b>4,02</b>	<b>1</b>
<i>Aneumastus minor</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	<b>0,00</b>	<b>1</b>
<i>Aneumastus stroesei</i> (Oestrup) Mann	<b>0,90</b>	<b>3</b>
<i>Aneumastus tusculus</i> (Ehrenberg) Mann	<b>1,52</b>	<b>3</b>
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer	<b>5,76</b>	<b>1</b>
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	<b>5,94</b>	<b>1</b>
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	<b>7,81</b>	<b>1</b>
<i>Aulacoseira crenulata</i> (Ehrenberg) Thwaites	<b>6,37</b>	<b>1</b>
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen s.l.	<b>7,89</b>	<b>1</b>
<i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot (syn. <i>Anom. vitrea</i> )	<b>0,37</b>	<b>2</b>
<i>Caloneis alpestris</i> (Grunow) Cleve	<b>-0,56</b>	<b>1</b>
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	<b>4,40</b>	<b>3</b>
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	<b>3,73</b>	<b>2</b>
<i>Caloneis schumanniana</i> (Grunow) Cleve	<b>1,70</b>	<b>3</b>
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	<b>3,57</b>	<b>3</b>
<i>Caloneis tenuis</i> (Gregory) Krammer	<b>0,77</b>	<b>3</b>
<i>Cavinula pseudoscutiformis</i> (Hustedt) Mann	<b>-0,32</b>	<b>1</b>
<i>Cavinula scutelloides</i> (W. Smith) Mann	<b>4,02</b>	<b>4</b>
<i>Cocconeis disculus</i> (Schumann) Cleve	<b>1,92</b>	<b>2</b>

**Anlage 2: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen in gepoolten Litoralproben**

<b>TAXON</b>	<b>TO-LIT</b>	<b>G-LIT</b>
<i>Cocconeis neothumensis</i> Krammer	<b>1,68</b>	<b>5</b>
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	<b>5,52</b>	<b>2</b>
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	<b>3,14</b>	<b>3</b>
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolineata</i> Geitler	<b>3,84</b>	<b>3</b>
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) Kützing	<b>4,53</b>	<b>2</b>
<i>Craticula halophila</i> (Grunow) Cleve	<b>6,96</b>	<b>1</b>
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	<b>8,56</b>	<b>1</b>
<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (Hohn & Hell.) Theriot, Stoermer & Hakansson	<b>10,21</b>	<b>1</b>
<i>Cyclotella</i> cf. <i>comensis</i> Grunow	<b>0,02</b>	<b>1</b>
<i>Cyclotella</i> cf. <i>cyclopuncta</i> Hakansson & Carter	<b>-0,62</b>	<b>1</b>
<i>Cyclotella distinguenda</i> Hustedt var. <i>distinguenda</i>	<b>0,88</b>	<b>3</b>
<i>Cyclotella distinguenda</i> var. <i>unipunctata</i> (Hustedt) Hakansson & Carter	<b>2,45</b>	<b>3</b>
<i>Cyclotella glabriuscula</i> (Grunow) Hakansson	<b>6,90</b>	<b>1</b>
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	<b>9,81</b>	<b>1</b>
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	<b>1,09</b>	<b>3</b>
<i>Cyclotella pseudocomensis</i> Scheffler	<b>-0,19</b>	<b>1</b>
<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt	<b>3,73</b>	<b>4</b>
<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	<b>2,85</b>	<b>3</b>
<i>Cyclotella schumannii</i> (Grunow) Hakansson	<b>-0,70</b>	<b>1</b>
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W. Smith	<b>3,68</b>	<b>4</b>
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith	<b>4,48</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	<b>0,66</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella amphicephala</i> Naegeli	<b>1,94</b>	<b>4</b>
<i>Cymbella amphicephala</i> var. <i>hercynica</i> (Schmidt) Cleve	<b>-1,73</b>	<b>1</b>
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve	<b>2,66</b>	<b>4</b>
<i>Cymbella caespitosa</i> (Kützing) Brun	<b>1,28</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella cesatii</i> (Rabenhorst) Grunow	<b>-0,24</b>	<b>1</b>
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner	<b>2,64</b>	<b>3</b>
<i>Cymbella cuspidata</i> Kützing	<b>0,24</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh	<b>0,53</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella ehrenbergii</i> Kützing	<b>2,37</b>	<b>3</b>
<i>Cymbella falaisensis</i> (Grunow) Krammer & Lange-Bertalot	<b>0,13</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella gracilis</i> (Ehrenberg) Kützing	<b>1,17</b>	<b>3</b>
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	<b>0,98</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella hustedtii</i> Krasske	<b>1,17</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella lacustris</i> (Agardh) Cleve	<b>-0,75</b>	<b>1</b>
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehrenberg) Kirchner	<b>4,05</b>	<b>5</b>
<i>Cymbella lata</i> Grunow	<b>1,22</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella leptoceros</i> (Ehrenberg) Kützing	<b>0,48</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella microcephala</i> Grunow	<b>0,40</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella minuta</i> Hilse	<b>3,01</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella prostrata</i> (Berkeley) Cleve	<b>3,30</b>	<b>5</b>
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	<b>4,42</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	<b>2,96</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella subaequalis</i> Grunow	<b>0,74</b>	<b>2</b>
<i>Cymbella subcuspidata</i> Krammer	<b>2,08</b>	<b>5</b>
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	<b>5,60</b>	<b>2</b>
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow var. <i>kuetzingii</i>	<b>0,98</b>	<b>2</b>
<i>Denticula tenuis</i> Kützing	<b>7,97</b>	<b>1</b>
<i>Diatoma ehrenbergii</i> Kützing	<b>-0,80</b>	<b>1</b>
<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing	<b>0,50</b>	<b>2</b>
<i>Diatoma tenuis</i> Agardh	<b>5,89</b>	<b>1</b>
<i>Diatoma vulgaris</i> Bory	<b>8,96</b>	<b>1</b>
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	<b>2,02</b>	<b>2</b>

**Anlage 2: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen in gepoolten Litoralproben**

<b>TAXON</b>	<b>TO-LIT</b>	<b>G-LIT</b>
<i>Diploneis modica</i> Hustedt	<b>-0,78</b>	<b>1</b>
<i>Diploneis oblongella</i> (Naegeli) Cleve-Euler	<b>-1,20</b>	<b>1</b>
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	<b>-0,14</b>	<b>1</b>
<i>Ellerbeckia arenaria</i> (Moore) Crawford	<b>3,46</b>	<b>3</b>
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	<b>2,45</b>	<b>4</b>
<i>Epithemia smithii</i> Carruthers	<b>-1,28</b>	<b>1</b>
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	<b>2,50</b>	<b>4</b>
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	<b>3,17</b>	<b>5</b>
<i>Eunotia arcubus</i> Nörpel & Lange-Bertalot	<b>0,21</b>	<b>2</b>
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills var. <i>bilunaris</i> sensu lato	<b>4,13</b>	<b>2</b>
<i>Eunotia botuliformis</i> Wild, Nörpel & Lange-Bertalot	<b>2,88</b>	<b>3</b>
<i>Eunotia exigua</i> (Brébisson) Grunow	<b>0,05</b>	<b>2</b>
<i>Eunotia faba</i> Ehrenberg	<b>-0,24</b>	<b>1</b>
<i>Eunotia formica</i> Nörpel & Lange-Bertalot	<b>7,09</b>	<b>1</b>
<i>Eunotia glacialis</i> Meister	<b>3,44</b>	<b>4</b>
<i>Eunotia implicata</i> Nörpel, Lange-Bertalot & Alles	<b>1,54</b>	<b>5</b>
<i>Eunotia incisa</i> Gregory var. <i>incisa</i>	<b>1,30</b>	<b>3</b>
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow	<b>4,98</b>	<b>2</b>
<i>Eunotia naegeli</i> Migula	<b>0,64</b>	<b>2</b>
<i>Fragilaria berlinensis</i> (Lemmermann) Lange-Bertalot	<b>2,26</b>	<b>5</b>
<i>Fragilaria bidens</i> Heiberg	<b>8,45</b>	<b>1</b>
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow	<b>2,98</b>	<b>4</b>
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>capucina</i>	<b>3,70</b>	<b>4</b>
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>distans</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<b>-0,30</b>	<b>1</b>
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i> (Oestrup) Hustedt	<b>2,77</b>	<b>5</b>
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i> (Rabenhorst) Rabenhorst	<b>5,38</b>	<b>2</b>
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<b>-0,40</b>	<b>1</b>
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot	<b>4,74</b>	<b>3</b>
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	<b>5,84</b>	<b>2</b>
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow f. <i>construens</i>	<b>2,50</b>	<b>4</b>
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i> (Ehrenberg) Hustedt	<b>4,90</b>	<b>3</b>
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>exigua</i> (W. Smith) Hustedt	<b>9,84</b>	<b>1</b>
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i> (Ehrenberg) Hustedt	<b>2,98</b>	<b>4</b>
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	<b>3,44</b>	<b>3</b>
<i>Fragilaria cyclopum</i> (Brutschy) Lange-Bertalot	<b>1,94</b>	<b>3</b>
<i>Fragilaria delicatissima</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	<b>0,72</b>	<b>2</b>
<i>Fragilaria dilatata</i> (Brébisson) Lange-Bertalot	<b>7,28</b>	<b>1</b>
<i>Fragilaria fasciculata</i> (Agardh) Lange-Bertalot sensu lato	<b>6,72</b>	<b>1</b>
<i>Fragilaria lapponica</i> Grunow	<b>2,56</b>	<b>5</b>
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>dubia</i> (Grunow) Hustedt	<b>4,82</b>	<b>2</b>
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>martyi</i> (Héribaud) Lange-Bertalot	<b>4,56</b>	<b>2</b>
<i>Fragilaria nanana</i> Lange-Bertalot	<b>2,45</b>	<b>5</b>
<i>Fragilaria nitzschioides</i> Grunow	<b>6,82</b>	<b>1</b>
<i>Fragilaria parasitica</i> (W. Smith) Grunow var. <i>parasitica</i>	<b>3,92</b>	<b>4</b>
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> Grunow	<b>5,70</b>	<b>2</b>
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg f. <i>pinnata</i>	<b>2,80</b>	<b>4</b>
<i>Fragilaria pulchella</i> (Ralfs) Lange-Bertalot	<b>7,41</b>	<b>1</b>
<i>Fragilaria robusta</i> (Fusey) Manguin	<b>1,94</b>	<b>2</b>
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	<b>2,98</b>	<b>5</b>
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot var. <i>ulna</i> sensu lato	<b>6,29</b>	<b>1</b>
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	<b>4,29</b>	<b>2</b>
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) De Toni	<b>1,25</b>	<b>4</b>
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	<b>6,85</b>	<b>1</b>
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	<b>3,65</b>	<b>3</b>

**Anlage 2: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen in gepoolten Litoralproben**

<b>TAXON</b>	<b>TO-LIT</b>	<b>G-LIT</b>
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	<b>0,34</b>	<b>2</b>
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg var. <i>augur</i>	<b>4,90</b>	<b>3</b>
<i>Gomphonema auritum</i> A. Braun	<b>-1,39</b>	<b>1</b>
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	<b>4,58</b>	<b>2</b>
<i>Gomphonema dichotomum</i> Kützing	<b>-0,06</b>	<b>2</b>
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	<b>1,01</b>	<b>3</b>
<i>Gomphonema hebridense</i> Gregory	<b>-1,49</b>	<b>1</b>
<i>Gomphonema insigne</i> Gregory	<b>6,42</b>	<b>1</b>
<i>Gomphonema lateripunctatum</i> Reichardt & Lange-Bertalot	<b>-0,91</b>	<b>1</b>
<i>Gomphonema micropus</i> Kützing	<b>7,94</b>	<b>1</b>
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson var. <i>olivaceum</i>	<b>6,40</b>	<b>1</b>
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceoides</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	<b>0,53</b>	<b>2</b>
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parvulum</i>	<b>3,17</b>	<b>4</b>
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	<b>1,60</b>	<b>3</b>
<i>Gomphonema sarcophagus</i> Gregory	<b>9,65</b>	<b>1</b>
<i>Gomphonema subtile</i> Ehrenberg	<b>-1,76</b>	<b>1</b>
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	<b>3,57</b>	<b>3</b>
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg	<b>0,56</b>	<b>2</b>
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	<b>4,08</b>	<b>3</b>
<i>Gyrosigma nodiferum</i> (Grunow) Reimer	<b>3,33</b>	<b>2</b>
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	<b>6,74</b>	<b>1</b>
<i>Mastogloia baltica</i> Grunow	<b>-1,89</b>	<b>1</b>
<i>Mastogloia elliptica</i> (Agardh) Cleve	<b>-1,60</b>	<b>1</b>
<i>Mastogloia grevillei</i> W. Smith	<b>-1,76</b>	<b>1</b>
<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites	<b>-0,38</b>	<b>1</b>
<i>Mastogloia smithii</i> var. <i>lacustris</i> Grunow	<b>-0,38</b>	<b>1</b>
<i>Melosira varians</i> Agardh	<b>5,78</b>	<b>1</b>
<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh	<b>8,34</b>	<b>1</b>
<i>Navicula absoluta</i> Hustedt	<b>-0,51</b>	<b>1</b>
<i>Navicula atomus</i> (Kützing) Grunow var. <i>atomus</i>	<b>4,24</b>	<b>2</b>
<i>Navicula bacillum</i> Ehrenberg	<b>2,56</b>	<b>3</b>
<i>Navicula bryophila</i> Petersen	<b>-0,11</b>	<b>1</b>
<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg var. <i>capitata</i>	<b>5,94</b>	<b>2</b>
<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grunow) Ross	<b>6,42</b>	<b>1</b>
<i>Navicula capitata</i> var. <i>lueneburgensis</i> (Grunow) Patrick	<b>5,38</b>	<b>2</b>
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	<b>3,65</b>	<b>5</b>
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	<b>2,42</b>	<b>4</b>
<i>Navicula cariocincta</i> Lange-Bertalot	<b>2,16</b>	<b>4</b>
<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	<b>2,18</b>	<b>4</b>
<i>Navicula clementioides</i> Hustedt	<b>1,89</b>	<b>5</b>
<i>Navicula clementis</i> Grunow	<b>2,42</b>	<b>3</b>
<i>Navicula concentrica</i> Carter	<b>-0,51</b>	<b>1</b>
<i>Navicula costulata</i> Grunow	<b>7,09</b>	<b>1</b>
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	<b>3,22</b>	<b>3</b>
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	<b>3,44</b>	<b>3</b>
<i>Navicula cryptotenelloides</i> Lange-Bertalot	<b>1,04</b>	<b>3</b>
<i>Navicula decussis</i> Oestrup var. <i>decussis</i>	<b>3,52</b>	<b>3</b>
<i>Navicula diluviana</i> Krasske	<b>-1,31</b>	<b>1</b>
<i>Navicula elginensis</i> (Gregory) Ralfs var. <i>elginensis</i>	<b>1,84</b>	<b>3</b>
<i>Navicula gastrum</i> (Ehrenberg) Kützing var. <i>gastrum</i>	<b>3,12</b>	<b>3</b>
<i>Navicula gottlandica</i> Grunow	<b>-1,04</b>	<b>1</b>
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	<b>9,68</b>	<b>1</b>
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	<b>10,45</b>	<b>1</b>
<i>Navicula laterostrata</i> Hustedt	<b>0,66</b>	<b>2</b>

**Anlage 2: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen in gepoolten Litoralproben**

<b>TAXON</b>	<b>TO-LIT</b>	<b>G-LIT</b>
<i>Navicula menisculus</i> Schumann var. <i>menisculus</i>	<b>5,49</b>	<b>2</b>
<i>Navicula menisculus</i> var. <i>upsaliensis</i> Grunow	<b>4,69</b>	<b>3</b>
<i>Navicula minima</i> Grunow	<b>4,10</b>	<b>2</b>
<i>Navicula oblonga</i> (Kützing) Kützing	<b>1,92</b>	<b>4</b>
<i>Navicula oligotraphenta</i> Lange-Bertalot & Hofmann	<b>-1,39</b>	<b>1</b>
<i>Navicula oppugnata</i> Hustedt	<b>7,54</b>	<b>1</b>
<i>Navicula placentula</i> (Ehrenberg) Kützing	<b>2,21</b>	<b>3</b>
<i>Navicula praeterita</i> Hustedt	<b>-0,75</b>	<b>1</b>
<i>Navicula protracta</i> (Grunow) Cleve	<b>2,18</b>	<b>2</b>
<i>Navicula pseudanglica</i> Lange-Bertalot var. <i>pseudanglica</i>	<b>3,22</b>	<b>3</b>
<i>Navicula pseudolanceolata</i> Lange-Bertalot var. <i>pseudolanceolata</i>	<b>3,81</b>	<b>5</b>
<i>Navicula pseudoventralis</i> Hustedt	<b>2,74</b>	<b>5</b>
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	<b>1,76</b>	<b>3</b>
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot var. <i>reichardtiana</i>	<b>3,62</b>	<b>4</b>
<i>Navicula reinhardtii</i> (Grunow) Grunow	<b>4,02</b>	<b>3</b>
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	<b>5,52</b>	<b>2</b>
<i>Navicula schoenfeldii</i> Hustedt	<b>2,10</b>	<b>4</b>
<i>Navicula seibigii</i> Lange-Bertalot	<b>3,01</b>	<b>3</b>
<i>Navicula seminulum</i> Grunow	<b>2,13</b>	<b>3</b>
<i>Navicula slesvicensis</i> Grunow	<b>6,72</b>	<b>1</b>
<i>Navicula striolata</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<b>2,37</b>	<b>5</b>
<i>Navicula subalpina</i> Reichardt	<b>-0,32</b>	<b>1</b>
<i>Navicula subhamulata</i> Grunow	<b>0,77</b>	<b>2</b>
<i>Navicula subrotundata</i> Hustedt	<b>1,65</b>	<b>3</b>
<i>Navicula tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory	<b>5,78</b>	<b>1</b>
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	<b>4,72</b>	<b>2</b>
<i>Navicula trophicatrix</i> Lange-Bertalot	<b>2,72</b>	<b>5</b>
<i>Navicula vitabunda</i> Hustedt	<b>0,66</b>	<b>2</b>
<i>Navicula vulpina</i> Kützing	<b>0,21</b>	<b>2</b>
<i>Neidium ampliatum</i> (Ehrenberg) Krammer	<b>0,77</b>	<b>2</b>
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	<b>2,16</b>	<b>3</b>
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith	<b>7,17</b>	<b>1</b>
<i>Nitzschia acidoclinata</i> Lange-Bertalot	<b>3,04</b>	<b>3</b>
<i>Nitzschia agnita</i> Hustedt	<b>6,69</b>	<b>1</b>
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow f. <i>amphibia</i>	<b>4,90</b>	<b>2</b>
<i>Nitzschia amphibia</i> var. <i>frauenfeldii</i> Grunow	<b>0,90</b>	<b>3</b>
<i>Nitzschia angustata</i> (W. Smith) Grunow	<b>1,57</b>	<b>2</b>
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt	<b>9,01</b>	<b>1</b>
<i>Nitzschia commutata</i> Grunow	<b>12,29</b>	<b>1</b>
<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs	<b>9,57</b>	<b>1</b>
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>dissipata</i>	<b>3,12</b>	<b>4</b>
<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>media</i> (Hantzsch) Grunow	<b>2,74</b>	<b>4</b>
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	<b>3,52</b>	<b>3</b>
<i>Nitzschia fossilis</i> Grunow	<b>3,33</b>	<b>4</b>
<i>Nitzschia gessneri</i> Hustedt	<b>-0,11</b>	<b>1</b>
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	<b>1,46</b>	<b>3</b>
<i>Nitzschia heufleriana</i> Grunow	<b>0,98</b>	<b>3</b>
<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot	<b>0,90</b>	<b>3</b>
<i>Nitzschia levidensis</i> var. <i>salinarum</i> Grunow	<b>10,08</b>	<b>1</b>
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith var. <i>linearis</i>	<b>4,32</b>	<b>2</b>
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	<b>3,30</b>	<b>3</b>
<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow	<b>3,12</b>	<b>4</b>
<i>Nitzschia perminuta</i> (Grunow) M. Peragallo	<b>4,66</b>	<b>4</b>
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	<b>5,86</b>	<b>1</b>

**Anlage 2: Trophieoptima und Gewichtungswerte von Diatomeen in gepoolten Litoralproben**

<b>TAXON</b>	<b>TO-LIT</b>	<b>G-LIT</b>
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	<b>3,84</b>	<b>3</b>
<i>Nitzschia valdecostata</i> Lange-Bertalot & Simonsen	<b>7,73</b>	<b>1</b>
<i>Pinnularia anglica</i> Krammer	<b>0,37</b>	<b>2</b>
<i>Pinnularia appendiculata</i> (Agardh) Cleve	<b>7,12</b>	<b>1</b>
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	<b>3,17</b>	<b>3</b>
<i>Pinnularia</i> cf. <i>viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	<b>0,02</b>	<b>2</b>
<i>Pinnularia legumen</i> Ehrenberg	<b>1,57</b>	<b>4</b>
<i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehrenberg) W. Smith	<b>1,92</b>	<b>3</b>
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve s.l.	<b>4,80</b>	<b>2</b>
<i>Pinnularia nobilis</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	<b>4,66</b>	<b>4</b>
<i>Pinnularia nodosa</i> (Ehrenberg) W. Smith	<b>3,20</b>	<b>3</b>
<i>Pinnularia polyonca</i> (Brébisson) W. Smith	<b>0,85</b>	<b>3</b>
<i>Pinnularia rupestris</i> Hantzsch	<b>3,12</b>	<b>4</b>
<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory (incl. var. <i>elongata</i> Krammer)	<b>1,09</b>	<b>3</b>
<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer	<b>2,10</b>	<b>2</b>
<i>Pinnularia subrupestris</i> Krammer	<b>4,82</b>	<b>2</b>
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	<b>3,12</b>	<b>3</b>
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	<b>5,20</b>	<b>2</b>
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller var. <i>gibba</i>	<b>1,06</b>	<b>3</b>
<i>Sellaphora laevissima</i> (Kützing) Lange-Bertalot var. <i>laevissima</i>	<b>4,13</b>	<b>1</b>
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mann & Stickle var. <i>pupula</i>	<b>3,25</b>	<b>3</b>
<i>Sellaphora stroemii</i> Hustedt	<b>0,37</b>	<b>2</b>
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	<b>1,52</b>	<b>3</b>
<i>Stauroneis kriegerii</i> Patrick	<b>5,44</b>	<b>2</b>
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg	<b>0,90</b>	<b>2</b>
<i>Stauroneis siberica</i> Lange-Bertalot	<b>-1,31</b>	<b>1</b>
<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hustedt	<b>4,96</b>	<b>2</b>
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	<b>9,28</b>	<b>1</b>
<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Cleve & Müller	<b>6,42</b>	<b>1</b>
<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Hakansson & Hickel	<b>6,16</b>	<b>1</b>
<i>Surirella angusta</i> Kützing	<b>8,69</b>	<b>1</b>
<i>Surirella bifrons</i> Ehrenberg	<b>2,45</b>	<b>3</b>
<i>Surirella biseriata</i> Brébisson	<b>-0,19</b>	<b>1</b>
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	<b>9,86</b>	<b>1</b>
<i>Surirella linearis</i> f. <i>constricta</i> (Grunow) Hustedt	<b>-0,16</b>	<b>1</b>
<i>Surirella linearis</i> W. Smith var. <i>linearis</i>	<b>2,85</b>	<b>4</b>
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	<b>0,72</b>	<b>2</b>



Anlage 3: Dominanzwerte der Diatomeen des Usinger-Langkerns WIT aus dem Wittwese (Brandenburg)

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]						
	1	16	40	88	153	344	1544
<i>Achnanthes bioretii</i> Germain	0	0	0	0,31	0	0	0
<i>Achnanthes clevei</i> Grunow var. <i>clevei</i>	0,37	0,34	0,96	1,56	0	0	0,822
<i>Achnanthes conspicua</i> A. Mayer	0,22	0,17	0,26	0	0	0	0,411
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow var. <i>exigua</i>	0,51	0,34	0,61	1,4	0,12	0,19	0
<i>Achnanthes exilis</i> Kützing	0,07	0	0	0	0	0	0,822
<i>Achnanthes flexella</i> (Kützing) Brun	0,07	0	0,01	0,16	0,06	0	0
<i>Achnanthes joursacense</i> Heribaud	0,22	0,52	0,44	1,24	0,06	0	0
<i>Achnanthes laevis</i> Oestrup var. <i>laevis</i>	0	0,09	0	0,16	0	0,09	0,137
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot	0,37	0,6	1,14	1,56	0,06	0,09	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i> (Oestrup) Lange-Bertalot	0,29	0,34	0	0,16	0,06	0	0
<i>Achnanthes laterostrata</i> Hustedt	0,29	0,17	0,52	0	0	0	0
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing var. <i>minutissima</i>	4,4	4,13	4,02	1,24	0,06	0,09	1,78
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>affinis</i>	0	0	0	0	0	0	0,959
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>gracillima</i> (Carter) Lange-Bertalot ("lang & kopfig")	0,73	0,43	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>gracillima</i> Meister ("lang & schmal")	3,01	2,24	2,1	0,47	0	0,09	0,548
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>scotica</i> (Carter) Lange-Bertalot	0	0,09	0	0	0	0	0,822
<i>Achnanthes nathorstii</i> Brun	0	0	0,17	0	0	0	0
<i>Achnanthes ploenensis</i> Hustedt	0	0	0,17	0	0	0	0
<i>Achnanthes rosenstockii</i> Lange-Bertalot	0,51	0,52	0,35	0,16	0	0	0
<i>Achnanthes straubiana</i> Lange-Bertalot	0	0	0	2,33	0,12	0	0
<i>Achnanthes zieglerei</i> Lange-Bertalot	0,66	0,77	1,4	1,87	0,06	0	0,014
<i>Amphipleura pellucida</i> (Kützing) Kützing	0,15	0,17	0,09	0	0	0	0,137
<i>Amphora aequalis</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0,137
<i>Amphora fagediana</i> Krammer	0,15	0,43	0,09	0,16	0,06	0	1,643
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	0,29	0,69	0,61	0,16	0,87	2,31	1,78
<i>Amphora oligotraphenta</i> Lange-Bertalot	0,07	0,17	0,17	0	0,06	0	0
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	0,37	0,17	0,26	0,16	0,06	0	0,685
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	1,39	2,24	2,36	5,29	0,56	0,19	3,013
<i>Amphora thumensis</i> (A. Mayer) Cleve-Euler	0,88	1,38	1,49	4,35	0	0	0,548
<i>Aneumastus minor</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0,15	0,17	0,26	0,47	0	0	0
<i>Aneumastus stroesei</i> (Oestrup) Mann	0,07	0	0,09	0,16	0	0	0,411
<i>Aneumastus tusculus</i> (Ehrenberg) Mann	0,15	0,26	0,17	0,31	0	0,09	0,137
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer	0	0	0	0	0,06	0	0
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	22,3	21,8	8,62	0,47	0	0,46	2,191
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	0,22	0	0	3,27	54,6	20,9	0
<i>Aulacoseira subarctica</i> (O. Müller) Haworth	0	0,17	0	0	0	0	0
<i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot	0,29	0,69	0,17	0,47	0	0	0,822
<i>Caloneis amphibena</i> (Bory) Cleve	0,07	0	0	0	0	0	0
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	0	0	0,26	0	0	0	0,137
<i>Caloneis schumanniana</i> (Grunow) Cleve	0,15	0,09	0	0	0	0	0,411
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	0,22	0,17	0,09	0	0	0	0
<i>Campylodiscus hibernicus</i> Ehrenberg	0	0	0,17	0	0	0	0,137
<i>Cavinula pseudoscutiformis</i> Hustedt	0,07	0	0,09	0,16	0	0	0
<i>Cavinula scutelloides</i> W. Smith	0,07	0,26	0,52	0,16	0	0	0
<i>Cocconeis neodiminuta</i> Krammer	0	0	0	0,16	0,06	0	0
<i>Cocconeis neothumensis</i> Krammer	0,51	0,95	0,79	2,64	0,06	0	0
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	0,07	0,09	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	0,95	1,03	1,05	0,47	0,06	0,09	0
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolineata</i> Geitler	0	0	0	0,31	0	0	0
<i>Craticula cuspidata</i> Kützing	0,15	0,09	0,09	0,16	0	0,09	0,137
<i>Cyclotella antiqua</i> W. Smith	0	0	0	0	0	0	0,411
<i>Cyclotella bodanica</i> Grunow	0,07	0,09	0,09	0	0	0	0,548
<i>Cyclotella comensis</i> Grunow	26	26,7	25,9	7	0	0,46	11,64
<i>Cyclotella glabriuscula</i> (Grunow) Hakansson	0	0	0	0	0	0	0,137
<i>Cyclotella krammeri</i> Hakansson	0,44	0,34	0,35	0,62	0	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	0	0,09	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	0	0	0,09	0,31	0	0	0,822
<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	0,37	1,46	1,34	2,02	10,7	39	0,137
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W. Smith	0,15	0	0,09	0,16	0	0	0
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith	0,07	0,09	0,09	0,31	0	0	0
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	0,07	0,09	0	0	0	0	0,137
<i>Cymbella amphicephala</i> Naegeli	0	0,09	0,09	0,31	0	0,19	0,137

Anlage 3: Dominanzwerte der Diatomeen des Usinger-Langkerns WIT aus dem Wittwensee (Brandenburg)

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]						
	1	16	40	88	153	344	1544
<i>Cymbella amphicephala</i> var. <i>hercynica</i> (Schmidt) Cleve	0,15	0	0	0	0	0,09	0
<i>Cymbella angustata</i> (W.Smith) Cleve	0	0,26	0	0	0	0	0
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve	0	0	0	0	0	0	0,274
<i>Cymbella caespitosa</i> (Kützing) Brun	0,22	0,26	0,01	0,31	0	0	0,137
<i>Cymbella cesatii</i> (Rabenhorst) Grunow	0	0	0	0,16	0	0,19	0,137
<i>Cymbella cuspidata</i> Kützing	0,07	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh	0,07	0,09	0	0	0,12	0	0,137
<i>Cymbella delicatula</i> Kützing	0	0	0	0	0,06	0	0
<i>Cymbella descripta</i> (Hustedt) Krammer & Lange-Bertalot	0	0	0,17	0,47	0,06	0	0,137
<i>Cymbella ehrenbergii</i> Kützing	0,15	0,09	0,17	0,16	0	0,28	0
<i>Cymbella falaisensis</i> (Grunow) Krammer & Lange-Bertalot	0,22	0,09	0,09	0	0	0	0
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	0,22	0,09	0,26	0,16	0,12	0,09	0,137
<i>Cymbella incerta</i> var. <i>crassipunctata</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0,137
<i>Cymbella laevis</i> Naegeli	0	0	0	0	0	0,01	0
<i>Cymbella leptoceros</i> (Ehrenberg) Kützing	0	0,09	0,17	0	0	0	0,137
<i>Cymbella mesiana</i> Cholnoky	0,07	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella microcephala</i> Grunow	1,25	1,55	1,22	2,18	0,06	0	1,369
<i>Cymbella minuta</i> Hilse	0	0,34	0,09	0,47	0	0	0
<i>Cymbella naviculiformis</i> (Auerswald) Cleve	0,07	0,09	0,09	0	0,06	0,19	0,137
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	0,29	0,17	0,17	0,16	0	0,09	0,274
<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	0	0	0,09	0	0,19	0	0
<i>Cymbella subaequalis</i> Grunow	0,15	0,09	0,17	0,31	0,12	0,19	0
<i>Cymbella subcuspidata</i> Krammer	0	0	0	0	0,31	0,65	0
<i>Cymbellonitzschia diluviana</i> Hustedt	0	0	0	0,16	0	0	0
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	0,07	0	0,09	0	0,12	0,09	0,274
<i>Denticula tenuis</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0,411
<i>Diatoma tenuis</i> Agardh	0,29	0,52	0	0	0	0	0
<i>Diploneis dombliensis</i> (Grunow) Cleve	0	0	0,17	0,16	0	0	0
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	0	0	0	0	0,06	0	0,274
<i>Diploneis modica</i> Hustedt	0	0,09	0	0	0	0	0
<i>Diploneis oblongella</i> (Naegeli) Cleve-Euler	0	0	0,09	0	0	0	2,328
<i>Diploneis oculata</i> (Brébisson) Cleve	0,22	0,17	0,35	0,47	0	0	0,137
<i>Diploneis parva</i> Cleve	0,07	0,09	0,17	0,31	0,06	0,28	1,506
<i>Diploneis subconstricta</i> (A. Cleve) Cleve-Euler	0,29	0	0	0	0	0	0
<i>Ellerbeckia arenaria</i> (Moore) Crawford	0	0	0,26	0	0	0	0
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	0,29	0,26	0,35	0,16	0	0	0
<i>Epithemia smithii</i> Carruthers	0,07	0,09	0	0	0	0	0
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	0,07	0,01	0,44	0	0,06	0	0,137
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	0,07	0,09	0,09	0	0	0	0
<i>Eunotia arcubus</i> Nörpel & Lange-Bertalot	0,15	0,09	0,09	0	0	0	0,137
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills var. <i>bilunaris</i> sensu lato	0,01	0	0,09	0	0	0	0,274
<i>Eunotia cf. monodon</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0,09	0
<i>Eunotia glacialis</i> Meister	0	0	0	0	0,06	0,09	0,411
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow in Van Heurck	0	0	0	0,16	0	0,09	0
<i>Eunotia pectinalis</i> (Dillwyn) Rabenhorst	0	0	0	0	0,06	0	0
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow	0,73	1,29	2,19	2,64	0,06	0,09	1,643
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>capucina</i>	0	0,09	0,09	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i> (Rabenhorst) Rabenhorst	0,15	0	0,09	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0,07	0	0,09	0	0	0	0
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow f. <i>construens</i>	2,71	2,41	4,02	7,93	1,81	5,83	0,685
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i> (Ehrenberg) Hustedt	0	0,09	0	0	0	0,19	0,137
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i> (Ehrenberg) Hustedt	0,95	0,6	2,01	3,27	0,25	0,93	10,96
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	2,2	1,63	1,75	0,62	0,06	0	0
<i>Fragilaria delicatissima</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0,12	0	0
<i>Fragilaria lapponica</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	10,96
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>dubia</i> (Grunow) Hustedt	0,15	0,17	0,17	0,16	0,12	0	0,274
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>leptostauron</i> (Ehrenberg) Hustedt	0	0	0	0	0	0	0,411
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>martyi</i> (Heribaud) Lange-Bertalot	0,07	0	0,09	0	0	0	0
<i>Fragilaria nanana</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0,16	0	0,19	0
<i>Fragilaria parasitica</i> (W. Smith) Grunow var. <i>parasitica</i>	0,15	0,17	0,52	0,62	0	0	4,382
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> Grunow	0,22	0,17	0,26	0,31	0,37	0,56	0
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg f. <i>pinnata</i>	1,1	1,72	1,57	4,51	1,56	4,35	4,656

**Anlage 3: Dominanzwerte der Diatomeen des Usinger-Langkerns WIT aus dem Wittesee (Brandenburg)**

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]						
	1	16	40	88	153	344	1544
<i>Fragilaria pseudoconstruens</i> Marciniak	0	0	0	0	0	0	6,3
<i>Fragilaria robusta</i> (Fusey) Manguin	0	0	0,09	0	0,12	0,19	3,013
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot var. <i>ulna</i> sensu lato	0	0	0	0	0,19	0,19	0
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0	0	0,09	0	0	0,37	0
<i>Geissleria cummerowii</i> (Kalbe) Lange-Bertalot	0,22	0,17	0,26	1,4	0	0,09	0
<i>Geissleria decussis</i> (Hustedt) L.-B. & Metzeltin	0,07	0	0	0,31	0	0	0
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	0,07	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema auritum</i> A. Braun	0	0	0	0	0	0	0,137
<i>Gomphonema brebissonii</i> Kützing	0	0	0	0	0,06	0,09	0,548
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0,06	0	0
<i>Gomphonema dichotomum</i> Kützing	0	0	0,17	0,31	0	0	0
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	0,01	0	0,44	0,16	0,19	0,37	0,274
<i>Gomphonema occultum</i> Reichardt & Lange-Bertalot	0,01	0,09	0	0	0,06	0	0
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceoides</i> (Hust.) L.-B. & Reichardt	0	0,17	0	0,16	0	0	0
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parvulum</i>	0,01	0	0	0	0,25	0,19	0
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	0,29	0,26	0,35	0,16	0	0	0,137
<i>Gomphonema subtile</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0,06	0	0
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	0,07	0	0,09	0	0,12	0,37	0,137
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	0,29	0,17	0,44	0,31	0	0	1,506
<i>Gyrosigma nodiferum</i> (Grunow) Reimer	0,37	0,26	0,79	0,62	0	0	0,822
<i>Hantzschia elongata</i> (Hantzsch) Grunow	0	0	0	0	0	0,09	0
<i>Hippodonta lueneburgensis</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0,137
<i>Mastogloia grevillei</i> W. Smith	0,07	0	0,09	0	0	0	0,274
<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites	0,29	0,43	0,79	0,78	0	0	0,411
<i>Navicula (Geissleria) schoenfeldii</i> Hustedt	0,15	0,34	1,31	0,31	0	0	0
<i>Navicula absoluta</i> Hustedt	0,37	0,43	0,26	0,31	0	0	0
<i>Navicula bacillum</i> Ehrenberg	0,15	0,09	0,61	0,78	0,31	0,28	0,274
<i>Navicula bryophila</i> Petersen	0,07	0,09	0,35	0,16	0	0	0,137
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	0,29	0,43	0,61	1,4	0	0	0,137
<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	0	0	0	0	0	0	0,137
<i>Navicula clementis</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0,137
<i>Navicula concentrica</i> Carter	0,07	0,34	0,26	0,16	0	0	0
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	0,29	0,09	0,09	0	0,06	0	0
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	0	0,09	0	0	0	0	0
<i>Navicula cryptotenelloides</i> Lange-Bertalot	0,73	0,52	0,52	0,47	0	0	0,411
<i>Navicula densilineolata</i> Lange-Bertalot	0	0,09	0,09	0,31	0,06	0,09	0,274
<i>Navicula diluviana</i> Krasske	0,07	0	0	0,16	0,06	0	0
<i>Navicula disjuncta</i> Hustedt	0	0	0,44	0	0	0	0
<i>Navicula elginensis</i> (Gregory) Ralfs var. <i>elginensis</i>	0	0,09	0,17	0,31	0	0	0
<i>Navicula explanata</i> Hustedt	0,07	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula gastrum</i> (Ehrenberg) Kützing var. <i>gastrum</i>	0,15	0,09	0,17	0,16	0	0	0
<i>Navicula gottlandica</i> Grunow	0,07	0,26	0,09	0	0	0	0
<i>Navicula jaagii</i> Meister	0	0	0	0	0,31	0,37	0
<i>Navicula jentzschii</i> Grunow	0,07	0,26	0,26	0	0	0	0
<i>Navicula lacustris</i> Gregory	0	0	0,09	0	0,06	0,09	0
<i>Navicula laterostrata</i> Hustedt	0,15	0	0,09	0,31	0	0	0
<i>Navicula menisculus</i> Schumann var. <i>menisculus</i>	0,15	0,17	0,17	0,16	0	0,09	0,137
<i>Navicula minima</i> Grunow	0,22	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula minuscula</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0,274
<i>Navicula oblonga</i> Kützing	0,15	0,17	0,44	0	0,06	0	0,137
<i>Navicula oligotrappenta</i> Lange-Bertalot & Hofmann	0,07	0,09	0,17	0,16	0	0	0
<i>Navicula oppugnata</i> Hustedt	0,07	0,09	0,17	0,16	0	0	0
<i>Navicula placentula</i> (Ehrenberg) Kützing	0,07	0,17	0,09	0,31	0	0	0
<i>Navicula praeterita</i> Hustedt	0	0,09	0,09	0,16	0,06	0	0,274
<i>Navicula protracta</i> (Grunow) Cleve	0,07	0	0	0,16	0	0	0
<i>Navicula pseudanglica</i> Lange-Bertalot var. <i>pseudanglica</i>	0,07	0	0	0	0	0	0,685
<i>Navicula pseudolanceolata</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0,137
<i>Navicula pseudoventralis</i> Hustedt	2,2	1,12	1,49	1,24	0,62	2,13	0
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	0,88	0,52	0,96	0,93	0,25	0,56	0,137
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot var. <i>reichardtiana</i>	0,15	0,26	0,17	0,93	0	0	0,274
<i>Navicula reinhardtii</i> (Grunow) Grunow	0,07	0	0	0	0	0	0,137
<i>Navicula ricardae</i> Lange-Bertalot	0	0,6	1,05	0	0	0	0

**Anlage 3: Dominanzwerte der Diatomeen des Usinger-Langkerns WIT aus dem Wittweese (Brandenburg)**

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]						
	1	16	40	88	153	344	1544
<i>Navicula seibigiana</i> Lange-Bertalot	0,22	0,17	0,09	1,09	0	0	0
<i>Navicula seminulum</i> Grunow	0	0,09	0	0,16	0	0	0
<i>Navicula</i> sp. nov. aff. <i>lacusbaicali</i> Lange-Bertalot	0,07	0	0,09	0	0	0	0
<i>Navicula subalpina</i> Reichardt	0,66	0,6	0,44	0,31	0	0,09	0,685
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müller) Bory	0	0	0,09	0	0	0	0
<i>Navicula trophicatrix</i> Lange-Bertalot	0,44	0,17	0,52	0,16	0	0	0,137
<i>Navicula upsaliensis</i> Lange-Bertalot	0,22	0	0	0	0	0	0,137
<i>Navicula utermoehlii</i> Hustedt (incl. <i>subrotundata</i> Hustedt)	0,59	0,34	0,44	1,24	0,12	0	0
<i>Navicula viridulacalcis</i> Lange-Bertalot (= früher sub var. <i>linearis</i> Hustedt)	0,22	0,17	0,09	0,31	0	0	0
<i>Navicula vulpina</i> Kützing	0,07	0,17	0,17	0,16	1,75	2,68	0,137
<i>Neidium ampliatum</i> (Ehrenberg) Krammer	0,07	0,09	0,09	0,16	0,44	1,39	0
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	0,15	0,17	0,09	0,31	0,12	0,19	0,137
<i>Neidium iridis</i> (Ehrenberg) Cleve	0,07	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia angustata</i> (W. Smith) Grunow	0,07	0	0,09	0,31	0	0	0,014
<i>Nitzschia bacillum</i> Hustedt	1,61	1,38	1,05	3,89	0	0	1,78
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>dissipata</i>	0,44	0,17	0,26	0	0	0	0,274
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	0,07	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	0,29	0,17	0,09	0	0	0	0,137
<i>Oestrupia zachariasi</i> (Reichert) Hustedt	0	0,26	0,09	0,47	0	0	0
<i>Pinnularia inconstans</i> Mayer	0	0	0	0	0,06	0	0
<i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehrenberg) W. Smith	0	0	0	0	0	0	0,137
<i>Pinnularia nobilis</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	0,01	0	0,09	0	0	0	0
<i>Pinnularia rupestris</i> Hantzsch	0,07	0,09	0,17	0,31	0	0	0
<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer	0,07	0,09	0,26	0,16	0,06	0	0
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	0,15	0,09	0,17	0,16	0	0,19	0,137
<i>Pinnularia viridis</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0,37	0
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	0	0	0,09	0	0	0	0
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller var. <i>gibba</i>	0,15	0,26	0,17	0,16	0	0	0,137
<i>Sellaphora laevissima</i> Kützing	0,07	0,09	0,61	0,47	0,69	2,59	0,274
<i>Sellaphora pupula</i> Kützing var. <i>pupula</i>	0,59	0,69	0,7	1,24	0,56	0,83	0,411
<i>Sellaphora verecundiae</i> Lange-Bertalot	0,73	0,6	0,87	1,56	0	0,09	0
<i>Stauroneis acuta</i> W. Smith	0,07	0	0,09	0	0	0	0
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	0,15	0,09	0	0	0	0	0
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg	0,15	0,17	0,26	0,16	0,44	0,28	0
<i>Stauroneis siberica</i> (Grunow) Lange-Bertalot & Krammer	0	0	0,35	0,62	0,5	0,37	0
<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	0	0,09	0,26	0	0	0	0,411
<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hustedt	1,39	0,91	0,26	0,16	0	0,83	0,548
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	0	0	0	0,16	0	0	0
<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Hakansson & Hickel	0	0	0	0	0	0	0,137
<i>Surirella bifrons</i> Ehrenberg	0,07	0,09	0,09	0	0	0,09	0
<i>Surirella biseriata</i> Brebisson	0,07	0,09	0	0	0	0	0
<i>Surirella linearis</i> f. <i>constricta</i> (Grunow) Hustedt	0,07	0,09	0,17	0	0,12	0,19	0,137
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	1,47	1,1	2,49	4,51	18,4	5,42	1,233

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																					
	2	18	34	50	66	90	112	148	172	212	300	428	586	746	906	1066	1224	1480	1704	1894	2132	
<i>Achnanthes bioretii</i> Germain	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes clevei</i> Grunow var. <i>clevei</i>	0,49	0,2	0,33	0,33	0,63	1,05	1,56	1,17	1	0,94	1,8	0,3	0,24	0,14	0,29	0,043	0,074	0	0,284	0,331	1,279	
<i>Achnanthes conspicua</i> A. Mayer	0,11	0	0,06	0	0	0	0	0,11	0,2	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes delicatula</i> (Kützing) Grunow ssp. <i>delicatula</i>	0,05	0	0	0,05	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0,14	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow var. <i>exigua</i>	0	0,05	0,06	0	0,08	0,09	0	0,11	0,13	0,09	0,14	0	0,06	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes exilis</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0,133	0	0	0,128	0
<i>Achnanthes flexella</i> (Kützing) Brun	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,128	0
<i>Achnanthes hungarica</i> (Grunow) Grunow	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes joursacense</i> Heribaud	0,27	0,2	0,33	0,27	0,08	0,09	0,71	0,43	0,94	0,17	0,56	0,07	0,06	0,07	0,07	0,043	0	0,066	0	0	1,023	0
<i>Achnanthes kolbei</i> Hustedt	0	0	0,11	0,05	0	0	0,07	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0,043	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes laevis</i> Oestrup var. <i>laevis</i>	0	0	0,11	0,11	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0,07	0	0	0,133	0	0	0,128	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot	0,16	0,05	0,11	0,11	0,08	0	0,28	0,11	0,07	0,34	0,28	0	0	0	0	0,074	0	0	0	0	0,384	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i> (Brebisson) Grunow	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i> (Oestrup) Lange-Bertalot	0,05	0	0,06	0,05	0,08	0,09	0	0	0,07	0	0,14	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes laterostrata</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,074	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing var. <i>minutissima</i>	0,27	0,05	0	0,05	0,16	0,26	0	0,11	0	0,09	0,28	0	0,06	0,14	0,29	0,128	0,147	0,332	0,142	0	1,535	0
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>gracillima</i> Meister ("lang&schmal")	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,18	0,07	0,07	0,256	0,147	0,93	0,213	0	0,895	0
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>scotica</i> (Carter) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,256	0
<i>Achnanthes ploenensis</i> Hustedt	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes rosenstockii</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,071	0	0,895	0
<i>Achnanthes straubiana</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,512	0
<i>Achnanthes trinodis</i> (W. Smith) Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,128	0
<i>Achnanthes zieglerei</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0,05	0,08	0	0,14	0	0	0,17	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,384	0
<i>Amphipleura pellucida</i> (Kützing) Kützing	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,256	0
<i>Amphora fogediana</i> Krammer	0,05	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amphora inariensis</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,066	0	0	1,663	0
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	0,49	0,35	0,28	0,11	0,24	0,35	0,43	0,43	0,4	0,26	0,28	1,78	0,72	0,42	0,72	0,726	0,957	0,465	1,208	1,104	0	0
<i>Amphora oligotraphenta</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,043	0	0	0,142	0,221	0,256	0
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	0,05	0,15	0,17	0,16	0,24	0,26	0,14	0,32	0,2	0,51	0,28	0,59	0,48	0,21	0,07	0,47	0,294	0,133	0,64	1,435	0,128	0
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	1,37	1,01	1,11	1,03	1,96	2,11	2,83	3,08	3,67	1,87	2,29	1,34	0,84	0,42	0,22	0,128	0,368	0,598	0,284	0,331	5,116	0
<i>Amphora thumensis</i> (A. Mayer) Cleve-Euler	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,767	0
<i>Aneumastus minor</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0,08	0,09	0,28	0,11	0,67	0,34	0,28	0,07	0	0,07	0,14	0,043	0	0,066	0,071	0	0,384	0
<i>Aneumastus stroesei</i> (Oestrup) Mann	0	0	0	0	0	0	0,14	0	0,13	0,09	0,14	0	0,18	0,07	0,14	0,043	0,074	0,332	0,284	0,221	0,128	0
<i>Aneumastus tusculus</i> (Ehrenberg) Mann	0,16	0,15	0,11	0,22	0,16	0,09	0,14	0,11	0,2	0,43	0,49	0,15	0,24	0,21	0,14	0,043	0,221	0,398	0,142	0,552	0,128	0
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,085	0,074	0,066	0,071	0	0	0

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																				
	2	18	34	50	66	90	112	148	172	212	300	428	586	746	906	1066	1224	1480	1704	1894	2132
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	4,87	4	1,73	1,03	0,75	1,9	0,46	0,21	0,27	1,38	0	2,72	0,99	1,48	5,76	4,646	2,712	1,792	1,035	0,331	0,895
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	2,85	3,42	5,2	4,34	3,28	1,38	6,65	0,91	7,97	5,34	3,3	6,56	17,6	11,1	4,35	1,478	6,271	0,956	11,9	2,523	0
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen f. <i>curvata</i>	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen sensu lato	10,1	13,9	15,6	6,63	27,6	32,4	45,7	42,7	39,6	7,59	46,5	3,36	12,6	5,91	5,2	2,218	4,068	0,266	0	0,221	0
<i>Aulacoseira islandica</i> Simonsen	0,95	3,65	9,9	1,94	5,97	5,52	0	6,36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira subarctica</i> (O. Müller) Haworth	0,05	1,3	0,62	0,05	1,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,256
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	0	0	0,06	0	0,16	0	0,07	0,21	0,07	0	0,07	0	0	0	0	0	0,074	0	0,071	0	0,128
<i>Caloneis latiuscula</i> (Kützing) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,066	0	0,11	0,128
<i>Caloneis leptosoma</i> (Grunow) Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,071	0	0
<i>Caloneis pulchra</i> Messikommer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,074	0	0	0	0
<i>Caloneis schumanniana</i> (Grunow) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,12	0,07	0	0	0,074	0,066	0	0,11	0	
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	0	0,05	0,06	0,05	0	0,09	0,07	0,21	0,13	0,09	0,01	0	0,01	0,14	0,07	0,085	0,074	0,066	0	0,11	0
<i>Campylodiscus hibernicus</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0,043	0	0	0	0	0
<i>Cavinula scutelloides</i> W. Smith	0,82	0,4	0,61	0,49	1,1	1,41	3,4	3,94	4,48	3,91	0,49	0,07	0,06	0,07	0,07	0	0	0,066	0,071	0,11	0
<i>Cocconeis disculus</i> (Schumann) Cleve	0	0,05	0	0	0,16	0	0,14	0,11	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis neodiminuta</i> Krammer	0,22	0,05	0	0,05	0	0	0,07	0	0	0	0,21	0	0	0,07	0,07	0	0	0,133	0	0,11	0,384
<i>Cocconeis neothumensis</i> Krammer	0,22	0,15	0,06	0,11	0,24	0,18	0,35	0,43	0,6	0,43	1,11	0,15	0,18	0	0,07	0	0,074	0,133	0	0,11	0,64
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	0,11	0,1	0,22	0,11	0,08	0,18	0	0,43	0,07	0,09	0,07	0,15	0,06	0,07	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	0,27	0,25	0,5	0,33	0,63	0,88	0,21	2,02	0,2	0,43	0,56	0,07	0,18	0,42	0,22	0,043	0,074	0,266	0	0,11	0,767
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolineata</i> Geitler	0	0,1	0,22	0,16	0,31	0,88	0,14	0,53	0,13	0,09	0,21	0,07	0,06	0,14	0	0	0	0,066	0,071	0	0,128
<i>Craticula cuspidata</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0,07	0,07	0,043	0,074	0,133	0	0,11	0
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	2,49	3,53	3,71	4,11	4,93	3,62	2,47	3,18	2,09	9,48	5,2	5,28	1,98	3,62	4,63	3,907	3,559	0	0,776	0	0
<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (Hohn, Hellerman) Theriot, Stoermer & Hak.	0	0,05	0,11	0,05	0,16	0,17	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella comensis</i> Grunow	0,05	0,15	0	0,11	0,16	1,55	0,77	0,32	1,18	3,45	1,78	5,76	22	16,1	22,3	39,7	30	43,25	45,67	7,569	35,43
<i>Cyclotella distinguenda</i> Hustedt var. <i>distinguenda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,074	0	0,355	0	0,767
<i>Cyclotella distinguenda</i> var. <i>unipunctata</i> (Hust.) Hak. & Carter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,847	2,031	0,517	0	0
<i>Cyclotella krammeri</i> Hakansson	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,64
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	0	0	0,11	0,05	0,16	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,147	0,239	1,682	15,37	8,442
<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	11	6,24	5,69	3,54	3,28	2,41	0,62	0,91	0,78	4,14	1,02	3,04	3,71	4,56	11,4	8,659	5,085	5,496	4,398	15,14	2,814
<i>Cyclotella rossii</i> Hakansson	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,767
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W. Smith	0	0,05	0,06	0	0	0	0,14	0,11	0	0,09	0	0	0	0,07	0,07	0,085	0,074	0,066	0,071	0,221	0
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith	0,05	0,15	0,06	0,05	0,16	0,09	0,14	0	0,07	0,17	0,21	0,15	0,24	0,35	0,29	0,171	0,515	0,266	0,213	0,442	0
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	0,05	0,05	0	0,05	0	0	0,14	0	0,13	0,34	0	0,52	0,72	0,77	0,5	0,598	0,515	0,797	0,924	1,988	0,128

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																				
	2	18	34	50	66	90	112	148	172	212	300	428	586	746	906	1066	1224	1480	1704	1894	2132
<i>Cymbella amphicephala</i> Naegeli	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0,06	0,14	0,07	0,171	0,147	0,066	0,213	0,221	0,128
<i>Cymbella ancylis</i> Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,074	0	0	0	0	0
<i>Cymbella angustata</i> (W. Smith) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,013
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve	0,01	0	0,11	0	0,16	0,18	0	0	0	0,09	0,14	0,15	0,12	0,07	0,14	0,043	0,147	0,066	0,071	0,11	0
<i>Cymbella caespitosa</i> (Kützing) Brun	0,11	0,05	0	0,05	0,08	0,18	0,07	0,21	0,07	0,17	0,07	0,07	0,12	0	0	0,128	0,074	0,398	0,213	0,331	0,128
<i>Cymbella cesatii</i> (Rabenhorst) Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0,07	0	0,214	0,221	0	0,142	0,11	0
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner	0,05	0,1	0,06	0	0,16	0,18	0	0,21	0,07	0,34	0,07	0,45	0,6	0,63	0,43	0,085	0,147	0,266	0,284	0,663	0
<i>Cymbella cuspidata</i> Kützing	0	0	0	0	0,08	0	0,14	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh	0	0	0	0	0,08	0	0,07	0	0	0	0,07	0,07	0,24	0,63	0,43	0,342	0,221	0,398	0,284	0,442	0
<i>Cymbella delicatula</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,331	0,128
<i>Cymbella ehrenbergii</i> Kützing	0	0,05	0,06	0	0	0	0,07	0	0,07	0,09	0	0,15	0,12	0,07	0,29	0,128	0,074	0,199	0,142	0,331	0,141
<i>Cymbella falaisensis</i> (Grunow) Krammer & Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0,147	0,133	0	0	0,384
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	0,05	0	0	0	0	0	0,07	0,11	0	0,09	0,14	0,3	1,08	0,7	0,43	0,47	0,589	1,262	1,066	2,098	0
<i>Cymbella hybrida</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0,133	0	0	0,128
<i>Cymbella hybrida</i> var. <i>lanceolata</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella laevis</i> Naegeli	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehrenberg) Kirchner	0,05	0,05	0	0,11	0,08	0,09	0	0	0,07	0,17	0,01	0,07	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella lata</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0,07	0,11	0,07	0,09	0	0	0	0	0	0,043	0,074	0	0,071	0	0
<i>Cymbella leptoceros</i> (Ehrenberg) Kützing	0,05	0,05	0,06	0,05	0,08	0,09	0,07	0,11	0,07	0,17	0,14	0,07	0,36	0,28	0,14	0,043	0,074	0,266	0,142	0,552	0
<i>Cymbella mesiana</i> Cholnoky	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0,043	0,074	0,133	0	0	0
<i>Cymbella microcephala</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0,128	0,074	0,066	0,142	0	0,128
<i>Cymbella prostata</i> (Berkeley) Cleve	0	0	0,17	0	0	0,09	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella proxima</i> Reimer	0,16	0	0	0,05	0	0,09	0	0,21	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	0,05	0,1	0,11	0,22	0,16	0,18	0	0	0,07	0,34	0	0,3	0,24	0,49	0,86	0,214	0,663	0,266	0,426	0,552	0,128
<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	0	0,05	0,06	0	0	0	0,21	0,32	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella subaequalis</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0,14	0	0	0	0,07	0,07	0,24	0,28	0,29	0,085	0,221	0,199	0,213	0,11	0
<i>Cymbella subcuspidata</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella tumidula</i> var. <i>lancettula</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0,07	0,14	0,128	0,147	0,398	0,071	0	0,512
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,14	0,07	0,043	0	0,066	0	0,221	0,256
<i>Denticula kuetzingii</i> var. <i>rumrichae</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,085	0	0	0,071	0,994	0
<i>Diatoma ehrenbergii</i> Kützing	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0,07	0	0	0,074	0	0	0	0
<i>Diatoma tenue</i> Agardh	1,31	1,41	1,73	0,81	1,19	1,32	0,85	0,21	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diatoma vulgare</i> Kützing	0,01	0,1	0,06	0,11	0	0,09	0,28	0,21	0	0,09	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																					
	2	18	34	50	66	90	112	148	172	212	300	428	586	746	906	1066	1224	1480	1704	1894	2132	
<i>Diploneis domblittensis</i> (Grunow) Cleve	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,06	0	0,14	0	0,074	0	0,071	0,221	0,128	0
<i>Diploneis modica</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0,09	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diploneis oblongella</i> (Naegeli) Cleve-Euler	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,071	0	0,128	0
<i>Diploneis oculata</i> (Brébisson) Cleve	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diploneis parma</i> Cleve	0	0,05	0,11	0	0,08	0,18	0,07	0,21	0,07	0,17	0,07	0,3	0,12	0,28	0,14	0,085	0,294	0,133	0,213	0,552	0,512	0
<i>Diploneis subconstricta</i> (A.Cleve) Cleve-Euler	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,013
<i>Ellerbeckia arenaria</i> (Moore) Crawford	0,05	0,05	0,17	0,11	0,08	0,18	0	0,43	0,2	0,43	0,07	0,3	0,18	0,56	0,14	0,085	0,147	0,066	0,071	0,11	0,128	0
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brebisson	0,16	0,15	0,11	0,05	0,47	0,44	0,57	0,32	0,8	0,85	0,56	1,41	0,3	0,84	0,65	0,128	0,442	0,266	0,213	0,994	0,256	0
<i>Epithemia smithii</i> Carruthers	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,066	0,142	0,221	0,128	0
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	0,16	0,15	0,06	0,16	0,08	0,18	0,14	0,32	0	0,09	0,14	0,07	0,18	0,07	0,14	0,043	0,147	0,199	0,213	0,221	0,384	0
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	0,11	0,05	0,28	0,16	0,16	0,97	0,07	1,06	0,07	0,51	0,28	0,82	0,18	0,28	0,14	0,043	0,074	0	0,142	0,11	0,128	0
<i>Eunotia arcubus</i> Nörpel & Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,18	0	0	0	0	0,066	0	0	0	0
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills var. <i>bilunaris</i> sensu lato	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0,07	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,11	0	0
<i>Eunotia formica</i> Ehrenberg	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia glacialis</i> Meister	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow in Van Heurck	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria berlinensis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria bidens</i> Heiberg	0,05	0,05	0,06	0,11	0,16	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow	2,19	1,56	1,39	1,25	3,69	2,02	4,75	3,72	5,08	6,46	4,86	4,3	3,48	6,04	4,97	1,196	0,736	0,731	0,142	0,442	1,151	0
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>capucina</i>	0,27	0,1	0	0	0	0	0,07	0,21	0,07	0,17	0,14	0,07	0,18	0	0,07	0,085	0,294	0,066	0,071	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>amphicephala</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,066	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i> (Oestrup) Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,071	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i> (Rabenhorst) Rabenhorst	0,16	0,65	0,61	0,43	0,39	0,97	0,71	0,11	0,27	0,17	0,56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,074	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>radians</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,043	0,074	0	0	0,11	0,128	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0,05	0	0,06	0	0,08	0,09	0	0,21	0	0	0	0	0	0,14	0,22	0,085	0	0,133	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0,49	0,91	1,11	0,6	1,1	2,55	0,5	1,7	0,8	1,53	0,49	0,96	1,38	1,33	0,86	0,555	0,294	0,731	1,137	0,883	0	0
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow f. <i>construens</i>	0,71	1,01	1,5	1,36	1,81	1,67	2,2	3,3	2,14	7,74	2,57	6,53	4,26	3,72	4,54	0,555	0,736	0,531	0,071	0,11	1,023	0
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i> (Ehrenberg) Hustedt	0,22	0,76	0,5	1,2	2,59	0,88	0,64	0,43	0,4	0,77	1,11	0,3	0,18	0,35	0,14	0	0,147	0,133	0	0	0,384	0
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i> (Ehrenberg) Hustedt	0,22	0,25	0,39	0,38	0,86	0,26	0,28	0,11	0,33	0,43	0,69	2,15	0,66	0,77	0,79	0,171	0,074	0,133	0,213	0,11	3,326	0
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	2,29	0,71	1,22	1,9	1,34	2,55	0,78	0	0,13	0,68	0	2,52	1,26	1,4	2,96	2,607	5,006	0,133	0,569	0	0	0
<i>Fragilaria delicatissima</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	1,86	0,1	0	0	0	0,09	1,2	0	0	0,68	0,14	3,19	0	0	0	0	0	0,066	0	0,442	0	0
<i>Fragilaria dilatata</i> (Brebisson) Lange-Bertalot	0,05	0,05	0	0	0,08	0	0,01	0	0	0,09	0,07	0,15	0,12	0	0	0,043	0	0	0	0,011	0	0
<i>Fragilaria fasciculata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	0	0	0,06	0,27	0,24	0,18	0	0,32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																				
	2	18	34	50	66	90	112	148	172	212	300	428	586	746	906	1066	1224	1480	1704	1894	2132
<i>Fragilaria lapponica</i> Grunow	0,05	0,1	0	0,11	0,16	0,09	0,35	0,21	0,07	0,77	0,28	0,22	0	0,14	0,14	0	0,074	0	0	0	0
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>dubia</i> (Grunow) Hustedt	0,44	0,4	0,5	1,25	1,1	1,41	2,83	2,02	3,41	2,72	2,08	2,15	0,3	0,91	0,5	0,128	0,147	0,266	0	0,11	0,256
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>leptostauron</i> (Ehrenberg) Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>martyi</i> (Heribaud) Lange-Bertalot	0,05	0	0	0,05	0,24	0,09	0,07	0	0,33	0,26	0,21	0,52	0	0	0,043	0	0,066	0	0	0	0
<i>Fragilaria nanana</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,111	4,062	0	0	0
<i>Fragilaria nitzschioides</i> Grunow	0	0	0	0,05	0	0	0,07	0	0,07	0	0	0,07	0,12	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria parasitica</i> (W. Smith) Grunow var. <i>parasitica</i>	0	0	0,06	0,16	0	0,18	0,28	0,11	0,07	0,17	0,14	0	0,3	0,14	0,22	0,085	0,221	0,598	0,284	0,11	0,512
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg f. <i>pinnata</i>	0,66	0,3	0,39	0,87	1,73	1,23	2,83	1,06	2,81	1,02	1,94	0,59	0,54	0,42	0,72	0,214	0,147	0,133	0,071	0,221	2,686
<i>Fragilaria robusta</i> (Fusey) Manguin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,071	0	0,128
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,085	3,976	8,961	4,407	7,177	0	0
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot var. <i>ulna</i> sensu lato	0,6	0,6	0,61	0,38	1,26	1,23	0,71	1,49	1,14	1,79	1,46	1,78	2,28	1,9	1,15	0,47	0,221	0,597	1,066	3,202	0
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	1,31	0,76	0,94	0,27	0,39	0,44	1,77	0,43	1,14	2,04	1,25	2,74	5,58	3,93	3,46	2,265	5,522	2,509	5,331	2,54	0,128
<i>Geissleria cummerowii</i> (Kalbe) Lange-Bertalot	0,6	0,25	0,17	0,16	0,16	0,26	0,35	0,43	0,53	0,6	0,76	0,52	0	0,35	0,14	0,043	0	0,133	0,007	0	0
<i>Geissleria decussis</i> (Hustedt) L.-B. & Metzeltin	0,11	0,05	0	0	0,08	0,09	0	0	0,07	0,09	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,128
<i>Geissleria schoenfeldii</i> Hustedt	0,16	0,05	0,06	0,11	0	0,09	0,07	0	0,13	0,51	0,07	0,3	0,3	0,28	0,36	0,085	0,368	0,066	0,142	0,11	0
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	0	0	0,06	0,05	0	0	0	0	0	0	0,07	0,15	0,06	0,07	0,07	0	0,074	0,133	0,142	0	0
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg var. <i>augur</i>	0	0	0	0	0,08	0	0	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema brebissonii</i> Kützing	0,05	0	0,06	0	0,08	0	0,07	0	0	0,09	0,07	0,22	0,24	0,21	0,14	0,085	0,074	0,266	0,213	0,221	0,013
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	0,05	0	0	0	0	0,18	0	0,11	0	0,09	0	0	0,06	0,14	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema dichotomum</i> Kützing	0,05	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0,18	0,28	0,14	0	0,074	0,133	0,213	0,221	0,256
<i>Gomphonema grovei</i> var. <i>lingulatum</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0	0	0,06	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema insigne</i> Gregory	0,05	0	0,06	0	0,08	0,09	0	0	0,07	0,26	0,07	0	0,12	0	0	0	0,074	0	0	0	0
<i>Gomphonema lateripunctatum</i> Reichardt & Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,128
<i>Gomphonema micropus</i> Kützing	0,05	0,05	0	0	0	0,09	0,14	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0,071	0	0
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brebisson var. <i>olivaceum</i>	0,11	0,15	0,17	0,11	0,08	0,7	0	0,32	0	0,09	0,14	0	0	0,14	0	0	0	0,066	0,071	0,11	0
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceoides</i> (Hust.) L.-B. & Reichardt	0,05	0	0	0	0,08	0,09	0	0,11	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parvulum</i>	0,05	0	0,11	0,05	0,08	0	0,07	0	0,07	0,09	0,07	0,07	0,24	0,21	0,07	0,171	0	0,133	0,071	0	0
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	0,05	0,15	0,11	0,05	0	0,09	0,14	0,21	0,13	0,17	0,07	0,07	0,12	0	0,07	0	0,074	0,199	0,071	0,331	0
<i>Gomphonema tenue</i> Fricke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,22	0	0,074	0	0	0	0
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	0,11	0,25	0,11	0,11	0,24	0,09	0,07	0,32	0,07	0,34	0,07	0,07	0,12	0,14	0,14	0,043	0,074	0,133	0,071	0,221	0
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg	0	0,05	0	0	0	0	0,07	0	0,13	0,17	0	0,15	0,12	0,21	0	0,043	0	0	0,071	0,221	0,128
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	0,05	0,05	0,11	0,16	0,39	0,61	0,43	0,53	0,4	0,34	0,56	0,37	0,12	0,56	0,29	0,256	0,294	0,266	0,071	0,221	0
<i>Gyrosigma nodiferum</i> (Grunow) Reimer	0	0	0,06	0,05	0	0,09	0,28	0,21	0,07	0,09	0,07	0	0	0,14	0	0	0	0	0	0	0,013
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehr.) L.-B., Metzeltin & Witkowski	0,11	0,05	0,06	0	0,08	0	0	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																				
	2	18	34	50	66	90	112	148	172	212	300	428	586	746	906	1066	1224	1480	1704	1894	2132
<i>Hippodonta costulata</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0,07	0	0,06	0	0	0,085	0	0	0	0	
<i>Hippodonta costulatiformis</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,074	0	0	0	
<i>Hippodonta lueneburgensis</i> Grunow	0,11	0,05	0,17	0,05	0,08	0	0,07	0	0,07	0	0	0	0,06	0	0	0	0,074	0,133	0,071	0,331	0
<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0,074	0,066	0,071	0,442	0,895
<i>Melosira varians</i> Agardh	0,11	0,4	0,56	0,65	0,47	0,35	0	0,53	0,27	0,09	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula absoluta</i> Hustedt	0	0,05	0	0	0,08	0,09	0	0	0	0,09	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	0,05	0,1	0,06	0,05	0,08	0	0,07	0,32	0,07	0,09	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula bacillum</i> Ehrenberg	0,11	0,1	0	0,11	0,08	0,09	0,07	0,11	0,07	0,17	0,21	0,22	0,18	0,42	0,36	0,085	0,074	0,133	0,213	0,773	0,128
<i>Navicula bryophila</i> Petersen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,128	
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	0,11	0,1	0,06	0,05	0,16	0,09	0	0	0	0	0	0	0,06	0,07	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	0,16	0,3	0,28	0,11	0,47	0,18	0,43	0,32	0,13	0,43	0,83	0,45	0,42	0,56	0,29	0,043	0,221	0,465	0,142	0,442	0,256
<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,066	0	0,128	
<i>Navicula clementioides</i> Hustedt	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula concentrica</i> Carter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,043	0	0,199	0,213	0,221	0
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	0,05	0,05	0	0,05	0	0	0,14	0	0,07	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0,066	0	0	0
<i>Navicula cryptofallax</i> Lange-Bertalot & Hofmann	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	0,05	0	0,11	0	0	0	0	0,11	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0,071	0	0	
<i>Navicula cryptotenelloides</i> Lange-Bertalot	0,05	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0,18	0	0,14	0,085	0	0	0,071	0,128	
<i>Navicula densilineolata</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,074	0	0	0,11	0,256
<i>Navicula diluviana</i> Krasske	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,074	0	0	0	0,895
<i>Navicula elginensis</i> (Gregory) Ralfs var. <i>elginensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0,071	0,11	0
<i>Navicula gastrum</i> (Ehrenberg) Kützing var. <i>gastrum</i>	0,05	0	0	0	0	0	0	0,11	0	0,09	0	0,07	0	0,14	0	0,128	0	0,133	0,142	0	0
<i>Navicula lacustris</i> Gregory	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula laterostrata</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,07	0,07	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula lenzii</i> Hustedt	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula lucinensis</i> Hustedt	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula menisculus</i> Schumann var. <i>menisculus</i>	0,11	0,15	0,11	0,11	0	0	0,07	0,11	0	0	0	0	0,06	0	0,07	0	0	0,066	0,071	0,442	0
<i>Navicula minima</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0,14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula oblonga</i> Kützing	0	0,05	0	0	0,08	0	0,07	0,11	0,2	0,09	0,21	0,22	0,48	0,63	0,14	0,256	0,074	0,398	0,355	0,552	0,128
<i>Navicula oligotraphenta</i> Lange-Bertalot & Hofmann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,074	0,066	0	0	0
<i>Navicula oppugnata</i> Hustedt	0,16	0,35	0,06	0,05	0,08	0,18	0,21	0	0,07	0	0,14	0,15	0,24	0,28	0,29	0,043	0,074	0,465	0,213	0	0
<i>Navicula placentula</i> (Ehrenberg) Kützing	0	0,05	0	0	0,08	0	0,07	0	0,13	0,09	0,07	0,15	0,18	0,07	0,22	0	0,074	0,066	0,142	0,11	0
<i>Navicula porifera</i> Hustedt	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula praeterita</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0,142	0,11	0,384
<i>Navicula protracta</i> (Grunow) Cleve	0,05	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,071	0,11	0

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																				
	2	18	34	50	66	90	112	148	172	212	300	428	586	746	906	1066	1224	1480	1704	1894	2132
<i>Navicula pseudanglica</i> Lange-Bertalot var. <i>pseudanglica</i>	0,05	0,15	0	0	0	0	0,07	0,11	0,13	0,09	0,28	0	0	0,07	0	0,074	0,133	0,071	0,11	0,384	
<i>Navicula pseudoventralis</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	0,11	0,15	0,06	0,16	0,24	0,18	0,21	0,21	0,07	0,17	0,21	0,07	0,42	0,84	0,22	0,256	0,442	0,996	0,355	0,883	0,384
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot var. <i>reichardtiana</i>	0,22	0,05	0	0,11	0	0,09	0	0,11	0,07	0	0,21	0	0	0	0	0,147	0	0	0	0	
<i>Navicula reinhardtii</i> (Grunow) Grunow	0,16	0,45	0,28	0,27	0,16	0,26	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula rhynchotella</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula rotunda</i> Hustedt	0,05	0	0	0	0,08	0	0,28	0,11	0,2	0,43	0,42	0	0	0	0	0	0,066	0	0	0	
<i>Navicula seibigiana</i> Lange-Bertalot	0,05	0,05	0,06	0	0	0,09	0	0,11	0,07	0,09	0,07	0	0	0,07	0	0	0,066	0	0	0	
<i>Navicula seminulum</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula slesvicensis</i> Grunow	0,05	0,05	0,11	0,11	0	0,09	0	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula striolata</i> (Grunow) Lange-Bertalot	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,11	0
<i>Navicula subalpina</i> Reichardt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0,085	0,074	0,199	0	0,11	0,512	
<i>Navicula subhamulata</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula subplacentula</i> Hustedt	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müller) Bory	0,44	0,25	0,22	0,11	0,24	0,18	0,21	0,32	0,07	0	0,07	0,07	0,06	0,07	0	0,043	0	0	0	0	
<i>Navicula trophicatrix</i> Lange-Bertalot	0,16	0,05	0	0,05	0,16	0,09	0,14	0,21	0,07	0	0,07	0,07	0	0,07	0,07	0	0,074	0,332	0,213	0	0
<i>Navicula untermoehlii</i> Hustedt (incl. <i>subrotundata</i> Hustedt)	0,11	0,1	0	0,05	0,08	0,09	0,14	0,43	0,2	0,34	0,56	0,07	0,06	0,07	0	0,085	0	0	0	0,384	
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	0	0	0	0,05	0,08	0	0,07	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,013	
<i>Navicula viridulacalcis</i> Lange-Bertalot (= früher sub var. <i>linearis</i> Hustedt)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,043	0	0,066	0	0	0	
<i>Navicula vulpina</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,06	0,07	0	0,128	0,147	0,066	0,284	0,221	0	
<i>Neidium ampliatum</i> (Ehrenberg) Krammer	0,05	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0,17	0,07	0,15	0,18	0,14	0,29	0,043	0,074	0,066	0,071	0,221	0
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,06	0,07	0,07	0,085	0,147	0,199	0,142	0	0
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow f. <i>amphibia</i>	0,05	0,1	0,11	0,05	0,24	0	0	0,11	0,07	0	0,14	0	0,06	0	0,07	0	0,074	0,133	0	0,11	0
<i>Nitzschia angustata</i> (W. Smith) Grunow	0,11	0	0	0,11	0	0,09	0,21	0	0,07	0	0,07	0,07	0,18	0,21	0,29	0,214	0,074	0,199	0,284	0,552	0,128
<i>Nitzschia bacillum</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,698
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>dissipata</i>	0,16	0,1	0,06	0,11	0,08	0,09	0,07	0,11	0	0	0	0	0	0,07	0,07	0,085	0,147	0,133	0,142	0,011	0,013
<i>Nitzschia fossilis</i> Grunow	0,05	0,05	0	0	0,08	0,09	0	0,11	0	0,09	0,28	0,3	0,24	0,07	0,07	0,085	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia gessneri</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,14	0	0,147	0,133	0	0	0	
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,15	0	0	0	0	0,294	0	0,213	0	0	
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith var. <i>linearis</i>	0,44	0,05	0,11	0,11	0	0,26	0	0	0	0	0,07	0	0,12	0,14	0,07	0,128	0,074	0,133	0	0,11	0
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	0,33	0,15	0,28	0,22	0,24	0,09	0,14	0,11	0,07	0,17	0,28	0,07	0,12	0	0,14	0	0,294	0,266	0,142	0,221	0
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	0,05	0,15	0,17	0,05	0	0	0	0,32	0	0	0	0	0,12	0	0,14	0	0,074	0	0	0	0
<i>Oestrupia zachariasii</i> (Reichelt) Hustedt	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0,043	0	0	0,213	0,331	0
<i>Pinnularia appendiculata</i> (Agardh) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,074	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																				
	2	18	34	50	66	90	112	148	172	212	300	428	586	746	906	1066	1224	1480	1704	1894	2132
<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0,07	0,07	0,043	0,074	0,066	0,071	0,11	0,128
<i>Pinnularia renata</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,11	0
<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia subrupestris</i> Krammer	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0,07	0	0,07	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0,013
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	0	0,05	0	0,05	0	0	0	0	0,07	0,09	0	0,07	0	0	0,07	0	0	0	0,071	0,11	0,128
<i>Pinnularia viridis</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,066	0	0	0
<i>Rhicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	0,22	0,6	0,5	0,38	0,24	0,88	0,07	0,53	0,07	0	0,07	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller var. <i>gibba</i>	0	0,05	0,06	0,11	0,08	0,26	0,14	0,11	0,07	0,26	0,21	0,15	0,54	0,42	0,29	0,598	0,442	0,664	0,498	2,65	0,384
<i>Sellaphora laevis</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0,11	0	0	0,07	0,07	0	0	0	0	0	0	0,213	0	0
<i>Sellaphora pupula</i> Kützing var. <i>pupula</i>	0	0,1	0,06	0,05	0,08	0	0,14	0	0,13	0,09	0	0,07	0,3	0,07	0,22	0,128	0,221	0,332	0	0,221	0,256
<i>Sellaphora verecundiae</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0,043	0	0	0,071	0	0
<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hustedt	10,9	13,5	13	4,34	4,03	2,24	0	1,59	0,13	0,34	0,76	4,32	1,86	0,94	0,84	1,056	0,678	6,81	3,105	10,78	1,919
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	6,53	8,95	4,46	5,14	1,94	1,03	0,62	0,23	0	0	0	0	0,5	0	0,14	0	0	0	0	0	0
<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Cleve & Möller	20,9	14,6	11,6	42,4	3,88	8,79	0,31	1,36	0,13	0,34	0,76	2,72	1,36	2,55	0,14	0,528	4,068	0	0	0,11	0
<i>Stephanodiscus neoastreae</i> Hakansson & Hickel	3,33	6,24	5,69	4,46	9,55	1,9	1,39	1,14	8,63	8,97	2,54	22,4	0,74	14,4	9,69	19,43	4,576	0,119	0,776	3,44	0
<i>Surirella amphioxys</i> W. Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,074	0	0	0	0
<i>Surirella bifrons</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0,09	0	0,07	0	0,21	0,14	0,085	0,074	0	0,071	0	0
<i>Surirella biseriata</i> Brebisson	0,05	0	0,06	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella linearis f. constricta</i> (Grunow) Hustedt	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0,07	0,09	0	0	0,18	0,21	0,14	0,085	0,074	0	0,142	0,11	0
<i>Surirella linearis</i> W. Smith	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	0	0,05	0,56	0,38	0,79	1,84	0,78	0,21	0,13	10,2	0,42	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0,256
SUMME PLANKTON	79,1	82,5	81,9	81,9	70,4	69,1	63,4	59,8	62,4	53,9	63,5	61,5	70,2	66,0	70,9	86,5	72,6	63,6	76,1	58,0	52,1

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																													
	0	1	10	20	30	40	41	50	60	140	150	160	170	180	190	200	210	220	230	240	281	321	361	401	441	481	521	561	601	
<i>Achnanthes bioretii</i> Germain	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achnanthes clevei</i> Grunow var. <i>clevei</i>	0	0,13	0,19	0,24	0	0	0,06	0,11	0	0	0,04	0,31	0,08	0,05	0,07	0	0,1	0,06	0,21	0,34	0	0,08	0,14	0,01	0,07	0,05	0,15	0,12	0,13	
<i>Achnanthes conspicua</i> A. Mayer	0	0,13	0,19	0,12	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0,05	0,04	0,05	0	0	0	
<i>Achnanthes delicatula</i> (Kützing) Grunow ssp. <i>delicatula</i>	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow var. <i>exigua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achnanthes hungarica</i> (Grunow) Grunow	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achnanthes joursacense</i> Héribaud	0	0,13	0	0	0	0,06	0,03	0,06	0	0,03	0,04	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achnanthes kolbei</i> Hustedt	0,13	0	0	0,12	0	0	0	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achnanthes laevis</i> Oestrup	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow ssp. <i>lanceolata</i>	0	0,01	0,19	0	0	0,03	0	0,49	0	0	0	0,08	0,09	0	0	0	0	0	0,34	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot	0	0,26	0,38	0,83	0,04	0	0,04	0,11	0	0,09	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0,21	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0,06	0	
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i> (Oestrup) Lange-Bertalot	0	0	0,38	0	0,04	0,03	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing var. <i>minutissima</i>	0,13	0,13	0	0,24	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0,12	0
<i>Achnanthes subatomoides</i> (Hust.) Lange-Bertalot & Archibald	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	0,13	0,26	0,75	1,07	0,15	0,14	0,14	0,33	2,43	0,5	0,63	1,95	1,97	0,82	0,45	0,06	0,48	0,83	1,45	1,02	0,32	0,82	1,2	0,51	0,37	0,37	0,51	0,79	1,08	
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	0,13	0,13	0,75	0,95	0,04	0,06	0,03	0,11	0	0,17	0,22	0,38	0,31	0,09	0,22	0,03	0,19	0,19	0	0,34	0,05	0,12	0,28	0,05	0,19	0	0,11	0,24	0,27	
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	0,25	0,39	0,57	0,59	0,33	0,08	0,08	0,11	1,94	0,07	0,27	0,19	0,08	0,14	0,01	0,1	0,19	0,19	0,21	0,68	0,11	0,27	0,14	0,15	0,04	0	0	0,06	0,47	
<i>Amphora veneta</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0,07	0	0	0	0,21	0,68	0	0	0	0,05	0,04	0	0,04	0,06	0,54	
<i>Aneumastus minor</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0,04	0	0	
<i>Aneumastus stroesei</i> (Oestrup) Mann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	
<i>Aneumastus tusculus</i> (Ehrenberg) Mann	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0,13	0,08	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0,15	0	0	0	0	0,07	
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer	0	0,26	0,57	0,12	0	0	0	0	0	0,54	0,38	1,34	0,45	1,19	0,13	1,15	0,51	1,24	0,68	1,17	0,51	0,46	0,51	0,26	0,05	0,37	0,12	0,67		
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> f. <i>costulata</i> (Kützing) Schmid	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,14	0,04	0,3	0	
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> var. <i>sculpta</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0,97	0,67	0	0,25	0	0,36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	1,01	2,07	0,75	0	0	0	0	0	0	0,04	0,06	0	0	0	0	0	0,06	0,41	0,34	0,05	0,23	0	0,04	0,14	0,07	0,24	0	0	0	
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	0	1,81	0,19	24,9	0,56	0,53	0	0,67	5,34	47,1	46,3	43,9	22,9	9,61	2,04	0,61	0,43	0,19	9,51	9,15	45,9	58,7	39	7,66	2,95	1,25	2,55	28,5	19,1	
<i>Aulacoseira crenulata</i> (Ehrenberg) Thwaites	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	14,5	19,2	34,5	22,6	0	0,47	0,24	0,94	5,34	27,5	34,1	32,6	45,1	18	15	31,2	2,17	3,19	28,3	34,6	38,1	28,2	38,5	47,3	10,7	31,7	43,3	40,9	46,7	
<i>Aulacoseira granulata</i> MT <i>curvata</i>	0	2,99	1,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0,24	0	
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	
<i>Aulacoseira subarctica</i> (O. Müller) Haworth	0	0,13	0	0	0	0	0,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	0	0	0	0	0	0,03	0,01	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0,06	0	
<i>Caloneis schumanniana</i> (Grunow) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	0,13	0,26	0	0,12	0,04	0	0	0	0,03	0,13	0,13	0	0,09	0,01	0	0	0	0,02	0	0,01	0,2	0,14	0,05	0,04	0	0	0	0,06	0	
<i>Caloneis tenuis</i> (Gregory) Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Campylodiscus hibernicus</i> Ehrenberg	0,13	0	0	0,36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cavinula scutelloides</i> (W. Smith) Mann	0	0,13	0	0	0,04	0,17	0,15	0,5	1,94	0,07	0,04	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0,04	0,14	0,1	0	0	0,04	0	0	0	
<i>Cocconeis disculus</i> (Schumann) Cleve	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cocconeis neothumensis</i> Krammer	0	0,13	0	0	0,07	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	0,13	0,13	0,19	0,36	0,3	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	0,13	0,39	1,13	1,66	1,15	0	0,01	0,01	0,49	0,1	0,04	0,31	0,08	0,05	0,37	0,13	0,19	0	0,21	0,34	0,05	0,2	0,14	0,3	0,07	0,05	0	0,24	0,2	
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolineata</i> Geitler	0,25	0,01	0,75	0,71	0,11	0,08	0,06	0,17	0,49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	
<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) D.G. Mann	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G. Mann	0,51	0,52	0,02	0,36	0	0,03	0	0	0	0,04	0,19	0,08	0,14	0,22	0,06	0,19	0,06	0,21	0,34	0,01	0,08	0,05	0,1	0	0,05	0,07	0,06	0,07		
<i>Craticula halophila</i> (Grunow) D.G. Mann	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	8,6	16,5	3,83	6,15	0,37	0,17	0,08	0,28	0	13,9	6,14	2,26	8,38	56,7	60,7	56,8	69,1	55,1	10,5	7,79	7,42	4,06	6,23	27,8	73	53,2	42,4	5	0	
<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (Hohn & Hel.) The., Stoe. & Hak.	0,51	0,26	1,53	0,28	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0,14	0	0	0	0	0	0	0,04	0,05	0,05	0	0	0	0	0	0	

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																210	220	230	240	281	321	361	401	441	481	521	561	601
	0	1	10	20	30	40	41	50	60	140	150	160	170	180	190	200													
<i>Cyclotella cf. comensis</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0,03	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0		
<i>Cyclotella krammeri</i> Hakansson	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	1,14	0,52	1,15	1,4	0,19	0,06	0,01	0,06	0,49	0,1	0,27	0,19	0,31	0,41	0	0,16	0,1	0,32	1,03	2,03	0,21	0,35	0,74	0,76	0,22	0,51	0,11	1,36	0,54
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt	0	0,52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0,19	0	0,14	0	0,29	0,13	1,03	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0,07	0,18	0,27
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W. Smith	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0,03	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith	0,13	0,13	0,19	0,12	0,04	0	0,01	0,01	0	0,2	0,36	0,44	0,86	0,27	0,3	0,06	0,1	0,13	0,21	0,34	0,32	0,12	0,18	0,46	0,19	0,14	0,07	0,18	0,13
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0,09	0,13	0,08	0	0	0	0,19	0,21	0,34	0,05	0	0,09	0	0	0	0	0,15	0,12	0,2
<i>Cymbella amphicephala</i> var. <i>hercynica</i> (A. Schmidt) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve	0,13	0	0,02	0,24	0	0,06	0	0	0	0,07	0,04	0,06	0,16	0	0	0,03	0,1	0	0,02	0	0,05	0,2	0	0,1	0	0,05	0	0,12	0,07
<i>Cymbella caespitosa</i> (Kützing) Brun	0	0	0	0,01	0,04	0	0	0,06	0	0,1	0,09	0	0	0,05	0	0	0,13	0,21	0	0	0,08	0	0,05	0,04	0	0,07	0,06	0,2	
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner	0,13	0	0	0,12	0,04	0,03	0,04	0,06	0,49	0,1	0,36	0,19	0,47	0,45	0,45	0,16	0,77	0,06	0,83	1,69	0,05	0,08	0,14	0,3	0,34	0,28	0,26	0,42	0,61
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,1	0	0,01	0,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella ehrenbergii</i> Kützing	0,63	0,26	2,08	0,24	0,04	0,08	0,1	0,01	0	0,03	0,13	0,5	0,55	0,27	0,15	0,1	0,19	0,32	0,41	0	0,21	0,2	0,14	0,1	0	0,05	0,11	0,18	0,13
<i>Cymbella falaisensis</i> (Grunow) Krammer & Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0,97	0,1	0,18	0,13	0,24	0,05	0,22	0,06	0,1	0,25	0,41	0	0,2	0,09	0,15	0,07	0,23	0,11	0,3	0,61	
<i>Cymbella hustedtii</i> (früher unter "kleine leptoceros")	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehrenberg) Kirchner	0	0	0	0,12	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella lata</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0,03	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella leptoceros</i> (Ehrenberg) Kützing	0,13	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0,13	0,09	0,13	0	0,14	0,07	0,1	0	0,19	0,02	0	0	0,09	0,01	0,15	0	0,07	0,12	0,07	
<i>Cymbella mesiana</i> Cholnoky	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella microcephala</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella prostrata</i> (Berkeley) Cleve	0	0	0	0,01	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella proxima</i> Reimer	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	0,13	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0,04	0,13	0,24	0,05	0,07	0	0,1	0,06	0	0	0,04	0,09	0,1	0	0	0,04	0	0,13	0,13
<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	0	0	0,02	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0,06	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella subaequalis</i> Grunow	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0,13	0,06	0,24	0,09	0,07	0	0	0,06	0	0,01	0,12	0,05	0,05	0,11	0	0	0	0	0,07	
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbellonitzschia diluviana</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diatoma tenuis</i> Agardh	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	1,52	0,1	0	0	0	0	0	0
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	0	0	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0,18	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diploneis parva</i> Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ellerbeckia arenaria</i> (Moore) Crawford	0	0	0,38	0	0,07	0	0	0,06	0,49	0,07	0,04	0,06	0,08	0,18	0,15	0,03	0,1	0,19	0,02	0,34	0,05	0	0,05	0,07	0	0,04	0,12	0,74	
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	0,13	0,01	0	0,12	0,19	0	0	0	0,49	0	0,09	0,13	0,08	0	0,07	0,03	0,19	0,06	0	0,34	0	0,08	0,09	0,1	0,07	0	0,07	0,24	0,07
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	0	0	0	0,12	0,22	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	0	0	0,19	0	0,22	0	0	0,06	0	0,23	0,18	0,13	0,08	0,27	0,3	0,13	0,19	0,32	0,41	0,68	0	0,14	0,05	0,15	0,19	0,22	0,06	0,61	
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills var. <i>bilunaris sensu lato</i>	0,13	0,13	0,19	0	0	0,01	0,06	0	0	0,04	0,06	0	0,05	0,07	0,03	0	0,06	0,21	0,34	0	0,08	0,09	0,05	0	0	0	0,01	0,2	
<i>Eunotia formica</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia glacialis</i> Meister	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,04	0	0	
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow	0	0	0,19	0,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0,03	0	0,01	0,21	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	
<i>Eunotia ruzickae</i> Bily & Marvan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0
<i>Fragilaria berolinensis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0	0,26	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria bicapitata</i> Mayer	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria biceps</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria bidens</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow	0,51	1,81	2,26	4,39	1,45	1,14	0,68	1,44	1,94	0,43	0,4	1,32	1,73	1,04	0,9	0,55	1,44	3,31	6	2,37	0,11	0,35	0,79	0,86	0,19	0,93	1,1	3,21	1,08

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																													
	0	1	10	20	30	40	41	50	60	140	150	160	170	180	190	200	210	220	230	240	281	321	361	401	441	481	521	561	601	
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>capucina</i> Dezmaizeres	0	0	0	0	0,04	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i> (Rabenhorst) Rabenhorst	0	0	0,19	0	0,07	0	0	0	0	0	0,13	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0,05	0	0,05	0	0,06	0	
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>radians</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0,04	0	0	0	0	0	0,1	0,06	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0,25	0,39	0,94	0,59	0,26	0,19	0,11	0	0,49	0,37	0,85	1,19	1,18	0,64	0,52	0,26	0,86	1,08	0,83	4,74	0,05	0,55	0,46	0,71	0,37	0,6	0,51	1,21	1,62	
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow f. <i>construens</i>	25	0	0	0	84,6	63,3	45,1	66,1	10,2	0,93	0,58	2,01	2,91	2,4	5,67	3,87	12,1	24,1	15,7	4,74	0,69	0,27	0,97	3,19	2,09	2,22	1,97	6,06	0,67	
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i> (Ehrenberg) Hustedt	1,26	2,2	7,36	5,58	2,22	28,7	49,5	22,4	4,85	0,23	0,04	0,06	0	0,09	0,3	0,06	0,29	0,83	0,62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i> (Ehrenberg) Hustedt	0,76	1,04	5,85	5,23	0,41	1,08	0,46	1,06	3,4	0,1	0,04	0,25	0,55	0,59	0,3	0,32	0,86	1,4	1,03	1,02	0,21	0,2	0,28	0,86	0,45	0,51	0,44	1,21	0,13	
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	0,13	0,01	0,38	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria cyclopus</i> (Brutschy) Lange-Bertalot	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria delicatissima</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria dilatata</i> (Brébisson) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0,06	0,08	0,09	0,22	0,35	0,19	0,06	0,21	1,02	0,05	0,04	0	0,1	0,22	0,09	0,18	0,24	0,13		
<i>Fragilaria fasciculata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	0	0	0	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria lapponica</i> Grunow	0	0,13	0	0,12	0,11	0,36	0,47	0,78	0	0	0	0	0,24	0,09	0	0,19	0,38	0	0,34	0	0,08	0,09	0	0,07	0	0	0,18	0	0	
<i>Fragilaria leptostauron</i> (Ehrenberg) Hustedt var. <i>leptostauron</i>	0	0	0,38	0,24	0	0,03	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>dubia</i> (Grunow) Hustedt	0,25	0,26	1,32	1,31	0,22	0,44	0,46	0,61	46,1	0,8	1,25	1,13	0,63	0,32	0,45	0	1,25	0,38	1,03	1,02	0,11	0,43	0,55	0,35	0,11	0,09	0,26	0,24	1,35	
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>martyi</i> (Héribaud) Lange-Bertalot	0	0,26	0,19	0	0,11	0,11	0,06	0,06	1,46	0,1	0,31	0	0,24	0,05	0,07	0,06	0,19	0,06	0	0,16	0,08	0,05	0,05	0	0	0	0	0,12	0,13	
<i>Fragilaria nitzschioides</i> Grunow	0	0	0	0	0,04	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0	0,01	0,04	0	0	0,07	0	0	0,06	0	
<i>Fragilaria parasitica</i> (W. Smith) Grunow var. <i>parasitica</i>	0,13	0,01	0,38	0,12	0,15	0,03	0,07	0,06	0	0	0,09	0,13	0	0	0	0	0	0,21	0	0	0	0,05	0,3	0	0	0,04	0,24	0	0	
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> Grunow	0	0,01	0	0,12	0	0	0,01	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg f. <i>pinnata</i>	1,14	1,94	4,34	6,65	1,04	1,25	0,95	2,22	1,94	0	0,04	0,31	0,31	0,23	0,22	0,23	0,67	0,57	1,65	0,34	0	0,04	0,09	0,2	0,19	0,23	0,15	0,3	0	
<i>Fragilaria robusta</i> (Fusey) Manguin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot var. <i>ulna</i> sensu lato	0,63	0,26	0,94	0,59	0,48	0,08	0,04	0,17	2,43	0,67	0,58	0,82	1,26	0,77	2,02	1,03	1,82	1,85	5,79	7,79	0,74	0,59	0,74	1,01	0,71	1,11	0,8	1,33	1,75	
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0,25	0,13	0	0	0	0	0	0	0,1	0,04	0,25	0,24	0	0,07	0,06	0,19	0,06	0,62	3,05	0,16	0,04	0,18	0,3	0,04	0	0,04	0,48	0,4	0	
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>claviceps</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,13	0,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg var. <i>augur</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema brebissonii</i> Kützing	0	0	0,19	0,12	0,04	0	0	0	0	0,04	0,06	0,16	0,05	0,3	0,03	0,1	0,06	0	0,34	0,05	0	0	0,05	0,04	0,14	0,04	0	0,13	0	
<i>Gomphonema clavatulum</i> Reichardt	0	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0,05	0,07	0,06	0,1	0,06	0,21	0,34	0,01	0,08	0,05	0,1	0	0,09	0	0	0,01	0	
<i>Gomphonema dichotomum</i> Kützing sensu 2/1 164/1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0,05	0,07	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema grovei</i> var. <i>lingulatum</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema insigne</i> Gregory	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0,04	0	0	0	0	0,07	0
<i>Gomphonema micropus</i> Kützing	0	0	0	0,12	0	0	0	0,06	0,49	0,03	0,04	0	0	0,05	0,07	0	0	0	0,03	0,05	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,13	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Horn.) Brébisson var. <i>olivaceum</i>	0,13	0	0	0,01	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0,07	
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parvulum</i>	0	0	0	0,24	0,15	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0,07	0,06	0,1	0	0,21	0	0	0,05	0,1	0,04	0,09	0,11	0,12	0,2	0,2	0	
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grun.) Reichardt & L. -Bertalot	0	0	0,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0,34	0	0,04	0	0	0	0,05	0,04	0,18	0	0	0	
<i>Gomphonema sarcophagus</i> Gregory	0,13	0,01	0	0	0,04	0,03	0,04	0,06	0	0,03	0	0,08	0	0,07	0,03	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	0	0,13	0	0,01	0,04	0,03	0	0,06	0,49	0,1	0,13	0	0,16	0,27	0,67	0,1	0,19	0,13	0,62	0,34	0,11	0,08	0,23	0,1	0,34	0,05	0,26	0,3	0,61	
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	0,25	0,26	1,32	0,48	0,07	0,06	0,01	0,06	0,49	0,07	0,09	0	0,08	0,05	0,15	0	0	0,06	0	0,11	0,05	0	0	0	0	0	0,04	0,06	0	
<i>Gyrosigma nodiferum</i> (Grunow) Reimer	0	0,26	1,32	0,36	0,04	0	0	0	0,49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	0	0	0,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hippodonta linearis</i> (Oestrup) Lange-Bertalot	0	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mastogloia elliptica</i> Agardh	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0
<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																													
	0	1	10	20	30	40	41	50	60	140	150	160	170	180	190	200	210	220	230	240	281	321	361	401	441	481	521	561	601	
<i>Melosira varians</i> Agardh	0,76	0,26	1,51	0,12	0,22	0	0,01	0	0	0	0,04	0	0,08	0	0	0	0	0	0,34	0	0,04	0	0,05	0	0	0	0	0,12	0	
<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh	0	0,13	0,19	0	0	0	0,01	0,11	0	0,07	0	0,06	0	0,05	0	0	0	0	0,34	0,05	0,04	0	0,05	0,04	0	0	0	0	0	
<i>Navicula absoluta</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot = ehemals <i>N. menisculus</i> var. <i>grunowii</i> L.-B.	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg var. <i>capitata</i> = <i>Hippodonta capitata</i> (Ehr.) L.-B. et	0,13	0,26	0	0,01	0,19	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grunow) Ross = <i>Hippodonta hungarica</i> (Gru	0	0,26	0,19	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula capitata</i> var. <i>lueneburgensis</i> (Grunow) Patrick = <i>H. lueneburgensis</i> (G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula capitoradiata</i> Germain	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	0	0,13	0	0	0,11	0	0,06	0,06	0,49	0,03	0,04	0,06	0,31	0,14	0,15	0	0	0	0	0	0	0,09	0,05	0	0,09	0,04	0,18	0,13		
<i>Navicula clementioides</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0,13	0	0,05	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula concentrica</i> Carter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	0,13	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula cryptotenelloides</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula decussis</i> Oestrup var. <i>decussis</i> = <i>Geissleria decussis</i> (Hust.) L.-B. & Me	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula densilineolata</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula diluviana</i> Krasske	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula elginensis</i> (Gregory) Ralfs var. <i>elginensis</i>	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,19	0	0	0	0	0	0,05	0,05	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula gastrum</i> (Ehrenberg) Kützing var. <i>gastrum</i>	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0,01	0,16	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0,05	0	0	0,09	0	0,06	0,07	0	0	
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula lacustris</i> Gregory	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,13	
<i>Navicula lanceolata</i> (C. Agardh) Ehrenberg	0,13	0	0,38	0,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula laterostrata</i> Hustedt	0,13	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula menisculus</i> Schumann var. <i>menisculus</i>	0	5,44	3,02	0,36	0,11	0,11	0,01	0,11	0	0,1	0,13	0,19	0,16	0,09	0	0	0,13	0	0	0,05	0,12	0,05	0,1	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula minima</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0,05	0	0	0	0	0	
<i>Navicula oblonga</i> (Kützing) Kützing	0,13	0,01	0,19	0	0	0	0	0	0,49	0,1	0,22	0,19	0,55	0,23	0,3	0,06	0,29	0,19	0,41	0,34	0,11	0,16	0,32	0,3	0,15	0,14	0,18	0,3	0,13	
<i>Navicula oligotraphenta</i> Lange-Bertalot & Hofmann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula oppugnata</i> Hustedt	0	0,26	0	0	0	0,03	0	0,06	0	0,03	0	0,06	0,08	0	0,07	0	0,1	0	0	0	0	0	0,14	0	0	0,05	0	0	0	
<i>Navicula placentula</i> (Ehrenberg) Kützing	0	0	0	0,12	0	0	0,07	0	0	0,03	0	0,01	0	0,18	0,15	0	0,19	0	0	0	0,01	0	0,09	0,05	0	0,05	0,07	0,01	0,07	
<i>Navicula praeterita</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula protracta</i> (Grunow) Cleve	0	0	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula pseudanglica</i> Lange-Bertalot var. <i>pseudanglica</i>	0	0	0	0,24	0,07	0	0,01	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	0	0,13	0	0,01	0,04	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0,15	0	0,19	0,06	0	0,34	0,05	0	0	0,2	0	0	0	0	0,3	0	
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula reinhardtii</i> (Grunow) Grunow	0	0,26	0,19	0	0	0,03	0	0	0	0	0,09	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula rhynchotella</i> Lange-Bertalot	0,51	1,3	0,94	1,66	0,04	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula schoenfeldii</i> Hustedt	0	0	0,19	0,12	0	0,06	0,03	0	0,49	0	0,18	0,01	0,08	0	0,22	0	0,19	0,32	0,21	0,34	0	0	0,14	0,1	0,04	0,05	0,04	0,18	0,13	
<i>Navicula seibigiana</i> Lange-Bertalot	0	0,13	0,19	0	0	0,03	0,01	0	0,49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	
<i>Navicula seminulum</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula slesvicensis</i> Grunow	0	12,1	2,08	2,38	0,04	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula striolata</i> (Grunow) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula subalpina</i> Reichardt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula subrotundata</i> Hustedt	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory	0,13	0	0	0,01	0,19	0,03	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	0	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula trophicatrix</i> Lange-Bertalot	0,13	0	0,19	0	0,11	0,11	0,04	0	0	0	0	0,13	0,38	0,08	0,09	0	0,03	0,1	0	0,62	0	0	0,08	0,14	0,3	0,04	0	0,07	0,3	0,07
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0,06	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Navicula vulpina</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	



TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																												
	0	1	10	20	30	40	41	50	60	140	150	160	170	180	190	200	210	220	230	240	281	321	361	401	441	481	521	561	601
<i>Neidium ampliatum</i> (Ehrenberg) Krammer	0,25	0	0	0,12	0	0,03	0,01	0,06	0	0,23	0,13	0,5	0,71	0,23	0,45	0,06	0,19	0,19	0,21	1,02	0,53	0,2	0,42	0,2	0,15	0,09	0,11	0,24	0,13
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	0	0	0,19	0	0	0,01	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0,07
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow f. <i>amphibia</i>	0	0,13	0	0	0,07	0,03	0	0	0	0,03	0	0,13	0,08	0,05	0,07	0,06	0	0,13	0,41	0	0,05	0,04	0,14	0,15	0,04	0,09	0,07	0,36	0,13
<i>Nitzschia angustata</i> (W. Smith) Grunow	0,13	0	0,19	0,24	0,04	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0,09	0,07	0	0	0	0	0	0,05	0,08	0,05	0,05	0,07	0	0	0,12	0
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>dissipata</i>	0	0,01	0	0	0	0,03	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0,07
<i>Nitzschia fossilis</i> Grunow	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0,49	0,03	0	0,06	0,08	0	0,22	0	0	0,13	0	0,34	0	0	0	0	0	0,09	0,04	0,01	0
<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	0,25	0	0,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,15	0,03	0	0,06	0	0	0	0,04	0,14	0,05	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0,05	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	0,13	0	0,19	0,12	0,11	0	0,01	0	0	0	0,01	0	0,14	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	0	0,01	0	0,12	0,04	0	0,01	0	0	0,04	0	0,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia valdecostata</i> Lange-Bertalot & Simonsen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0
<i>Pinnularia acuminata</i> W. Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia anglica</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia appendiculata</i> (Agardh) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	0	0	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0,03	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia cardinalis</i> (Ehrenberg) W. Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia esoxiformis</i> Fusey	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0
<i>Pinnularia marchica</i> Schönfelder	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	0,13	0,52	0,57	0,01	0,04	0,03	0	0	0	0,09	0	0,08	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0,05	0	0,05	0	0
<i>Pinnularia nobilis</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	0	0,13	0	0,01	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia rupestris</i> Hantzsch	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0,07	0,13	0,13	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0,12	0,05	0,01	0,04	0,05	0,07	0	0	0
<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer	0	0	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0,01	0,05	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0,05	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	0,25	0,26	1,32	0,24	0,04	0	0,01	0,49	0,13	0,09	0,19	0,16	0,23	0,07	0,06	0	0,13	0,21	0	0,16	0,04	0,09	0,15	0,04	0	0	0	0	
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0,07
<i>Pinnularia woerthensis</i> Mayer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	0	0,01	0,38	0,24	0,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller var. <i>gibba</i>	0	0,26	0	0	0,22	0	0	0	0,07	0,13	0,06	0	0,05	0	0	0,1	0,06	0,21	0,34	0	0,08	0,14	0,05	0	0,09	0	0,06	0	0
<i>Sellaphora bacillum</i> Ehrenberg	0,13	0,39	0,19	0	0,04	0,03	0,01	0	0	0	0	0,08	0	0,07	0,03	0	0	0	0	0	0	0,09	0,15	0	0	0	0	0,06	0
<i>Sellaphora laevisissima</i> (Kütz.) Mann var. <i>laevisissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0,04	0,13	0,08	0,14	0	0,06	0	0	0	0	0,05	0	0,09	0	0	0	0,04	0,06	0,07	0
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mann & Stickle	0	0,13	0	0,36	0,04	0,03	0,01	0	0,03	0,09	0,13	0	0,09	0,07	0	0,19	0	0	0	0	0,08	0,09	0,01	0	0,09	0,04	0,06	0,07	0
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg	0	0	0,19	0,12	0	0	0	0	0	0,09	0,06	0,24	0	0	0	0,1	0,06	0	0	0,04	0,05	0,05	0,11	0	0,04	0,06	0	0	0
<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	35,7	19,5	6,13	1,4	0,74	0,06	0	0,11	0	0,1	0,39	0,75	1,02	1,11	2,04	1,07	0,86	0,38	1,86	3,05	0,21	0,31	0,91	1,11	4,15	1,93	1,86	0,42	6,42
<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Cleve & Möller	0	0,26	0	0,12	0,37	0,06	0	0,11	0	0,03	0,26	2,64	0,47	0,42	0,56	0,88	0	0,06	1,86	2,37	0,27	0,16	1,17	0,51	0,67	1,7	0	0,12	9,48
<i>Stephanodiscus neoastreae</i> Håkansson & Hickel	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	3,27	1,44	0	0	0	0	0	0	0	0	1,22	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella bifrons</i> Ehrenberg	0	0,13	0,57	0	0	0	0	0	0	0,09	0,01	0,31	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0,07	0,24	0,07
<i>Surirella biseriata</i> Brebisson	0,13	0	0	0,48	0	0,03	0,03	0	0	0,17	0	0,06	0	0,09	0	0,03	0	0,19	0,21	0,34	0	0,04	0,05	0,15	0	0	0,04	0	0
<i>Surirella linearis</i> f. <i>constricta</i> (Grunow) Hustedt	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0,04	0,01	0,08	0,05	0,07	0,03	0,19	0,13	0	0	0	0,08	0	0	0	0,14	0	0,06	0	0
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PLANKTONANTEIL	61,8	63,8	50,1	56,8	2,56	1,44	0,54	2,17	11,2	92,2	89	82,9	78,6	86,5	80,5	90,9	73,2	59,6	55,2	62,4	93,6	91,9	88,6	85,6	91,8	90,7	90,4	77,4	83

TAXON / Tiefe [cm]	641	681	721	761	801	841	881	921	1001	1041	1081	1121	1161	1201	1241	1281	1321	1361	1441	1561	1601	1641	1681	1721
<i>Achnanthes bioretii</i> Germain	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes clevei</i> Grunow var. <i>clevei</i>	0,14	0,36	0,09	0,11	0,08	0,25	0,29	0	0,17	0,64	0,34	0,34	0,14	0,13	0	0	0	0	0,07	0	0,2	0,29	0,19	0
<i>Achnanthes conspicua</i> A. Mayer	0	0,06	0	0,04	0	0	0,08	0	0	0	0,07	0,14	0,03	0,13	0	0	0,03	0	0,07	0,08	0,1	0	0	0
<i>Achnanthes delicatula</i> (Kützing) Grunow ssp. <i>delicatula</i>	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow var. <i>exigua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes hungarica</i> (Grunow) Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes joursacense</i> Héribaud	0	0,06	0	0,04	0	0,05	0	0,92	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0,1	0	0
<i>Achnanthes kolbei</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes laevis</i> Oestrup	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow ssp. <i>lanceolata</i>	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,13	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot	0	0,06	0	0	0,04	0	0	0	0,17	0,21	0	0	0,03	0,13	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i> (Oestrup) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing var. <i>minutissima</i>	0	0,06	0	0	0,04	0	0,04	0	0	0	0	0,07	0,07	0	0	0,06	0,07	0	0	0,17	0,1	0,1	0,28	0,09
<i>Achnanthes subatomoides</i> (Hust.) Lange-Bertalot & Archibald	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	0,24	0,6	0,37	0,3	0,69	0,75	0,61	3,21	1,68	3,01	1,21	1,63	0,58	1,06	0,58	0,6	0,43	0,99	0,65	0,17	2,03	0,38	0,84	1,2
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	0,09	0,18	0,06	0	0,12	0,1	0,08	1,83	0,42	0,43	0,34	0,27	0,1	0,26	0,43	0,06	0,29	0,49	0,29	0,33	1,73	1,34	0,66	0,55
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	0,24	0,42	0,16	0,22	0,2	0,7	0,74	3,67	0,92	0,64	0,54	0,61	0,14	0,66	0,29	0	0,13	0,49	0,07	0,17	0,41	1,05	0,66	0,18
<i>Amphora veneta</i> Kützing	0,19	0,12	0,09	0,04	0,04	0,1	0,12	0,46	0	0,21	0,07	0,14	0	0	0	0	0	0	0,22	0	0,1	0	0	0
<i>Aneumastus minor</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0	0,06	0	0	0,04	0,05	0,12	0	0	0	0	0,01	0	0,13	0,07	0,06	0	0	0,07	0	0	0,1	0	0
<i>Aneumastus stroesei</i> (Oestrup) Mann	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0,08	0	0	0,07	0	0,13	0	0,18	0	0	0	0,08	0	0,1	0,37	0
<i>Aneumastus tusculus</i> (Ehrenberg) Mann	0	0,06	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,1	0,13	0,07	0,06	0,13	0	0,07	0,17	0,2	0,19	0,28	0,37
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer	0,05	0	0,12	0,15	0,04	0,15	0,08	0	0,08	0,64	0,01	0,14	0	0	0,07	0,06	0	0	0,14	0	0,2	0	0	0,18
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> f. <i>costulata</i> (Kützing) Schmid	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> var. <i>sculpta</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	0	0	0	0,07	0,16	0,25	0,12	0	0,38	0,21	0,34	0,2	3,74	4,17	2,96	4,09	2,65	8,87	7,49	6,47	7,16	8,14	4,07	8,03
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	14,6	28,7	34,4	58,1	42,2	24,5	57,6	0,46	7,87	7,52	1,55	3,45	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira crenulata</i> (Ehrenberg) Thwaites	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	44,9	44,3	42,9	24,2	31,9	38,6	22,2	2,75	3,45	14,2	3,88	3,07	2,84	5,44	9,05	1,63	7,56	2,46	1,33	7,07	6,57	3,21	1,36	3,76
<i>Aulacoseira granulata</i> MT <i>curvata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,77	0,43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,17	0	0	0	0
<i>Aulacoseira subarctica</i> (O. Müller) Haworth	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0,07	0	0,26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caloneis schumanniana</i> (Grunow) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,2	0	0	0
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	0	0	0	0	0,04	0,05	0,04	0	0,17	0,21	0,01	0,07	0,07	0	0,14	0,24	0,07	0	0,07	0,17	0,2	0,29	0,19	0,18
<i>Caloneis tenuis</i> (Gregory) Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0
<i>Campylodiscus hibernicus</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0,09
<i>Cavinula scutelloides</i> (W. Smith) Mann	0	0,12	0,03	0,04	0,04	0	0,16	5,96	0,17	0,21	0,27	0	0	0	0,07	0	0,07	0	0,14	0,17	0,3	0,76	0,28	0
<i>Cocconeis disculus</i> (Schumann) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis neothumensis</i> Krammer	0	0,12	0	0	0,08	0	0,12	0	0	0	0,07	0,07	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,1	0,1	0	0
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0,04	0	0,04	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	0,24	0,06	0,06	0,11	0,12	0,15	0,16	0,92	0,34	0,21	0,01	0,34	0,14	0,13	0,14	0,06	0,03	0	0,07	0,08	0,3	0,38	0,19	0,28
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolineata</i> Geitler	0	0	0	0	0	0,05	0,04	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) D.G. Mann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G. Mann	0,09	0,06	0,03	0,04	0,04	0,05	0,04	0	0	0,21	0,01	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0,09
<i>Craticula halophila</i> (Grunow) D.G. Mann	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	19,8	0	3,9	2,8	1,73	5,97	0,04	5,5	38,2	19,8	68,5	42,8	44,7	40,5	19,7	22,6	52,9	0	0	0,6	2,39	3,21	0,09	0,37
<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (Hohn & Hel.) The., Stoe. & Hak.	0	0	0,03	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0,14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

TAXON / Tiefe [cm]	641	681	721	761	801	841	881	921	1001	1041	1081	1121	1161	1201	1241	1281	1321	1361	1441	1561	1601	1641	1681	1721
<i>Cyclotella cf. comensis</i> Grunow	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella krammeri</i> Hakansson	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	0,38	2,05	0,56	1,5	1,97	4,4	1,43	0,46	0,5	0,43	1,24	0,61	0,31	0	1,4	0,18	0,29	1,48	0,8	0,41	2,39	1,73	0,94	1,01
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	0	0	0	0,04	0	0,05	0,04	0	0,38	0	0,2	0,14	0,07	0	17	0	0,07	0,49	0,29	15,8	0	0,19	24,2	16,1
<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	5,25	0,8	1,33	0,15	0,2	0,79	0,86	0	7,87	5,8	0,31	9,85	19,8	19,2	6,71	45,9	3,59	25,1	39,1	34,4	32,6	30,1	23,5	17,8
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W. Smith	0	0,06	0	0	0,04	0,05	0	0	0	0	0,07	0,07	0	0,13	0	0	0,03	0	0,14	0	0	0	0,09	0,09
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith	0,09	0,06	0,16	0,11	0,45	0,1	0,08	0	0,08	0,21	0,27	0,07	0,2	0,13	0,43	0,12	0,23	0	0,22	0,17	0,2	0,29	0,19	0,64
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	0,14	0,18	0,12	0,26	0,04	0,1	0,04	0,46	0,17	0,86	0,27	0,41	0,14	0,01	0,58	0,48	0,26	0	0,65	0,08	0,41	0,19	0,66	0,18
<i>Cymbella amphicephala</i> var. <i>hercynica</i> (A. Schmidt) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0,1	0,19	0,18
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve	0,14	0,12	0,12	0,07	0,08	0,15	0,12	0	0,17	0,43	0,13	0,2	0,14	0,4	0,29	0,18	0,07	0	0,14	0,25	0,1	0,19	0,09	0,09
<i>Cymbella caespitosa</i> (Kützing) Brun	0,09	0,12	0,16	0,07	0,12	0,35	0,08	0,46	0,42	0,21	0,2	0,27	0,07	0,26	0,14	0,18	0,03	0	0,14	0,08	0,2	0,1	0,09	0,18
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner	0,19	0,3	0,31	0,41	0,41	0,4	0,12	0	0,67	0,43	0,4	0,14	0,17	0,66	0,22	0,12	0,23	0	0,14	0,58	0,61	0,29	0,66	1,01
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh	0	0	0	0	0,05	0,12	0,46	0,59	0,21	0,07	0,41	0,1	0,13	0,72	0,48	0,03	0	0,22	0,17	0,51	0,29	0,75	0,83	
<i>Cymbella ehrenbergii</i> Kützing	0	0,06	0,12	0	0,04	0,1	0,04	0	0,08	0	0,07	0,14	0,03	0,13	0	0,24	0	0,49	0,14	0	0,1	0,1	0,19	0,18
<i>Cymbella falaisensis</i> (Grunow) Krammer & Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	0,09	0,36	0,16	0,26	0,2	0,4	0,25	0,46	1,17	0,64	0,54	0,34	0,24	0,4	0,65	0,42	0,07	0	0,36	0,41	0,51	0,19	0,75	0,64
<i>Cymbella hustedtii</i> (früher unter "kleine leptoceros")	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehrenberg) Kirchner	0	0	0	0	0,04	0	0,04	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0,14	0	0,2	0	0	0,09
<i>Cymbella lata</i> Grunow	0	0	0	0	0	0,15	0	0	0,08	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09
<i>Cymbella leptoceros</i> (Ehrenberg) Kützing	0,19	0,18	0,16	0,19	0,12	0,25	0,12	0	0,5	0,64	0,07	0,2	0,03	0,26	0,14	0,24	0,1	0	0,14	0,08	0,1	0	0,37	0,09
<i>Cymbella mesiana</i> Cholnoky	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0,09
<i>Cymbella microcephala</i> Grunow	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0,1	0,28	0
<i>Cymbella prostrata</i> (Berkeley) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella proxima</i> Reimer	0,05	0,01	0,12	0,19	0,08	0,2	0	0	0,17	0,21	0	0,14	0,03	0	0	0,12	0	0	0,22	0,25	0,3	0,1	0	0
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	0,05	0,06	0,03	0,04	0,04	0,05	0,04	0	0,08	0	0,13	0	0,03	0	0,07	0,06	0,1	0,49	0,07	0,08	0,2	0,29	0,28	0,09
<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella subaequalis</i> Grunow	0	0	0	0,04	0,04	0,1	0	0	0	0	0,13	0	0,03	0,13	0,14	0,06	0,03	0	0,07	0	0	0	0,37	0,18
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbellonitzschia diluviana</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0,08	0	0	0,09	0,09
<i>Diatoma tenuis</i> Agardh	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diploneis parva</i> Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0,13	0,07	0,12	0	0	0,22	0,17	0,41	0,19	0,09	0,09
<i>Ellerbeckia arenaria</i> (Moore) Crawford	0,19	0,84	0,22	0,15	0,04	0,35	0,12	0,92	0,34	0,21	0,2	0,2	0	0,13	0,07	0	0	0,07	0	0,51	0,1	0	0	0
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	0,09	0,36	0,09	0,22	0,12	0,25	0,08	0,92	0,25	0,43	0,27	0,47	0,27	0,66	0,51	0,42	0,23	0,49	0,36	0,91	0,41	0,76	1,12	0,92
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	0,05	0	0	0,04	0	0,05	0	0	0	0	0,07	0,07	0,03	0,26	0,14	0,12	0	0	0,22	0,08	0,2	0,19	0,09	0,46
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	0,33	0,66	0,19	0,3	0,53	0,3	0,16	0,92	0,5	0,43	0,2	0,27	0,17	0	0,43	0,12	0,13	0	0,22	0,08	0,41	0	0,09	0,46
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills var. <i>bilunaris sensu lato</i>	0	0,06	0,06	0,11	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,07	0,08	0,2	0	0	0	0
<i>Eunotia formica</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia glacialis</i> Meister	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow	0	0	0,03	0	0	0	0,04	0	0,08	0	0	0,07	0,03	0,26	0	0,06	0,03	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia ruzickae</i> Bily & Marvan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria berolinensis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09
<i>Fragilaria bicapitata</i> Mayer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria biceps</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria bidens</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,21	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow	2,31	4,04	0,99	1,19	4,49	4,26	2,17	31,7	6,46	10,7	3,35	4,81	1,12	2,65	3,19	2,29	1,47	5,91	2,1	2,24	5,49	3,34	2,34	2,03

TAXON / Tiefe [cm]	641	681	721	761	801	841	881	921	1001	1041	1081	1121	1161	1201	1241	1281	1321	1361	1441	1561	1601	1641	1681	1721
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>capucina</i> Dezmazieres	0	0	0	0,04	0	0	0,08	0	0	0	0,07	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,29	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i> (Rabenhorst) Rabenhorst	0	0,06	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0,07	0	0,03	0	0,07	0	0,03	0	0	0,08	0,2	0,1	0,19	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>radians</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0,03	0	0	0	0,07	0	0,07	0,08	0,1	0,1	0,09	0,09
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	1,23	0,84	1,24	1,68	2,65	2,16	1,23	0	1,76	1,5	1,81	1,63	0,92	0,79	1,38	0,78	0,69	0	0,8	0,58	1,42	0,76	1,03	1,47
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow f. <i>construens</i>	0,8	1,99	0,12	0,48	0,94	1,9	0,57	5,5	0,84	1,72	0,54	0,95	0,2	0,53	0,14	0,24	0,26	0,49	0,29	0,41	0,3	0,38	0	0
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i> (Ehrenberg) Hustedt	0	0,12	0,03	0,04	0,04	0,05	0,16	0,92	0	0	0,07	0,14	0	0,4	0,07	0	0,03	0,49	0,07	0	0,41	0,1	0	0
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i> (Ehrenberg) Hustedt	0,28	0,42	0,19	1,23	1,47	0,6	0,57	2,75	0,67	1,93	0,6	0,74	0,2	0,53	0,58	0,24	0,43	0	0,14	0,41	0,51	0,38	0,19	0,18
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0,66	0,94	0,36	0,26	0	2,97	3,98	0,91	1,43	1,59	6,66
<i>Fragilaria cyclopus</i> (Brutschy) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,28
<i>Fragilaria delicatissima</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,14	1,19	0,29	1,75	0,98	5,42	0,51	0	0	0,29	4,4	0
<i>Fragilaria dilatata</i> (Brébisson) Lange-Bertalot	0,05	0,06	0,09	0,19	0,16	0,05	0,08	0	0,25	0,21	0,2	0,2	0,07	0	0,29	0,06	0,1	0	0,14	0,25	0,1	0,1	0,09	0
<i>Fragilaria fasciculata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria lapponica</i> Grunow	0,19	0,12	0	0,04	0,05	0,08	0,46	0,17	0,43	0,13	0	0,03	1,59	0,29	0,24	0,07	0,49	0,22	0,25	0,81	0,1	0,28	0,83	0
<i>Fragilaria leptostauron</i> (Ehrenberg) Hustedt var. <i>leptostauron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>dubia</i> (Grunow) Hustedt	0,47	0,84	0,5	0,67	0,74	2,56	1,23	7,34	1,26	2,36	0,87	0,88	0,1	0,26	0,22	0,36	0,23	0,49	0,51	0,41	0,61	1,24	0,19	0,37
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>martyi</i> (Héribaud) Lange-Bertalot	0,09	0,06	0,06	0,04	0	0,25	0,45	1,83	0	0	0,07	0	0,13	0,07	0	0	0	0,07	0,17	0,1	0	0	0	0
<i>Fragilaria nitzschioides</i> Grunow	0,09	0	0	0,04	0,04	0,1	0	0	0,25	0,21	0,07	0	0	0	0	0,06	0,03	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria parasitica</i> (W. Smith) Grunow var. <i>parasitica</i>	0	0,18	0	0,04	0,04	0,05	0	0	0,08	0,21	0,07	0	0,1	0,53	0,29	0,18	0,1	0	0,29	0,08	0,91	0,29	0,19	0,09
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> Grunow	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg f. <i>pinnata</i>	0,8	0,36	0,03	0,04	0,33	0,3	0,25	2,29	0,67	1,72	0,34	1,35	0,14	0,66	0,36	0,06	0,16	0,49	0,51	0,25	0,41	1,05	0,28	0,09
<i>Fragilaria robusta</i> (Fusey) Manguin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot var. <i>ulna</i> sensu lato	1,04	1,63	1,18	0,93	1,8	2,05	0,82	6,88	2,43	2,58	1,48	1,96	0,98	0,93	1,74	0,54	0,82	0,99	2,17	0,75	1,73	1,62	1,31	5,43
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0,42	0,72	0,25	0,48	0,69	1	0,08	0	0,59	0,64	0,74	0,81	0,51	0,53	0,36	1,08	0,59	5,91	3,26	2,99	2,34	0,95	2,81	4,42
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>claviceps</i> Hustedt	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0,21	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg var. <i>augur</i>	0,05	0	0	0,04	0,05	0	0	0,08	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema brebissonii</i> Kützing	0,05	0,06	0,06	0,19	0,08	0,15	0,04	0	0	0,27	0,07	0,14	0	0,07	0	0,03	0	0,07	0,08	0,2	0,19	0,19	0,28	0
<i>Gomphonema clavatulum</i> Reichardt	0,05	0,3	0,03	0,04	0,04	0,05	0	0,46	0	0,43	0,07	0,2	0	0	0,01	0	0,07	0	0	0,1	0	0,19	0	0
<i>Gomphonema dichotomum</i> Kützing sensu 2/1 164/1	0	0,18	0,09	0,11	0,08	0,3	0,16	0	0,42	0	0,13	0,07	0	0	0,07	0	0,03	0	0,14	0	0	0,09	0,28	0
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0,07	0	0,1	0	0	0	0
<i>Gomphonema grovei</i> var. <i>lingulatum</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0
<i>Gomphonema insigne</i> Gregory	0,05	0,06	0	0,04	0	0,04	0	0,25	0	0,07	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema micropus</i> Kützing	0,05	0	0	0,04	0,12	0,05	0,08	0,46	0,08	0,64	0,27	0,2	0,07	0,13	0,07	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Horn.) Brébisson var. <i>olivaceum</i>	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parvulum</i>	0,14	0,06	0,19	0,11	0,04	0,15	0,12	0	0,17	0	0,13	0,27	0,03	0	0	0,12	0	0	0,07	0	0,1	0,1	0,09	0,28
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grun.) Reichardt & L. -Bertalot	0,09	0,24	0,03	0,04	0,12	0	0,04	0	0,08	0,21	0,13	0,2	0,14	0,13	0	0,06	0,03	0	0,22	0	0,2	0	0,19	0,09
<i>Gomphonema sarcophagus</i> Gregory	0	0,06	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	0,14	0,36	0,16	0,07	0,2	0,1	0,08	0,46	0,5	0,43	0,13	0,07	0,07	0,13	0,14	0,01	0,16	0	0,07	0,08	0,2	0,1	0,09	0,28
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg	0	0,01	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0,08	0	0,07	0,2	0	0,13	0,14	0,12	0,03	0	0,07	0,08	0,3	0,1	0,09	0,18
<i>Gyrosigma nodiferum</i> (Grunow) Reimer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hippodonta linearis</i> (Oestrup) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mastogloia elliptica</i> Agardh	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0,1	0,09	0
<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09

TAXON / Tiefe [cm]	641	681	721	761	801	841	881	921	1001	1041	1081	1121	1161	1201	1241	1281	1321	1361	1441	1561	1601	1641	1681	1721
<i>Melosira varians</i> Agardh	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh	0	0	0,03	0	0,04	0,05	0	0	0,08	0	0,01	0,14	0	0,13	0,14	0,06	0	0	0,14	0	0	0	0	0,19
<i>Navicula absoluta</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0,03	0	0	0	0	0,1	0	0	0
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot = ehemals <i>N. menisculus</i> var. <i>grunowii</i> L.-B.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg var. <i>capitata</i> = <i>Hippodonta capitata</i> (Ehr.) L.-B. et	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grunow) Ross = <i>Hippodonta hungarica</i> (Gru	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula capitata</i> var. <i>lueneburgensis</i> (Grunow) Patrick = <i>H. lueneburgensis</i> (G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0,2	0	0	0
<i>Navicula capitoradiata</i> Germain	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	0,05	0,18	0,19	0	0,29	0,05	0,29	3,21	0,34	0,64	0,2	0,47	0,14	0,13	0	0,78	0,26	1,48	0,58	0,33	1,12	0,95	0,47	0
<i>Navicula clementioides</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula concentrica</i> Carter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0,21	0	0,07	0	0	0	0,06	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0,09
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0,21	0,07	0	0,1	0,13	0	0,06	0,03	0	0	0	0	0	0,19	0	0
<i>Navicula cryptotenelloides</i> Lange-Bertalot	0	0,06	0	0,04	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0,03	0,13	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0,09
<i>Navicula decussis</i> Oestrup var. <i>decussis</i> = <i>Geissleria decussis</i> (Hust.) L.-B. & Me	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula densilineolata</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0,07	0	0	0,19	0,09	0	0
<i>Navicula diluviana</i> Krasske	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula elginensis</i> (Gregory) Ralfs var. <i>elginensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula gastrum</i> (Ehrenberg) Kützing var. <i>gastrum</i>	0	0	0,06	0	0,05	0,08	0,46	0,42	0,21	0,2	0,01	0,03	0	0	0,06	0,03	0	0,07	0,08	0,1	0,1	0,09	0,37	0
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula lacustris</i> Gregory	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula lanceolata</i> (C. Agardh) Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula laterostrata</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula menisculus</i> Schumann var. <i>menisculus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,14	0,1	0,13	0,07	0	0,13	0	0	0,17	0,41	0,19	0	0,18	0
<i>Navicula minima</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula oblonga</i> (Kützing) Kützing	0,19	0,12	0,03	0	0,04	0,05	0,08	0	0,25	0,43	0	0,14	0,1	0,26	0,36	0,18	0,1	0	0,22	0,25	0,51	0,19	0,56	1,01
<i>Navicula oligotraphenta</i> Lange-Bertalot & Hofmann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0
<i>Navicula oppugnata</i> Hustedt	0	0,01	0	0	0,04	0,1	0,04	0	0,02	0	0,07	0,14	0,13	0,07	0,06	0,03	0,49	0,07	0,25	0,2	0,29	0,37	0	0
<i>Navicula placentula</i> (Ehrenberg) Kützing	0	0,06	0	0,04	0	0,1	0,08	0	0,08	0	0,07	0,07	0	0,13	0,07	0,12	0,03	0	0,14	0,17	0,3	0	0,09	0,09
<i>Navicula praeterita</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0
<i>Navicula protracta</i> (Grunow) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula pseudanglica</i> Lange-Bertalot var. <i>pseudanglica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	0,05	0,06	0,16	0,11	0,2	0,1	0,12	0,46	0,25	0,64	0,07	0	0,2	0,13	0,8	0,54	0,36	0,49	0,65	1,08	1,93	0,86	2,53	2,03
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0,14	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula reinhardtii</i> (Grunow) Grunow	0	0	0	0	0,05	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula rhynchotella</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula schoenfeldii</i> Hustedt	0,05	0,06	0,03	0,11	0,08	0,05	0,08	0	0,08	0	0,27	0,14	0	0,26	0,22	0,36	0,16	0	0,22	0,08	0,41	0,57	0,09	0
<i>Navicula seibigiana</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula seminulum</i> Grunow	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula slesvicensis</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula striolata</i> (Grunow) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09
<i>Navicula subalpina</i> Reichardt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,14	0	0	0,19	0,28	0
<i>Navicula subrotundata</i> Hustedt	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0,19	0	0
<i>Navicula tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0,49	0,07	0	0	0,1	0	0
<i>Navicula trophicatrix</i> Lange-Bertalot	0	0,18	0	0	0,01	0,04	0	0,08	0	0,13	0,14	0,24	0,26	0,07	0,24	0,1	0	0,07	0,33	0,2	0,1	0	0,74	0
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula vulpina</i> Kützing	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

TAXON / Tiefe [cm]	641	681	721	761	801	841	881	921	1001	1041	1081	1121	1161	1201	1241	1281	1321	1361	1441	1561	1601	1641	1681	1721
<i>Neidium ampliatum</i> (Ehrenberg) Krammer	0	0,06	0,06	0,04	0,04	0,1	0	0	0,25	0,21	0,27	0,2	0,14	0,13	0,07	0,12	0,03	0	0,07	0,08	0,2	0	0	0,09
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	0	0	0	0,04	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0,13	0	0	0	0	0,07	0,08	0,2	0	0,19	0,09
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow f. <i>amphibia</i>	0,24	0,24	0,09	0,15	0,33	0,1	0,08	1,83	0,5	0,02	0,07	0,07	0,03	0	0,07	0,18	0,07	0,49	0,07	0,08	0,1	0,1	0	0,18
<i>Nitzschia angustata</i> (W. Smith) Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0,21	0,13	0,07	0,14	0,13	0,43	0,12	0,2	0,99	0,43	0,25	0,61	0,29	0,37	0,37
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>dissipata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0,13	0	0	0	0	0,07	0,08	0	0	0,09	0,09
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia fossilis</i> Grunow	0,05	0	0	0,07	0	0	0,04	0	0	0	0,13	0	0,1	0,13	0,07	0	0,03	0	0,14	0,17	0,2	0,29	0,56	0,09
<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	0	0	0	0,04	0	0,04	0	0	0,21	0	0	0,07	0,26	0,07	0,12	0,1	0	0,07	0,17	0	0,19	0	0,28	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0,13	0,07	0	0,03	0	0,07	0,17	0,3	0,1	0,19	0,09
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia valdecostata</i> Lange-Bertalot & Simonsen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia acuminata</i> W. Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09
<i>Pinnularia anglica</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia appendiculata</i> (Agardh) Cleve	0	0,06	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia cardinalis</i> (Ehrenberg) W. Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia esoxiformis</i> Fusey	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia marchica</i> Schönfelder	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0,03	0	0,07	0,06	0,03	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia nobilis</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia rupestris</i> Hantzsch	0	0	0	0	0,05	0	0,46	0	0,01	0,14	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0,1	0,09
<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	0	0	0,03	0,07	0,04	0,1	0,08	0,92	0	0,2	0,14	0,03	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0,09
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia woerthensis</i> Mayer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0,09
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller var. <i>gibba</i>	0	0,06	0,06	0,04	0,04	0,05	0,04	0,46	0,08	0,21	0,07	0,01	0	0,4	0,22	0,18	0,07	0	0,36	0,33	0,2	0,19	0,84	1,56
<i>Sellaphora bacillum</i> Ehrenberg	0,05	0,06	0,03	0,04	0,04	0,1	0,04	0	0,08	0,64	0,13	0,2	0,27	0	0,29	0,24	0,03	0,49	0,07	0,17	0,3	0,1	0	0,28
<i>Sellaphora laevisissima</i> (Kütz.) Mann var. <i>laevisissima</i>	0	0,06	0,06	0,04	0	0,04	0	0,25	0,21	0,07	0,07	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mann & Stickle	0	0,06	0	0	0,05	0	0	0	0	0,01	0	0,1	0	0,07	0	0,03	0	0,07	0	0,1	0,19	0,19	0,09	
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0,13	0	0,07	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0,12	0	0,58	0,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,26	6,17	9,87	4,98	6,83
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	1,9	1,94	1,91	1	1,97	1,26	2,25	0,46	6,33	6,23	2,18	3,07	3,97	3,08	4,99	0,82	8,13	3,94	8,83	3,31	0,6	1,97	2,49	0,34
<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Cleve & Möller	0,91	1,14	5,73	0	0,04	0,47	0,98	0	3,65	2,58	1,24	11,6	13,8	4,54	15,6	7,19	13,1	28,6	16,5	3,01	4,18	14,1	4,3	3,93
<i>Stephanodiscus neoastreae</i> Håkansson & Hickel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella bifrons</i> Ehrenberg	0,05	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0,07	0,07	0	0,13	0	0,06	0	0	0	0,08	0,2	0,19	0	0,09	
<i>Surirella biseriata</i> Brebisson	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0,14	0,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella linearis</i> f. <i>constricta</i> (Grunow) Hustedt	0,05	0,18	0	0,04	0,05	0	0	0	0	0,2	0,07	0,03	0	0,14	0,06	0,03	0	0,14	0,08	0,1	0	0	0,09	
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	0	0	0	0	0,05	0,04	0	0	0,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PLANKTONANTEIL	88,2	80,5	91	88,3	80,8	77,4	85,8	9,63	70,7	58,5	80,2	75,9	89,7	78,4	79,8	83,9	89,2	76,8	80,6	83,5	65,4	74,9	70,3	69,2

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																			
	2	18	34	82	130	178	242	290	386	482	578	674	770	866	994	1122	1250	1410	1538	1698
<i>Achnanthes clevei</i> Grunow var. <i>clevei</i>	0,5	0,67	0,61	1,13	0,67	0,36	0,32	0,4	0,36	0,21	0,16	0,22	0,05	0,54	0,1	0,16	1,15	0,18	0,24	0,94
<i>Achnanthes conspicua</i> A. Mayer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
<i>Achnanthes delicatula</i> (Kützing) Grunow ssp. <i>delicatula</i>	0,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0,1
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow var. <i>exigua</i>	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0,05	0,05	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0
<i>Achnanthes flexella</i> (Kützing) Brun	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0
<i>Achnanthes holsatica</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes joursacense</i> Heribaud	0,41	0,52	0,34	1,82	0,75	0,65	0,32	0,27	0,31	0,31	0,16	0,39	0,1	0,36	0,2	0,32	0,63	0,06	0,16	0,42
<i>Achnanthes kolbei</i> Hustedt	0,25	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>dubia</i> (Grunow) Lange-Bertalot	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot	0,41	0,37	0,27	0,09	0,22	0,07	0,4	0	0,05	0	0,05	0	0	0	0,2	0,08	0,1	0,18	0,24	0,1
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i> (Brebisson) Grunow	0,25	0,3	0,2	0	0,07	0,07	0	0,13	0,05	0,05	0	0,06	0,15	0,09	0,31	0	0,42	0	0,08	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i> (Oestrup) Lange-Bertalot	0,17	0,07	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0	0
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing var. <i>minutissima</i>	0	0	0,07	0	0	0,07	0	0,07	0	0	0	0,06	0	0	0	0,16	0,1	0,12	0	0
<i>Achnanthes peragalli</i> Brun & Héribaud	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0
<i>Achnanthes rosenstockii</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0
<i>Achnanthes zieglerei</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0,01
<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory) Hustedt	12,7	2,8	0,64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amphipleura pellucida</i> (Kützing) Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amphora fogediana</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	0,58	0,15	0,75	1,04	0,75	1,08	1,9	0,4	0,62	0,62	0,69	0,94	0,49	1,61	0,82	0,88	1,05	0,29	0,24	0,42
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	0,17	0,15	0,41	0,17	0,3	0,5	0,24	0,34	0,31	0,21	0,53	0,66	0,15	0,89	0,41	0,32	0,21	0,23	0,41	0,52
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	1,08	0,82	0,27	1,99	2,02	1,29	1,66	0,6	1,19	0,93	0,69	0,77	0,15	1,07	0,51	0,64	1,46	0,58	0,9	1,15
<i>Amphora veneta</i> Kützing	0,08	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0,1	0	0,1	0	0,01	0	0	0
<i>Aneumastus minor</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0,08	0	0	0,35	0,07	0	0,08	0,13	0,05	0,1	0,11	0	0	0	0,31	0,08	0,1	0,06	0,08	0,73
<i>Aneumastus stroesei</i> (Oestrup) Mann	0	0	0	0	0,07	0,07	0,08	0	0	0,05	0	0,06	0,15	0	0,1	0,16	0,21	0	0,08	0,31
<i>Aneumastus tusculus</i> (Ehrenberg) Mann	0,08	0	0,14	0,17	0,07	0,14	0,08	0,2	0,16	0,1	0,27	0,17	0,15	0,8	0,31	0,48	0,42	0,41	0,24	0,31
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer	0	0,15	0	0	0,07	0,07	0,08	0,07	0	0,05	0,05	0,06	0,05	0	0,1	0,08	0	0,06	0	0
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	2,2	1,05	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0,11	0,05	0,09	0,1	0,48	2,41	1,11	0,82	0,52
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	21,8	36	26,8	1,44	21,5	19,6	10,5	14,6	19,9	9,46	15,9	27,3	22,3	16,7	4,63	11,4	4,52	0,47	1,22	5,44
<i>Aulacoseira crenulata</i> (Ehrenberg) Krammer	0	0	0,14	0,17	0,15	0	0,08	0	0,21	0,05	0	0,06	0,1	0,09	0	0,16	0	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen f. <i>curvata</i>	0	0	0	0	0	0,14	0,16	0,4	0,36	0,67	0,75	0,44	0,49	0,63	1,07	0,32	0	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen sensu lato	15,2	14	29,3	11,1	28,3	24,7	31,9	47,6	46,4	63,7	33,9	36,3	50,3	26,2	32,3	29,1	3,45	40	43,8	2,82
<i>Aulacoseira islandica</i> Simonsen	0	0	0,81	0,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
<i>Aulacoseira subarctica</i> (O. Müller) Haworth	0	0	0	0	0,38	1,35	0	0	0	0	0	0	0	0,63	0	0,32	0	0	0	0
<i>Caloneis aerophila</i> Bock	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	0	0	0	0,09	0,22	0,22	0,16	0,07	0	0,1	0,11	0,11	0,15	0	0	0	0,1	0	0,08	0

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																			
	2	18	34	82	130	178	242	290	386	482	578	674	770	866	994	1122	1250	1410	1538	1698
<i>Caloneis leptosoma</i> (Grunow) Krammer	0	0	0	0	0	0,14	0,08	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caloneis schumanniana</i> (Grunow) Cleve	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	0,17	0,07	0,01	0,17	0	0,07	0,08	0,07	0	0,1	0,05	0,06	0	0	0,1	0,08	0,1	0	0	0,31
<i>Caloneis tenuis</i> (Gregory) Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
<i>Campylodiscus hibernicus</i> Ehrenberg	0	0	0,07	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0
<i>Cavinula scutelloides</i> W. Smith	0,58	0,52	0,54	1,65	0,6	0,72	0,95	0,67	0,73	0,41	0,32	0,66	0,3	1,07	0,31	0,88	1,26	0,23	0,65	0,63
<i>Cocconeis disculus</i> (Schumann) Cleve	0	0,15	0,14	0,09	0,22	0	0	0,07	0	0,05	0	0,06	0,05	0	0,1	0	0,21	0	0	0
<i>Cocconeis neodiminuta</i> Krammer	0	0	0,07	0,26	0,07	0,22	0	0,07	0	0,05	0,11	0,06	0	0	0,1	0,08	0,1	0	0,16	0
<i>Cocconeis neothumensis</i> Krammer	0,17	0,07	0,01	0,35	0,15	0	0,08	0,07	0,1	0	0	0,06	0	0	0,1	0,16	0,21	0,06	0,16	0,42
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	0,17	0,07	0,2	0,01	0,15	0	0,08	0	0	0,05	0,05	0,06	0,05	0	0	0,08	0,21	0	0,08	0
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	0,25	0,59	0,34	0,35	0,52	0,22	0,4	0,13	0,26	0,31	0,37	0,28	0,44	0,63	0,71	0,8	0,63	0,23	0,49	0,31
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolineata</i> Geitler	0,08	0,44	0,54	0,35	0,22	0	0,24	0,13	0,26	0,1	0,11	0	0,05	0,18	0,2	0,08	0	0,12	0,16	0,1
<i>Craticula cuspidata</i> Kützing	0	0,07	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0,06	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0,01
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	6,59	5,42	4,51	1,03	1,9	5,92	3,17	2,74	2,67	2,95	10,8	2,39	2,67	2,09	9,98	5,31	6,89	4,42	7,35	1,15
<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (Hohn, Hellerman) Theriot, Stoermer & Hakansson	0,25	0,35	0,48	0	0,19	0	0	0	0,21	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella comensis</i> Grunow	0	0	0	0,09	0	0	0	0,07	0	0,1	0	0	0,12	0	0	0,16	0,21	0,35	2,76	12,3
<i>Cyclotella krammeri</i> Hakansson	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	0,88	0,87	0,81	0,78	1,9	0,43	2,7	0,2	0,36	0,31	0,53	0,06	0,05	0,09	0,31	0,48	0,21	0,12	0,08	0
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,67
<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	3,52	1,75	0,81	0,35	2,28	0,68	0,48	0,27	0,05	0,16	0,05	0	0,24	0,19	1,25	4,19	3,23	0,12	3,52	25,2
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W. Smith	0	0,07	0	0	0,07	0,07	0	0,13	0	0,05	0,05	0	0,1	0,09	0	0	0	0	0,08	0,1
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith	0,17	0	0,07	0,09	0,15	0,14	0,24	0,2	0,1	0,1	0,16	0,17	0,2	0,54	0,2	0,16	0,31	0,12	0,08	0,21
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0,05	0,11	0,17	0	0,18	0,1	0,24	0,31	0,06	0,41	0,63	
<i>Cymbella amphicephala</i> Naegeli	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0
<i>Cymbella amphicephala</i> var. <i>hercynica</i> (Schmidt) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve	0,08	0,15	0,14	0,35	0	0,29	0,16	0,13	0,1	0,1	0,16	0,11	0,05	0,09	0,1	0,4	0,31	0	0,01	0,1
<i>Cymbella caespitosa</i> (Kützing) Brun	0,08	0	0	0	0	0,07	0	0,13	0	0	0,05	0	0,1	0,09	0,1	0,08	0,21	0,18	0,08	0,31
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner	0,08	0,15	0	0,01	0	0,36	0,24	0,07	0,16	0,05	0,11	0,17	0,15	0,36	0,61	0,4	0,73	0,23	0,41	0,1
<i>Cymbella cuspidata</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0,05	0,06	0	0,09	0	0,08	0	0	0	0
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh	0	0	0	0	0	0,07	0,16	0	0	0	0,05	0,06	0,05	0,09	0,1	0,08	0,21	0,06	0,16	0,21
<i>Cymbella ehrenbergii</i> Kützing	0	0	0	0,09	0	0,07	0	0,13	0,1	0,05	0,05	0	0,05	0,09	0,1	0,08	0	0,06	0,08	0,21
<i>Cymbella falaisensis</i> (Grunow) Krammer & Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0,13	0,16	0,05	0,27	0,11	0,15	0,36	0,2	0,16	0,63	0,18	0,24	0,31
<i>Cymbella hybrida</i> var. <i>lanceolata</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,16	0
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehrenberg) Kirchner	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0,05	0	0	0	0,18	0,41	0,16	0,1	0	0,01	0
<i>Cymbella lata</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,05	0,11	0,11	0	0	0	0,08	0,01	0	0,08	0
<i>Cymbella leptoceros</i> (Ehrenberg) Kützing	0	0	0	0	0	0	0,16	0	0,01	0,05	0,05	0,06	0,05	0	0,2	0,24	0,1	0,06	0,16	0



TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																			
	2	18	34	82	130	178	242	290	386	482	578	674	770	866	994	1122	1250	1410	1538	1698
<i>Cymbella naviculiformis</i> (Auerswald) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella prostata</i> (Berkeley) Cleve	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella proxima</i> Reimer	0	0	0	0	0	0,07	0	0,13	0	0,05	0,11	0,06	0,05	0,09	0,1	0	0	0	0	0,1
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	0,08	0,07	0,14	0,17	0,15	0,72	0,55	0,2	0,26	0,36	0,37	0,17	0,3	0,8	0,31	0,88	1,78	0,35	1,14	1,67
<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	0,08	0,15	0	0	0,15	0,07	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella subaequalis</i> Grunow	0	0	0	0	0,07	0,07	0	0	0,05	0	0,05	0,06	0	0	0	0	0,1	0	0,16	0,1
<i>Cymbella subcuspidata</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0
<i>Cymbella tynii</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0,01
<i>Denticula tenuis</i> Kützing	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diatoma tenuis</i> Agardh	3,08	0,7	0,97	0	0,07	0	0,08	0	0	0	0,11	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diatoma vulgare</i> Kützing	0,08	0,07	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diploneis modica</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0,1	0	0,16	0
<i>Diploneis parva</i> Cleve	0,08	0	0,07	0	0,3	0,36	0,08	0,07	0,1	0,1	0	0,06	0,1	0,09	0,2	0,08	0	0,06	0,16	0,01
<i>Ellerbeckia arenaria</i> (Moore) Crawford	0	0,15	0	0,17	0,15	0,29	0,08	0,27	0,1	0,05	0,21	0,17	0,05	0,18	1,73	0,72	0,84	0,53	0,41	0,01
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brebisson	0,5	0,07	0,14	0,35	0,22	0,36	0,71	0,07	0,26	0,36	0,27	0,33	0,2	0,71	0,31	0,16	0,31	0,29	0,49	1,78
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	0	0,07	0,07	0,09	0,22	0	0	0,07	0	0,05	0,11	0,06	0,05	0,09	0,1	0,4	0,1	0,12	0,08	0,1
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	0,17	0,22	0,2	0,09	0,6	0,43	0,32	0,6	0,36	0,31	0,27	0,22	0,35	0,36	1,33	1,2	0,52	0,41	0,49	0,01
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills var. <i>bilunaris</i> sensu lato	0	0,15	0,01	0,09	0,15	0,22	0	0	0	0,05	0,11	0,11	0,1	0	0	0	0,21	0	0	0
<i>Eunotia formica</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0,13	0	0,05	0,11	0	0	0,09	0,1	0	0	0	0	0
<i>Eunotia glacialis</i> Meister	0	0,07	0,07	0	0,07	0,07	0	0,07	0,05	0,05	0,05	0	0,05	0	0	0	0	0	0,08	0,1
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow in Van Heurck	0	0	0,14	0,26	0,15	0,07	0,16	0	0,21	0	0	0,11	0,05	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria berlinensis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria bidens</i> Heiberg	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow	1,99	2	2,78	14,4	3,14	2,45	5,06	2,69	1,61	1,92	1,65	1,38	1,33	3,66	3,87	2,24	4,5	2,4	4,16	3,14
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>capucina</i>	0,08	0	0,14	0	0	0,14	0,24	0,27	0,1	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i> (Rabenhorst) Rabenhorst	0	0,22	0,14	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0,11	0,05	0,18	0	0,08	0,1	0,18	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0,05	0,05	0	0,06	0	0	0	0	0,1	0,06	0	0,1
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0,74	1,56	1,15	1,13	0,6	0,79	0,63	0,94	0,73	0,41	0,59	0,5	0,49	1,07	1,53	1,44	2,09	0,82	1,14	0,52
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow f. <i>construens</i>	2,81	3,93	4,28	27,4	1,42	2,81	6,96	1,81	1,45	0,67	0,91	1,66	0,94	1,43	3,67	1,68	2,09	1,81	5,22	1,57
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i> (Ehrenberg) Hustedt	0,25	1,41	1,22	5,56	0,37	1,01	1,26	0,4	0,16	0,26	0,16	0,28	0,2	0,27	0,41	0,64	0,52	0,35	0,24	0,1
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>exigua</i> (W. Smith) Hustedt	0	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i> (Ehrenberg) Hustedt	0,25	0,74	0,68	3,5	0,3	1,22	1,66	0,27	0,42	0,47	0,43	0,22	0,15	0,18	1,22	1,12	0,63	0,47	0,41	0,31
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	0	0,3	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0,2	0,18	0,1	0,32	1,36	1,35	0,41	0,42	0,42
<i>Fragilaria dilatata</i> (Brebisson) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0,16	0,07	0,01	0,05	0	0,06	0,05	0,18	0,1	0,16	0,1	0	0,16	0,21
<i>Fragilaria lapponica</i> Grunow	0,08	0	0,07	0,26	0	0,43	0,16	0,13	0,05	0,21	0,05	0,11	0,05	0	0,1	0	0,21	0,18	0,33	0,21

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																			
	2	18	34	82	130	178	242	290	386	482	578	674	770	866	994	1122	1250	1410	1538	1698
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>dubia</i> (Grunow) Hustedt	1,41	2,08	2,24	7	2,77	2,16	2,85	1,61	2,7	0,93	1,55	1,38	0,25	1,34	1,33	1,12	1,15	0,53	0,65	0,52
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>leptostauron</i> (Ehrenberg) Hustedt	0	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>martyi</i> (Heribaud) Lange-Bertalot	0,08	0,3	0,27	0,41	0,45	0,43	0,4	0,07	0,52	0,16	0,11	0,28	0,05	0,18	0,1	0,4	0,21	0,06	0	0,1
<i>Fragilaria nitzschioides</i> Grunow	0,17	0,15	0,07	0,26	0,52	0,36	0,08	0,13	0,21	0,1	0,05	0,11	0,2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria parasitica</i> (W. Smith) Grunow var. <i>parasitica</i>	0	0	0	0	0,07	0,07	0	0	0,05	0,05	0	0,11	0,05	0,18	0,1	0,08	0,1	0,06	0,24	0,21
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> Grunow	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0,08	0
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg f. <i>pinnata</i>	1,49	1,85	1,97	6,38	0,9	1,15	2,21	0,47	0,99	0,93	0,32	0,33	0,25	0,71	1,84	0,4	1,15	0,64	0,57	0,84
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot var. <i>ulna</i> sensu lato	0,66	1,11	0,48	0,69	0,97	2,01	1,5	1,14	0,83	0,57	1,44	1,6	1,38	0,98	2,96	2	1,46	2,63	2,28	1,46
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	0	0,22	0	0	0	0,07	0	0,07	0	0,1	0,16	0,28	0,2	0,27	0,51	1,12	0,21	0,82	0,73	1,15
<i>Geissleria decussis</i> (Hustedt) L.-B. & Metzeltin	0	0,07	0	0	0,07	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0,09	0	0	0,21	0	0,16	0
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0,01	0	0,05	0	0	0	0	0,16	0	0	0	0
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg var. <i>augur</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0,09	0	0	0	0,06	0	0
<i>Gomphonema brebissonii</i> Kützing	0	0	0	0,09	0,22	0,22	0	0,07	0,05	0,1	0,05	0,06	0,1	0	0,31	0,24	0,21	0,06	0,08	0,21
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	0,08	0	0	0,17	0,07	0,14	0,08	0,07	0,05	0	0	0,11	0	0	0,31	0,08	0,21	0	0	0
<i>Gomphonema dichotomum</i> Kützing	0,08	0	0	0	0,07	0,01	0	0	0	0,05	0,05	0	0,05	0	0,2	0,08	0	0	0,08	0,1
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0
<i>Gomphonema grovei</i> var. <i>lingulatum</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0,1	0,08	0	0	0	0
<i>Gomphonema insigne</i> Gregory	0	0,07	0	0	0	0	0,08	0	0,05	0,05	0	0,11	0,05	0	0	0,16	0,21	0,06	0,08	0
<i>Gomphonema micropus</i> Kützing	0,25	0,37	0,27	0,17	0,15	0,58	0,4	0,2	0,31	0,31	0,05	0,22	0,05	0,09	0,2	0,16	0,21	0,12	0,16	0
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brebisson var. <i>olivaceum</i>	0,08	0,15	0,14	0,17	0	0,07	0,16	0,07	0,05	0,05	0	0,11	0	0	0,2	0	0,1	0,12	0	0
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceoides</i> (Hust.) L.-B. & Reichardt	0	0	0,14	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,12	0	0	0
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parvulum</i>	0,08	0,15	0,07	0	0	0,14	0	0,07	0,16	0,05	0,16	0	0,05	0,09	0,1	0,08	0,42	0,06	0,16	0,1
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	0,08	0	0	0	0	0	0,08	0,13	0,05	0,1	0,11	0	0,05	0	0	0,08	0	0	0,08	0,1
<i>Gomphonema sarcophagus</i> Gregory	0,25	0,22	0,27	0,95	0,3	0,43	0,63	0,2	0,1	0,21	0,05	0,11	0,2	0	0,1	0	0,1	0	0	0
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	0	0	0,07	0,17	0	0,07	0,08	0,2	0,05	0,1	0,11	0,22	0,1	0	0,1	0,16	0,1	0,29	0,08	0,21
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,21	0,06	0,08	0,1
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	0,17	0,22	0,14	0,43	0,22	0,43	0,32	0,4	0,21	0,16	0,21	0,11	0,2	0,27	0,31	0,08	0,42	0,06	0,08	0,42
<i>Gyrosigma nodiferum</i> (Grunow) Reimer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	0	0	0,14	0,26	0,07	0,14	0,16	0,07	0,05	0,05	0,11	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehr.) L.-B., Metzeltin & Witkowski	0	0,07	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0
<i>Hippodonta costulata</i> Grunow	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Ross (syn. <i>N.capitata</i> var. <i>hung.</i> )	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hippodonta lueneburgensis</i> Grunow	0,08	0	0	0	0,07	0	0	0,07	0,05	0,05	0	0,11	0,05	0,18	0,2	0,16	0,21	0,23	0,01	0
<i>Mastogloia grevillei</i> W. Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0
<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites	0	0	0	0	0	0,07	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0
<i>Melosira varians</i> Agardh	0,74	0,82	0,34	0,01	0	0,07	0	0,27	0,1	0,1	0,11	0,11	0,2	0,27	0,01	0,8	0,73	0,23	0,16	0,21
<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh	0,17	0,15	0,07	0,09	0,22	0,22	0,08	0,2	0,21	0,05	0,11	0,17	0,05	0,09	0,1	0	0,1	0	0,08	0,1

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																			
	2	18	34	82	130	178	242	290	386	482	578	674	770	866	994	1122	1250	1410	1538	1698
<i>Navicula absoluta</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,18	0	0,08	0	0	0	0
<i>Navicula bacillum</i> Ehrenberg	0,08	0	0	0	0	0,07	0,16	0,13	0,05	0,16	0	0,06	0,05	0,27	0,2	0,32	0,31	0,18	0,24	0,1
<i>Navicula bryophila</i> Petersen	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	0,17	0,3	0,14	0,09	0	0	0,24	0,07	0,05	0,1	0	0,06	0,1	0	0,1	0,08	0,31	0,23	0,24	0,84
<i>Navicula clementis</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0,1	0	0	0
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0
<i>Navicula cryptotenelloides</i> Lange-Bertalot	0	0	0,07	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0,1	0
<i>Navicula cummerowii</i> (Kalbe) Lange-Bertalot	0	0,07	0,2	0,09	0	0	0,24	0,07	0,1	0,1	0,16	0,06	0,1	0,09	0,2	0,16	0	0	0	0,21
<i>Navicula diluviana</i> Krasske	0	0	0,01	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
<i>Navicula elginensis</i> (Gregory) Ralfs var. <i>elginensis</i>	0,08	0,07	0	0	0,15	0,14	0,16	0,13	0,1	0,05	0,01	0,11	0,1	0,18	0,1	0,08	0,21	0	0,08	0
<i>Navicula gastrum</i> (Ehrenberg) Kützing var. <i>gastrum</i>	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0,01	0,05	0	0,11	0	0	0,1	0,08	0	0,12	0,08	0,21
<i>Navicula gastrum</i> (Ehrenberg) Kützing var. <i>signata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula grunowii</i> Lange-Bertalot (syn. <i>N. antonii</i> )	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,63	0,18	0	0
<i>Navicula integra</i> (W.Smith) Ralfs	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula kotschyi</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula lacustris</i> Gregory	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
<i>Navicula laterostrata</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0,08	0,07	0	0,05	0	0,06	0,05	0	0	0	0	0	0,08	0
<i>Navicula menisculus</i> Schumann var. <i>menisculus</i>	0,08	0,22	0,14	0	0,15	0,07	0	0,13	0,05	0,05	0,11	0,06	0,1	0,09	0	0,24	0,21	0,12	0,08	0
<i>Navicula mutica</i> Kützing	0,08	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula oblonga</i> Kützing	0,25	0,15	0,2	0	0,07	0,22	0,16	0,2	0,1	0,1	0,11	0,06	0,15	0,09	0,1	0,24	0,21	0,18	0,08	0,42
<i>Navicula oligotraphenta</i> Lange-Bertalot & Hofmann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,06	0,08	0	0
<i>Navicula oppugnata</i> Hustedt	0,08	0,07	0,07	0	0,22	0,07	0	0	0,05	0,05	0,11	0,11	0	0,27	0,1	0,08	0,84	0,18	0,16	0,42
<i>Navicula placentula</i> (Ehrenberg) Kützing	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0,1	0,05	0,06	0,05	0,09	0,1	0,08	0	0	0,16	0
<i>Navicula platystoma</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula porifera</i> Hustedt	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula protracta</i> (Grunow) Cleve	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0,05	0	0	0,11	0	0,09	0	0,08	0	0	0	0
<i>Navicula pseudanglica</i> Lange-Bertalot var. <i>pseudanglica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0,21	0,12	0	0,21
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	0	0,15	0,2	0,09	0,07	0,29	0,24	0,2	0,1	0,05	0,16	0,11	0,15	0,63	0,71	0,64	0,84	0,29	0,49	0,01
<i>Navicula reinhardtii</i> (Grunow) Grunow	0	0,07	0	0,09	0	0	0,08	0	0,05	0,1	0,05	0	0	0,09	0,31	0,16	0,21	0	0	0
<i>Navicula rhynchotella</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula schoenfeldii</i> Hustedt	0	0	0	0,09	0	0,07	0,16	0	0,05	0,1	0,11	0	0,05	0,18	0,1	0,16	0,52	0,06	0,08	0,52
<i>Navicula seibigiana</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0,07	0	0	0,07	0	0	0,11	0	0	0,18	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula slesvicensis</i> Grunow	0,17	0,07	0,01	0	0,15	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula stroemii</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																			
	2	18	34	82	130	178	242	290	386	482	578	674	770	866	994	1122	1250	1410	1538	1698
<i>Navicula subalpina</i> Reichardt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	
<i>Navicula subrotundata</i> Hustedt	0,08	0	0	0,17	0	0,07	0,08	0	0	0,05	0	0,06	0	0,18	0	0,08	0,1	0,06	0,24	0,1
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müller) Bory	0,33	0,15	0,07	0	0,07	0,07	0	0	0	0,05	0	0	0	0,09	0	0	0,1	0,06	0,08	0,1
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula trophicatrix</i> Lange-Bertalot	0	0	0,14	0	0,15	0	0	0,13	0,1	0	0,05	0,06	0	0,18	0,1	0,08	0,01	0,06	0,33	0,1
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	0,08	0	0,07	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula vitabunda</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0
<i>Navicula vulpina</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0
<i>Neidium ampliatum</i> (Ehrenberg) Krammer	0,08	0	0	0	0	0	0,16	0,07	0	0,05	0,05	0,11	0,05	0,09	0	0,08	0	0	0,01	0,1
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	0	0	0	0	0	0	0,16	0	0,05	0,1	0,05	0,06	0,1	0	0	0	0,1	0,06	0	0
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow f. <i>amphibia</i>	0,33	0,22	0	0,17	0,15	0,07	0,08	0,07	0	0,1	0	0,17	0,15	0,09	0,1	0,08	0,42	0	0	0
<i>Nitzschia angustata</i> (W. Smith) Grunow	0	0	0,2	0	0,07	0,14	0,16	0	0,05	0,1	0,11	0,17	0,05	0,09	0,2	0,08	0,1	0,12	0,24	0,52
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>dissipata</i>	0	0	0,07	0	0,07	0	0,24	0	0	0	0,05	0,06	0,05	0	0,01	0,08	0,52	0,23	0	0,31
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia fossilis</i> Grunow	0	0,07	0,07	0	0,07	0	0,32	0,2	0,05	0,05	0,05	0,17	0,1	0,27	0	0,16	0,21	0	0,08	0,1
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith var. <i>linearis</i>	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0,05	0	0	0,1	0,06	0	0	0
<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow	0,25	0,15	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	0	0	0,14	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0,1	0,18	0,16	0	0
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	0	0,07	0,14	0	0,07	0	0	0	0	0,05	0	0,1	0	0	0	0,1	0,12	0,08	0,1	0
<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>delognei</i> (Grunow) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia valdecostata</i> Lange-Bertalot & Simonsen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,12	0	0	0
<i>Oestrupia zachariasii</i> (Reichel) Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0,1
<i>Pinnularia</i> ("subinconstans") <i>haveliana</i> nov.sp. (aff.hemiptera)	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia acrosphaeria</i> W. Smith	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia appendiculata</i> (Agardh) Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia cardinalis</i> (Ehrenberg) W. Smith	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia intermedia</i> (Lagerstedt) Cleve	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia marchica</i> Schönfelder	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve sensu lato	0	0,07	0	0	0	0,07	0	0	0,05	0,11	0	0	0	0,1	0	0	0	0,08	0	0
<i>Pinnularia nobilis</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	0	0	0	0	0,07	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia nodosa</i> (Ehrenberg) W. Smith	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia rupestris</i> Hantzsch (incl. <i>P. subrupestris</i> Krammer)	0	0,15	0,07	0	0	0,07	0,24	0	0,05	0,01	0,05	0,06	0,05	0,09	0	0	0,01	0	0,08	0
<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer	0	0,15	0	0	0,07	0	0	0	0,05	0	0	0	0,09	0	0,08	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	0,17	0,15	0,07	0,09	0	0,07	0,08	0	0,1	0,1	0	0	0,1	0	0	0,08	0	0	0	0
<i>Pinnularia viridis</i> Ehrenberg	0	0,22	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0,11	0	0	0	0	0,06	0,01	0	0

TAXON / Tiefe [cm]	Dominanzwerte [%]																			
	2	18	34	82	130	178	242	290	386	482	578	674	770	866	994	1122	1250	1410	1538	1698
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	0,17	0,37	0,2	0,26	0,37	0,14	0,16	0,07	0,1	0,05	0,05	0,06	0	0,09	0,2	0,08	0,21	0	0,16	0,1
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller var. <i>gibba</i>	0,08	0,07	0	0,17	0,22	0,36	0,16	0	0,21	0,05	0,05	0,11	0,1	0,09	0,41	0,24	0,31	0,35	0,08	0,01
<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O. Müller	0	0	0	0	0	0	0,08	0,07	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sellaphora laevissima</i> Kützing	0	0	0,07	0	0	0,07	0	0,07	0,05	0,05	0	0	0,05	0	0	0	0,1	0,06	0	0
<i>Sellaphora pupula</i> Kützing var. <i>pupula</i>	0	0	0	0	0	0,07	0,08	0,07	0,1	0,05	0	0	0,05	0,09	0,1	0,08	0,42	0,12	0,08	0,1
<i>Sellaphora verecundiae</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0,08	0
<i>Stauroneis acuta</i> W. Smith	0	0	0	0	0,07	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0,1
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	0	0,07	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0,01	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroneis legumen</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg	0	0	0,07	0	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0
<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hustedt	0,66	2,8	0,81	0,09	0,19	0,07	0	0	0	0	0,13	0	0,05	0,38	6,77	3,22	0,21	0,06	4,13	12,8
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	5,05	1,22	4,35	0,41	1,33	2,37	2,38	3,2	0,62	0,47	2,88	0,45	0,24	1,71	1,43	1,29	4,74	1,05	0,77	0,84
<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Cleve & Möller	1,32	0,52	0,48	0,21	0,38	0,07	0	0,15	0,21	0,31	0,5	0,3	0,12	0,95	1,78	1,61	7,11	2,68	1,38	2,41
<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Hakansson & Hickel	4,62	3,67	2,9	1,23	15,2	14,6	9,05	9,76	8,62	4,81	17	13	9,21	22,2	4,81	11	23,5	26,5	2,14	3,56
<i>Surirella angusta</i> Kützing	0	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
<i>Surirella bifrons</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0,11	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella biseriata</i> Brebisson	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0,1	0,08	0	0	0	0
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	0,08	0,07	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella linearis</i> f. <i>constricta</i> (Grunow) Hustedt	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0,1	0,06	0,08	0
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	0,08	0	0	0	0,22	0	0,08	0,07	0,05	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0,06	0,33	0,1
Planktonanteil	77,9	71,7	74	17,1	74	70	60,6	79,1	79,7	83,1	82,7	80,7	86,4	72,5	65	70,5	58	79,2	69,4	70,6

**Ministerium für Ländliche Entwicklung,  
Umwelt und Verbraucherschutz  
des Landes Brandenburg**

**Landesumweltamt Brandenburg**  
Referat Umweltinformation / Öffentlichkeitsarbeit

Berliner Straße 21-25  
14467 Potsdam  
Tel: (03 31) 23 23 259  
Fax: (03 31) 29 21 08  
E-Mail: [info@lua.brandenburg.de](mailto:info@lua.brandenburg.de)  
[www.brandenburg.de/lua](http://www.brandenburg.de/lua)