

Department für Ökologie
Fachgebiet Limnologie

**Diatomeenaufwuchs auf historischen Herbarbelegen
als Indikator der ehemaligen Wasserqualität von Fließgewässern**

Andrea Vogel

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. Wolfgang Oßwald

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.-Prof. Dr. Arnulf Melzer
2. Univ.-Prof. Dr. Wilfried Huber
3. Univ.-Prof. Dr. Wolfgang Höll

Die Dissertation wurde am 1. 4. 2004 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 14. 6. 2004 angenommen.

The present is the key to the past.

Sir Charles Lyell, 1830

*The past is the key to the present:
to understand the present and then to predict the future.*

Tingru Zhou, 1962

Inhalt

1	Einleitung	1
2	Untersuchungsgebiet.....	6
2.1	<i>Untersuchung von Fließgewässern im Längsverlauf.....</i>	7
2.1.1	Amper	7
2.1.2	Maisach	9
2.2	<i>Gliederung des Untersuchungsgebiets nach Teileinzugsgebieten</i>	10
2.2.1	Teileinzugsgebiet Isar.....	10
2.2.2	Teileinzugsgebiet Naab-Regen	12
2.2.3	Teileinzugsgebiet Regnitz	13
2.2.4	Teileinzugsgebiet Oberer Main	13
3	Material und Methoden	14
3.1	<i>Datenerhebung</i>	14
3.1.1	Historische Diatomeenproben.....	14
3.1.1.1	Recherche nach historischen Herbarbelegen.....	15
3.1.1.2	Auswahlkriterien für historische Herbarbelege	17
3.1.1.3	Auswahl der historischen Herbarbelege	19
3.1.1.4	Entnahme von historischen Diatomeenproben.....	20
3.1.2	Rezente Diatomeenproben.....	21
3.1.2.1	Auswahl der Probestellen.....	21
3.1.2.2	Entnahme von rezenten Diatomeenproben	23
3.1.2.3	Anlegen eines Herbariums.....	24
3.1.2.4	Alterungsversuch mit rezenten Diatomeenproben.....	24
3.1.3	Analyse der Diatomeenproben.....	25
3.1.3.1	Aufbereitung der Diatomeenproben.....	25
3.1.3.2	Auswertung der Diatomeenproben.....	26
3.1.4	Hydrophysikalische und hydrochemische Messungen	27
3.1.4.1	Hydrophysikalische Messungen.....	27
3.1.4.2	Hydrochemische Messungen.....	27
3.1.5	Strukturelle Charakterisierung der Probestellen	28
3.1.6	Historische Regionalanalyse des Amper-Einzugsgebiets	29

3.2	<i>Datenauswertung</i>	30
3.2.1	Floristische Analyse der Diatomeengesellschaften	30
3.2.1.1	Gesamtartenpool.....	30
3.2.1.2	Diversität und Evenness	30
3.2.1.3	Anteil der Rote-Liste-Taxa.....	31
3.2.1.4	Similaritätsindex (SIMI)	32
3.2.2	Bewertung der Wasserqualität	32
3.2.2.1	Saprobie	33
3.2.2.2	Trophie	34
3.2.2.3	Gesamtbewertung	37
3.2.3	Univariate Statistik	39
3.2.3.1	Statistische Tests.....	39
3.2.3.2	Korrelationen	41
3.2.3.3	Boxplots.....	41
3.2.4	Multivariate Statistik	42
3.2.4.1	Transformation.....	42
3.2.4.2	Klassifikation mittels TWINSPAN.....	42
3.2.4.3	Ordination	44
3.2.5	Hessedigrammtechnik (HDT)	48
3.2.5.1	Grundlagen der HDT.....	48
3.2.5.2	Sensitivitätsanalyse	49
3.2.5.3	Lineare Extensionen	51
4	Ergebnisse	53
4.1	<i>Ergebnisse der Herbarrecherche</i>	53
4.1.1	Herkunft und Taxonomie der historischen Herbarbelege	53
4.1.2	Zusammenfassung	55
4.2	<i>Analyse der Diatomeengesellschaften</i>	56
4.2.1	Einfluss des Substrats	57
4.2.2	Einfluss des Herbarisierens	59
4.2.3	Einfluss der Alterung	60
4.2.4	Vergleich historischer und rezenter Proben.....	60
4.2.5	Vergleich unterschiedlicher Substratpflanzen	62
4.2.6	Klassifikation mittels TWINSPAN	63
4.2.7	Zusammenfassung	71

4.3	<i>Bewertung der Indizes</i>	73
4.3.1	Indexsicherung	74
4.3.2	Einfluss des Substrats	75
4.3.2.1	Wertebereich der Indizes	75
4.3.2.2	Vergleich der Indexwerte des Epilithons mit Epiphyton und Epibryon	78
4.3.2.3	Vergleich der Indexklassen des Epilithons mit Epiphyton und Epibryon	83
4.3.3	Einfluss des Herbarisierens	84
4.3.4	Einfluss der Alterung	85
4.3.5	Vergleich unterschiedlicher Substratpflanzen	89
4.3.5.1	Vergleich unterschiedlicher Substratpflanzen der historischen Proben	89
4.3.5.2	Vergleich unterschiedlicher Substratpflanzen der rezenten Proben	90
4.3.6	Korrelation der Indexwerte der rezenten Proben mit chemischen Parametern	91
4.3.7	Korrelation der Indexwerte untereinander	93
4.3.7.1	Korrelation der Indexwerte der historischen Proben.....	93
4.3.7.2	Korrelation der Indexwerte der rezenten Proben.....	94
4.3.8	Vergleichende Bewertung der Indizes mittels Hassediagrammtechnik	95
4.3.8.1	Bewertung der Indizes.....	96
4.3.8.2	Sensitivitätsanalyse der Hassediagramme der historischen Proben.....	97
4.3.8.3	Sensitivitätsanalyse der Hassediagramme der rezenten Proben.....	98
4.3.9	Zusammenfassung	98
4.4	<i>Bewertung der aktuellen Wasserqualität</i>	101
4.4.1	Physikalisch-chemische Bedingungen der aktuellen Probestellen	101
4.4.2	Diatomeenindizes für die aktuellen Probestellen	104
4.4.3	Zusammenfassung	107
4.5	<i>Rekonstruktion der historischen Wasserqualität</i>	108
4.5.1	Ansatz unter Verwendung bestehender Indikationsverfahren	109
4.5.1.1	Zeitliche Veränderung der Wasserqualität	110
4.5.1.2	Zeitliche und räumliche Veränderung der Wasserqualität.....	118
4.5.2	Ansatz auf Gesellschaftsebene: Kanonische Korrespondenzanalyse	123
4.5.2.1	Teildatensatz Amper.....	124
4.5.2.2	Teildatensatz Maisach.....	128
4.5.3	Historische Regionalanalyse des Amper-Einzugsgebiets	132
4.5.3.1	Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung im Amper-Einzugsgebiet	132
4.5.3.2	Wirtschaftsentwicklung im Amper-Einzugsgebiet.....	135
4.5.3.3	Abschätzung der historischen Gewässerbelastung der Amper.....	137
4.5.4	Zusammenfassung	139

5	Diskussion	141
5.1	<i>Historische Herbarbelege als Substrat für die Diatomeenanalyse</i>	<i>141</i>
5.1.1	Recherche nach historischem Herbarmaterial	141
5.1.2	Substrateigenschaften historischer Herbarbelege	142
5.1.2.1	Einfluss des Herbarisierens	142
5.1.2.2	Repräsentativität der Proben	142
5.1.3	Möglichkeiten und Grenzen.....	146
5.2	<i>Analyse der Diatomeengesellschaften.....</i>	<i>147</i>
5.3	<i>Indikation der Wasserqualität mit Diatomeenindizes</i>	<i>150</i>
5.4	<i>Bewertung der aktuellen Wasserqualität.....</i>	<i>154</i>
5.5	<i>Ergebnisse der angewendeten multivariaten Verfahren</i>	<i>157</i>
5.5.1	Ergebnisse der TWINSPAN-Analyse	157
5.5.2	Ergebnisse der Kanonischen Korrespondenzanalyse	160
5.5.2.1	Teildatensatz Amper.....	162
5.5.2.2	Teildatensatz Maisach.....	164
5.5.3	Vergleich der angewendeten multivariaten Verfahren.....	165
5.6	<i>Ansätze zur Rekonstruktion der Wasserqualität</i>	<i>167</i>
5.6.1	Rekonstruktion anhand von Indikationsverfahren	167
5.6.2	Rekonstruktion anhand der Hassediagrammtechnik.....	169
5.6.3	Rekonstruktion anhand von multivariater Statistik	169
5.6.4	Rekonstruktion anhand von historischen Informationen zum Einzugsgebiet.....	170
5.7	<i>Ausblick</i>	<i>171</i>
6	Zusammenfassung	172
7	Summary	175
8	Literatur	178
	Verzeichnisse.....	192
	Verzeichnis der Abbildungen	192
	Verzeichnis der Tabellen	194
	Glossar der Fachausdrücke und Abkürzungen	196
	Anhang	200

1 Einleitung

Kieselalgen stellen zweifellos die größte und am weitesten verbreitete eigenständige Algengruppe in Fließgewässern dar (BUTCHER 1932, zit. in ROUND 1991). Sie sind zu jeder Jahreszeit arten- und individuenreich in allen Gewässertypen anzutreffen und bilden dort einen Großteil der Biomasse (ROUND 1991).

Die Klasse der **Kieselalgen** (*Bacillariophyceae*) zeichnet sich durch eine kieselsäurehaltige Zellwand aus, die aus zwei wie Schachtelhälften ineinander greifenden Teilen besteht, der Hypotheka (Boden) und der Epitheka (Deckel). Diese Silikatschale dient als Exoskelett und bleibt aufgrund ihrer mechanischen und chemischen Beständigkeit über lange Zeit erhalten. Die verkieselte Zellwand trägt artspezifische morphologische Merkmale, die eine taxonomische Einordnung der Organismen auch noch lange nach dem Absterben der Zelle ermöglichen. So können abgestorbene, subfossile oder fossile Kieselalgen heute noch erkannt und auf Artniveau bestimmt werden. Diatomeen sind mikroskopisch kleine Einzeller, die neben Fließgewässern nahezu alle aquatischen Habitate besiedeln. Sie leben entweder frei im Wasserkörper, bilden Kolonien oder sind durch Gallerte mit einem Substrat verbunden. Es werden zwei Ordnungen unterschieden, wobei die meist punktsymmetrischen *Centrales* einen Bestandteil des Planktons bilden, während die überwiegend achsensymmetrischen *Pennales*, von wenigen Ausnahmen abgesehen, zum Benthos gehören (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986).

Benthische Kieselalgen leben auf oder in Verbindung mit einem bestimmten Substrat (STEVENSON et al. 1996) und werden auch als **Aufwuchs oder Periphyton** bezeichnet. Unter dem Begriff „Aufwuchs“ werden pflanzliche und tierische Organismengemeinschaften zusammengefasst, die submers auf organischen oder anorganischen Oberflächen aufsitzen (SELIGO 1905, zit. in WILLER 1923). Das „Periphyton“ dagegen beschreibt nur die benthische Mikroflora und beinhaltet demnach alle mikroskopischen Algen, Pilze und Bakterien, die auf oder assoziiert mit einem Substrat zu finden sind. In Abhängigkeit der Lebensweise und des Substrats, auf dem es sich befindet, wird das Periphyton in verschiedene Gesellschaften unterteilt (WETZEL 1983).

Für die vorliegende Arbeit wurden die Diatomeengesellschaften des **Epilithons**, i. e. das Periphyton auf Fels oder Stein, und des **Epiphytons**, i. e. das Periphyton auf Pflanzen, untersucht (WETZEL 1983). Dabei wurde innerhalb des Epiphytons nochmals eine Unterteilung vorgenommen. Als Epiphyton wurde nur das Periphyton auf Gefäßpflanzen bezeichnet, während das Periphyton auf Moosen in Ahnlehnung an CAMERON (1990, zit. in CAMERON 1995) als **Epibryon** definiert wurde.

Aufwuchskieselalgen stellen nahezu ideale **Bioindikatoren** dar, da sie sehr empfindlich auf Milieuänderungen reagieren. Als hochsensible Organismen besitzen sie artspezifische Präferenzen und Toleranzen gegenüber verschiedenen Umwelteinflüssen. Infolge ihrer sehr kurzen Generationszeiten stellen sie sich schnell und präzise auf natürliche oder anthropogene Veränderungen der Umweltbedingungen ein (CHOLNOKY 1968, DIXIT et al. 1992), indem sich Artenzusammensetzung und Abundanzverhältnisse innerhalb der Diatomeengesellschaft ver-

schieben. Kieselalgen sind Reaktionsindikatoren, die durch die Einwirkung von Schadstoffen gehemmt, kurz- oder langfristig geschädigt oder letztlich verdrängt werden. Als Monitororganismen eignen sie sich sowohl zur quantitativen als auch zur qualitativen Überwachung dieser Schadstoffe. Im passiven Monitoring werden dabei die bereits im Ökosystem vorhandenen Organismen zur Beurteilung des Gewässers herangezogen (HÜRLIMANN 1993).

Erste Bestrebungen, **Diatomeen als Indikatoren der Wasserqualität** zu nutzen, wurden von KOLKWITZ & MARSSON (1908) bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts durchgeführt. Mittlerweile hat das passive Monitoring anhand der Diatomeenflora weiten Eingang in die gewässerökologische Untersuchungspraxis gefunden (STOERMER & SMOL 1999). So wurden Kieselalgen verwendet, um die Temperatur oder den Sauerstoffgehalt (CHOLNOKY 1968), die Salinität (HUSTEDT 1953, ZIEMANN 1971) sowie den pH-Wert bzw. die Versauerung (HUSTEDT 1939, STEINBERG & PUTZ 1991) eines Gewässers abzuschätzen. Vor allem jedoch wurde der Diatomeenaufwuchs herangezogen, um stehende und fließende Gewässer bezüglich ihrer Saprobie und bezüglich ihres Trophiegrades biologisch zu charakterisieren.

Die Anfänge der **Fließgewässerbewertung** zielten darauf ab, die starke organische Belastung der Flüsse zu erfassen (LANGE-BERTALOT 1978, 1979a, 1979b, ROTT et al. 1997). Im Zuge der abwassertechnischen Sanierung in den 1980er Jahren ging die Saprobie der Fließgewässer deutlich zurück. Stattdessen machte sich die Belastung mit anorganischen Nährstoffen bemerkbar und ließ die Bewertung der Trophie in den Vordergrund des Interesses treten (SCHMEDITJE et al. 1998). Die ersten Ansätze zur Bewertung des Trophiezustands von Fließgewässern beruhten auf einer Erweiterung des Verfahrens zur Saprobieindikation, das in den niedrigen Saprobiebereichen differenzierter aufgeschlüsselt wurde (STEINBERG & SCHIEFELE 1988a, 1988b). Studien, die sich ausschließlich mit der Abschätzung der Trophie befassten, beschränkten sich zunächst auf stehende Gewässer (HOFMANN 1994). Erst in den letzten Jahren entstanden Indikationsverfahren, welche die Bewertung des Trophiezustands von Fließgewässern zum Ziel haben (SCHIEFELE & KOHMANN 1993, SCHMEDITJE et al. 1998, CORING et al. 1999, ROTT et al. 1999). Der neueste Ansatz zur Fließgewässerbewertung verfolgt eine biologische Charakterisierung der Wasserqualität, die als Gesamtbewertung des Zustands auf mehreren chemischen Parametern basiert und geht damit über eine reine Trophiebewertung hinaus (BUWAL 2002).

Diatomeen werden nicht nur zur aktuellen Charakterisierung des Gewässerzustands als Indikatororganismen eingesetzt. Aufgrund ihrer haltbaren Schalen können Kieselalgen auch für paläolimnologische Fragestellungen zur **Rekonstruktion früherer Umweltbedingungen** herangezogen werden. Bisherige Untersuchungen erfolgten an stehenden Gewässern und befassten sich beispielsweise mit der Rekonstruktion der Salinität (WENDKER 1989, FRITZ et al. 1991), des Wasserstandes (VOIGT 1997), des pH-Werts (ARZET 1987, TER BRAAK & VAN DAM 1989) oder der Trophie (WHITMORE 1989, WUNSAM & SCHMID 1995, ALEFS 1997, SCHÖNFELDER 1997). Dabei stellen Seesedimente historische Archive dar, in denen die Entwicklungsgeschichte eines Gewässers und seines Umlands gespeichert ist. Abgestorbene Diatomeen sedimentieren ab, sammeln sich am Seegrund und können durch die Entnahme von Bohrkernen für die stratigraphische Analyse gewonnen werden.

Paläolimnologische Untersuchungen in Fließgewässern bzw. Flussauen gestalten sich schwieriger, da die Strömung zu einem erheblichen Ferntransport von Schwebstoffen und auch von Diatomeen führen kann. Der Ort der Ablagerung kann weiter flussabwärts liegen als der Wuchs-ort des Periphytons, so dass ein regionaler Bezug zwischen dem Sediment und den Umweltbedingungen am Standort, wie er für Seen zutrifft, nicht mehr zwingend gegeben ist. Dagegen sind epiphytische Diatomeen, die auf submersen, wurzelnden Wasserpflanzen wachsen, standortkonstant und indizieren die Bedingungen am Wuchsort der Pflanze. Da beim Herbarisieren von submersen Wasserpflanzen auch das anhaftende Epiphyton mitgesammelt und mitarchiviert wird, kann zur Rekonstruktion der Wasserqualität in Fließgewässern der **Diatomeenaufwuchs auf historischen Herbarbelegen** genutzt werden (Abbildung 1.1).

In staatlichen und naturkundlichen Sammlungen sowie in den Herbarien von Universitäten und Privatpersonen ist ein großer Fundus an historischem Herbarmaterial vorhanden. Das archivierte Pflanzenmaterial reicht bis in die Mitte des 17. Jahrhunderts zurück, wobei die Belege ab der Mitte des 19. Jahrhunderts eine räumliche und zeitliche Datierung aufweisen.



Abbildung 1.1: Historischer Herbarbeleg von *Potamogeton natans* L. und die dazugehörige Schede aus dem Herbarium des Staatlichen Museums für Naturkunde Karlsruhe (KR)

Es gibt bereits einige Arbeiten, die auf Herbarmaterial als Quelle für historische Diatomeenproben zurückgreifen, um den pH-Wert (ARZET & VAN DAM 1984, VAN DAM & BELJAARS 1984), die Eutrophierung von Flachseen (SAYER et al. 1999, SAYER 2001) oder die Entwicklung der Wasserqualität von Seen und Sumpflandschaften (DRISCOLL & WATERFORD 1994, SLATER 1991, COCQUYT & DE WEVER 2002) zu rekonstruieren. VAN DAM & MERTENS (1993) ver-

wendeten den Diatomeenaufwuchs historischer Herbarbelege, um den Referenzzustand eutrophierter Moorgewässer abzuleiten.

Die Kenntnis des **Referenzzustands** ist wichtig, um den aktuellen Zustand eines Gewässers richtig bewerten zu können. Die kürzlich verabschiedete **Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaften** (EG 2000) fordert eine umfassende ökologische Bewertung aller Gewässer Europas. Als wesentliche Neuerung der Richtlinie ist hervorzuheben, dass die Beurteilung des ökologischen Zustands anhand von biologischen Indikatoren erfolgen soll. Darüber hinaus soll sich die Bewertung am Leitbild des jeweiligen Gewässertyps orientieren. Sie beinhaltet also den direkten Vergleich der Lebensgemeinschaften von Referenz- und Istzustand. Dafür müssen Referenzstandorte ausgewiesen und bezüglich ihrer physikalisch-chemischen Bedingungen, ihrer Hydromorphologie und vor allem bezüglich ihrer Biologie charakterisiert werden. Da für einige Gewässertypen, insbesondere für die größeren Flüsse, rezent keine Referenzzustände mehr anzutreffen sind, stellen bereits aufbereitete Diatomeenproben aus historischen Sammlungen (SCHMEDITJE et al. 2001) sowie der Diatomeenaufwuchs auf historischen Herbarbelegen den einzigen Zugang zum Leitbild dar.

Ziel der vorliegenden Studie war es daher, historische Herbarbelege für die ökologische Gewässerbewertung zugänglich zu machen und Ansätze zu entwickeln, wie die Wasserqualität von Fließgewässern anhand des Epiphytons auf historischen Herbarbelegen submerser Wasserpflanzen rekonstruiert werden kann. Der Begriff Wasserqualität bezieht sich hierbei auf die Belastung mit organischen und anorganischen Nährstoffen, also die Saprobie bzw. die Trophie der Fließgewässer.

Dazu musste zuerst in den deutschen Herbarien und Sammlungen nach historischem Herbarmaterial recherchiert werden. Die vorhandenen Belege wurden auf ihre Eignung geprüft und in einer Datenbank erfasst. Ein wesentlicher Punkt der Problemstellung war, die historischen Diatomeenproben mit bereits bestehenden Indikationsverfahren zur Fließgewässerbewertung zu analysieren. Da sich von den in den letzten Jahren im deutschsprachigen Raum entwickelten Diatomeenindizes noch keiner als Standardmethode etablieren konnte, werden mehrere Indizes angewendet. Dies sind im Einzelnen der Saprobienindex von ROTT et al. (1997), die Trophieindizes von ROTT et al. (1999), CORING et al. (1999) und SCHMEDITJE et al. (1998), sowie ein Index zur Gesamtbewertung des Fließgewässerzustands (BUWAL 2002). Da diese Indizes für die Gesellschaften von Hartsubstraten entwickelt wurden, musste die Übertragbarkeit der Verfahren auf historisches Epiphyton überprüft werden. Dazu werden an verschiedenen Fließgewässern Bayerns vergleichende Untersuchungen der Diatomeengesellschaften unterschiedlicher Substrate durchgeführt. Als weitere Ansätze zur Rekonstruktion der ehemaligen Wasserqualität kommen die Hassediagrammtechnik sowie multivariate statistische Methoden zum Einsatz. Um die Ergebnisse der Diatomeenanalyse besser interpretieren zu können, werden historische Informationen zur Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung des Flusseinzugsgebiets herangezogen.

Die gewählten Untersuchungsansätze sollen die folgenden Fragen beantworten:

- Bestehen Unterschiede in den Diatomeengesellschaften von historischen und rezenten Epiphytonproben? Wirkt sich dabei der Vorgang des Herbarisierens auf die Diatomeengesellschaften aus?
- Sind bestehende Indikationsverfahren zur Bewertung der Saprobie bzw. Trophie eines Fließgewässers auf historische Herbarbelege anwendbar? Erweisen sich hierfür bestimmte Indikationsverfahren als geeigneter?
- Welche weiteren Methoden lassen sich zur Rekonstruktion der ehemaligen Wasserqualität einsetzen?
- Können historische Informationen zum Einzugsgebiet der untersuchten Fließgewässer die Ergebnisse der Diatomeenanalyse stützen?
- Wie aussagekräftig sind die bei der Rekonstruktion der ehemaligen Wasserqualität gewonnenen Ergebnisse?

2 Untersuchungsgebiet

Im Rahmen dieser Studie wurden historische und rezente Diatomeenproben aus 23 verschiedenen Fließgewässern in Bayern entnommen und analysiert (Abbildung 2.1). Die im Längsverlauf untersuchten Flüsse Amper und Maisach werden ausführlicher beschrieben (vgl. Abschnitt 2.1). Die übrigen Fließgewässer werden im Folgenden nach ihrer Zugehörigkeit zu den Teileinzugsgebieten vorgestellt (vgl. Abschnitt 2.2), die sich für Bayern gemäß der Wasserscheiden ergeben (BLFW 2002). Eine genaue Auflistung aller Probestellen und der untersuchten Substrate ist im Anhang (vgl. Abschnitt B und C) zu finden.

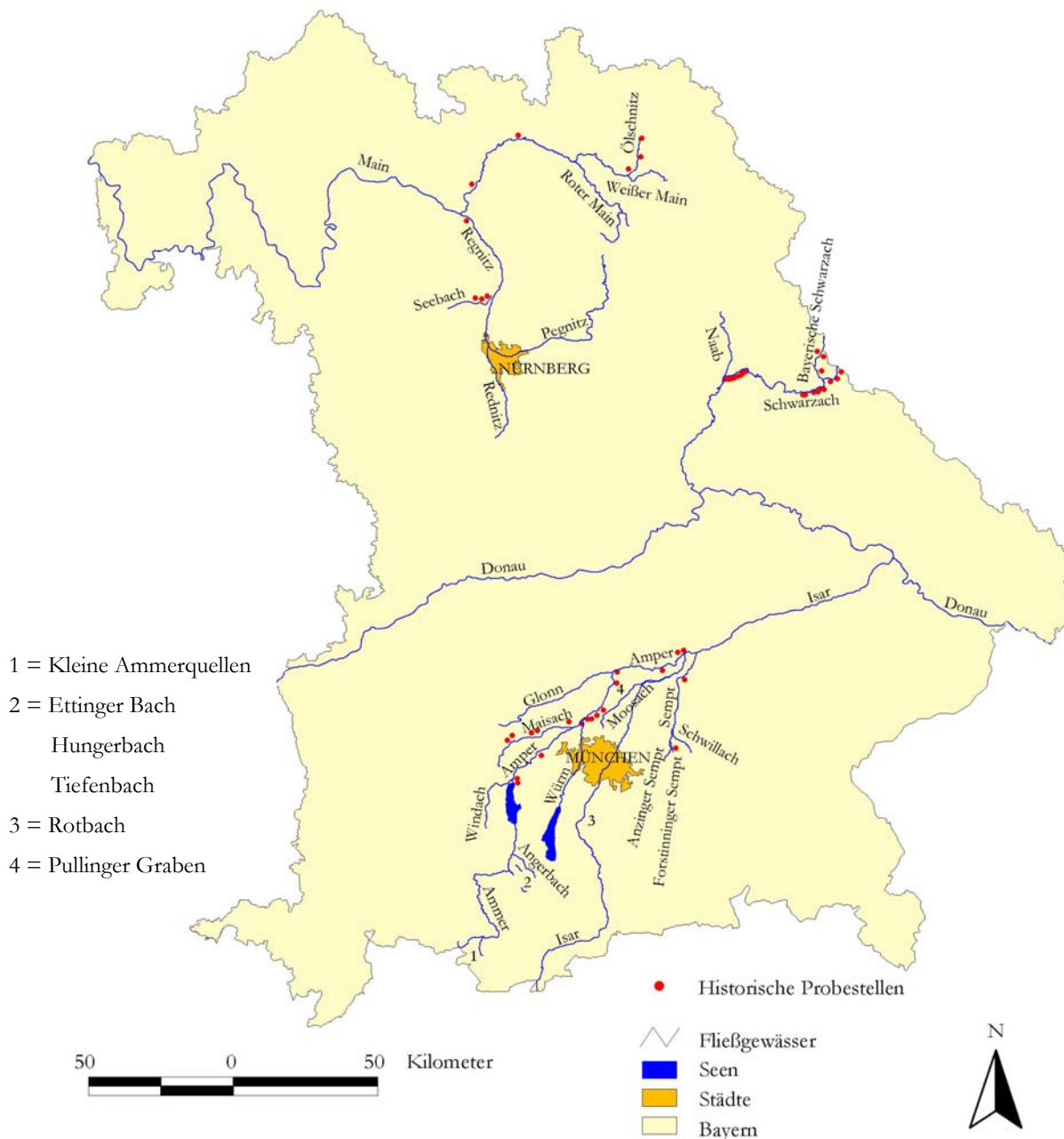


Abbildung 2.1: Übersicht der Fundorte der ausgewerteten historischen Herbarbelege. An jeder der historischen Probestellen wurden auch rezente Diatomeenproben entnommen.

2.1 Untersuchung von Fließgewässern im Längsverlauf

Aus den Flüssen Amper und Maisach wurden im Sommer 2001 im Längsverlauf zwei- bzw. dreimalig Proben entnommen. Abbildung 2.2 (Seite 10) zeigt die Lage der Probestellen. Beide Fließgewässer werden im Folgenden beschrieben und bezüglich der geologischen und hydrologischen Verhältnisse charakterisiert.

2.1.1 Amper

Beschreibung und geographische Lage

Die Amper ist ein westlicher Nebenfluss der Isar und durchfließt Oberbayern von Süd nach Nord auf einer Länge von ca. 175 km. Sie heißt im Oberlauf Ammer und entspringt südwestlich von Oberammergau im Ammergebirge (vgl. Abschnitt 2.2.1). Nach dem Durchfluss des Ammersees tritt sie an dessen Nordende bei der Ortschaft Stegen als Amper aus und mündet nach ca. 105 km bei Moosburg in die Isar. Sie durchfließt dabei die Landkreise Starnberg, Fürstentfeldbruck, Dachau und Freising. Entlang dieser Strecke nimmt sie über 30 Zuflüsse auf, von denen Windach, Maisach, Würm und Glonn die abflussreichsten sind (WWA MÜNCHEN 1995). Für diese Studie wurde die Amper auf ihrer gesamten Länge an 26 Stellen untersucht (Abbildung 2.2). Die Bezeichnungen Ober-, Mittel- und Unterlauf beziehen sich dabei auf die Fließstrecke vom Ammersee bis zur Mündung. Der Amper-Oberlauf reicht bis zum Zufluss der Maisach. Als Mittellauf wird der Flussabschnitt von der Einmündung der Maisach bis zum Zufluss der Glonn angesehen. Die restliche Fließstrecke bis zur Mündung in die Isar wird als Amper-Unterlauf bezeichnet (WWA MÜNCHEN 1995).

Geologie und Hydrologie

Mit einer Ausdehnung von 1800 km² gilt die Münchener Ebene als außergewöhnlich große glaziale Aufschüttungsfläche. Sie wird im Süden durch den Rand der Endmoränen, im Norden durch das Tertiärhügelland begrenzt. Die Mächtigkeit des auf dem Tertiär auflagernden Schotter, der sich aus dem Hochterrassenschotter der Riß-Eiszeit und dem darüber liegenden Niederterrassenschotter der Würm-Eiszeit zusammensetzt, beträgt zwischen 10 bis 20 m im Norden und 50 bis 70 m im Süden der Münchener Ebene. Aus hydrogeologischer Sicht handelt es sich um einen sehr guten Porengrundwasserleiter mit einem enormen Versickerungspotential. Der bis zu 20 m mächtige Grundwasserstrom liefert das Trinkwasser für den Großraum München (JERZ 1993).

Die Münchener Schotterebene wird im Wesentlichen von vier Schotterfächern aufgebaut, die am Ende der Gletscherzungen des Isar-Loisach- und des Inn-Vorlandgletschers ansetzen. Beim Abschmelzen der würmeiszeitlichen Gletscher wurden die Schotter in teilweise schmalen Abflussrinnen, welche die Altmoränen durchbrechen, mit den Schmelzwässern nach Norden transportiert. Dabei entstanden drei tief eingeschnittene Flusstäler: das Amper-, das Würm- und das Isar-Tal. Die Amper durchschneidet zunächst die Endmoränen des Loisach-Vorland-

gletschers. Bei Maisach erreicht der Schotterkegel der Amper mit 5,5 km seine größte Breite und verschmälert sich anschließend rasch auf 2 km. Auf der Höhe von Dachau wird der Flusslauf von den Schwemmfächern der Münchener Ebene gegen das Tertiärhügelland abgedrängt. Vermutlich schon im Pleistozän wurde die Amper nach Norden abgelenkt und verläuft seitdem in einem Bogen über Allershausen. Bis zur ihrer Mündung in die Isar fließt sie auf einer Strecke von über 50 km durch das Tertiärhügelland (SCHAEFER 1978, JERZ 1993).

Das Sediment der Amper besteht überwiegend aus Kies, Schotter, Steinschüttung und Blocksatz. In den Nebenflüssen herrschen kiesige bis schotterige und sandige Sedimente vor, die zum Teil Rippelrillen aufweisen. Der Flusslauf ist größtenteils reguliert (ZANDER et al. 1992).

Die Amper ist ein voralpines, schnell fließendes Gewässer. Ihr Einzugsgebiet weist eine Größe von 2200 km² auf und ist vor allem am Amper-Oberlauf überdurchschnittlich dicht besiedelt. Auch der Anteil an versiegelten Flächen ist in diesem Teil des Einzugsgebiets überproportional hoch. Am weniger dicht besiedelten Unterlauf der Amper unterliegt der Hauptanteil der Flächen land- und forstwirtschaftlicher Nutzung. In der Amperregion sind 71 Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von insgesamt 883210 Einwohnerwerten in Betrieb (BLFW 2001), von denen 15 Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von 500050 Einwohnerwerten direkt und die restlichen über die Zuflüsse in die Amper entwässern (WWA FREISING, mündl. Mitteilung).

Der vorgeschaltete natürliche Ammersee bestimmt mit seiner ausgleichenden Wirkung die Flussdynamik der Amper. Durch das Retentionsvermögen des Sees werden die Abflussspitzen vermindert und die Abklingphasen verlängert, also insgesamt das Abflussgeschehen ver gleichmäßig. Auf der Strecke bis zur Mündung verdoppelt sich die Wasserführung der Amper. Für 50 % der Abflusszunahme sind dabei die abflussreichen Zuflüsse Windach, Maisach, Würm und Glonn verantwortlich (Tabelle 2.1). Auch bei Niedrigwasser wird diese Strecke in weniger als zwei Tagen durchflossen.

Tabelle 2.1: Langjährige Abflussmittel der Amper und ihrer Zuflüsse (WWA MÜNCHEN 1995)

MNQ = mittlerer Abfluss bei Niedrigwasser, MQ = mittlerer Abfluss, MHQ = mittlerer Abfluss bei Hochwasser

Gewässer	Pegel	km	Jahresreihe	MNQ [l/s]	MQ [l/s]	MHQ [l/s]
Amper	Stegen	105,6	1931-1990	8720	21000	51700
Amper	Grafrath	93,7	1964-1990	9840	23500	58400
Amper	Fürstenfeldbruck	86,2	1921-1990	9470	23300	59400
Amper	Ampermoching	59,4	1985-1990	14600	30900	90300
Amper	Inkofen	11,9	1926-1990	24100	44000	137000
Windach	Greifenberg	4,0	1964-1990	280	1230	28700
Maisach	Bergkirchen	4,3	1936-1990	941	1990	17100
Würm	Leutstetten	35,2	1921-1990	2660	4,64	7910
Glonn	Hohenkammer	6,4	1936-1990	1280	3260	48100

Der Stoffhaushalt der Amper wird ebenfalls durch den Ammersee beeinflusst. Im Sommer fließt epilimnisch erwärmtes, an Nährstoffen verarmtes Wasser aus dem See in den Amper-Oberlauf ein und kann zu einer geringen Trophie in diesem Gewässerabschnitt führen. Ebenso wird die saprobielle Belastung der Amper zunächst durch die „Grundlast“ bestimmt, die das Wasser des Sees mitbringt (kritisch belastet; BLFW 2002). Mit der Einmündung der Zuflüsse Windach, Maisach, Würm und Glonn, die stärker belastet sind als die Amper, kann sich ebenfalls flussabwärts vorübergehend die Gewässergüte verschlechtern (WWA MÜNCHEN 1995). Aktuell lässt sich die Amper als eutrophes, auf weiten Strecken mäßig belastetes Fließgewässer charakterisieren (BLFW 2002).

2.1.2 Maisach

Beschreibung und geographische Lage

Die Maisach entspringt im Westen von München und erstreckt sich über eine Länge von ca. 36 km. Die Quelle der Maisach liegt östlich von Geltendorf und südlich von Moorenweis im Landkreis Fürstenfeldbruck. Im Landkreis Dachau mündet sie südwestlich von Dachau in die Amper. Entlang der Maisach wurden 13 Probestellen eingerichtet (Abbildung 2.2), die von LOHMAIER (2003) ausführlich charakterisiert werden.

Geologie und Hydrologie

Auch das Einzugsgebiet der Maisach gehört zur Münchener Ebene. Das Maisach-Tal stellt einen Teil des glazialen Schwemmfächers der würmeiszeitlichen Isar-Loisach- und Inn-Vorlandgletscher dar. Zusammen mit den Schottersträngen der Amper und der Starzel bildet der Maisacher Schotterstrang als größere geologisch-geomorphologische Einheit das „Amper-Schottergebiet“. Der Schotterstrang der Maisach, der bei Mammendorf mit 2,5 km seine größte Breite erreicht, grenzt die Münchener Ebene nach Westen hin ab. Durch den Mammendorfer Schotterkegel wird die Maisach an den Nordrand ihres Tales gedrängt, wo sie bis zur Mündung in die Amper bei Dachau verbleibt (SCHAEFER 1978, JERZ 1993).

Von den fünf Kläranlagen im Einzugsgebiet leiten drei direkt in die Maisach ein. Das Umland der Maisach wird überwiegend intensiv landwirtschaftlich genutzt, häufig in Form von Maisäckern. Bezüglich der Gewässergüte wird die Maisach als kritisch belastet eingestuft. Im Unterlauf herrschen eutrophe Bedingungen (BLFW 2002).

2.2 Gliederung des Untersuchungsgebiets nach Teileinzugsgebieten

Im Folgenden werden die untersuchten Fließgewässer nach ihrer Lage in den Teileinzugsgebieten vorgestellt, die sich für Bayern gemäß der Wasserscheiden ergeben (BLFW 2002). Der Großteil der aktuellen Probestellen befinden sich an Fließgewässern im Teileinzugsgebiet Isar (Abbildung 2.2).

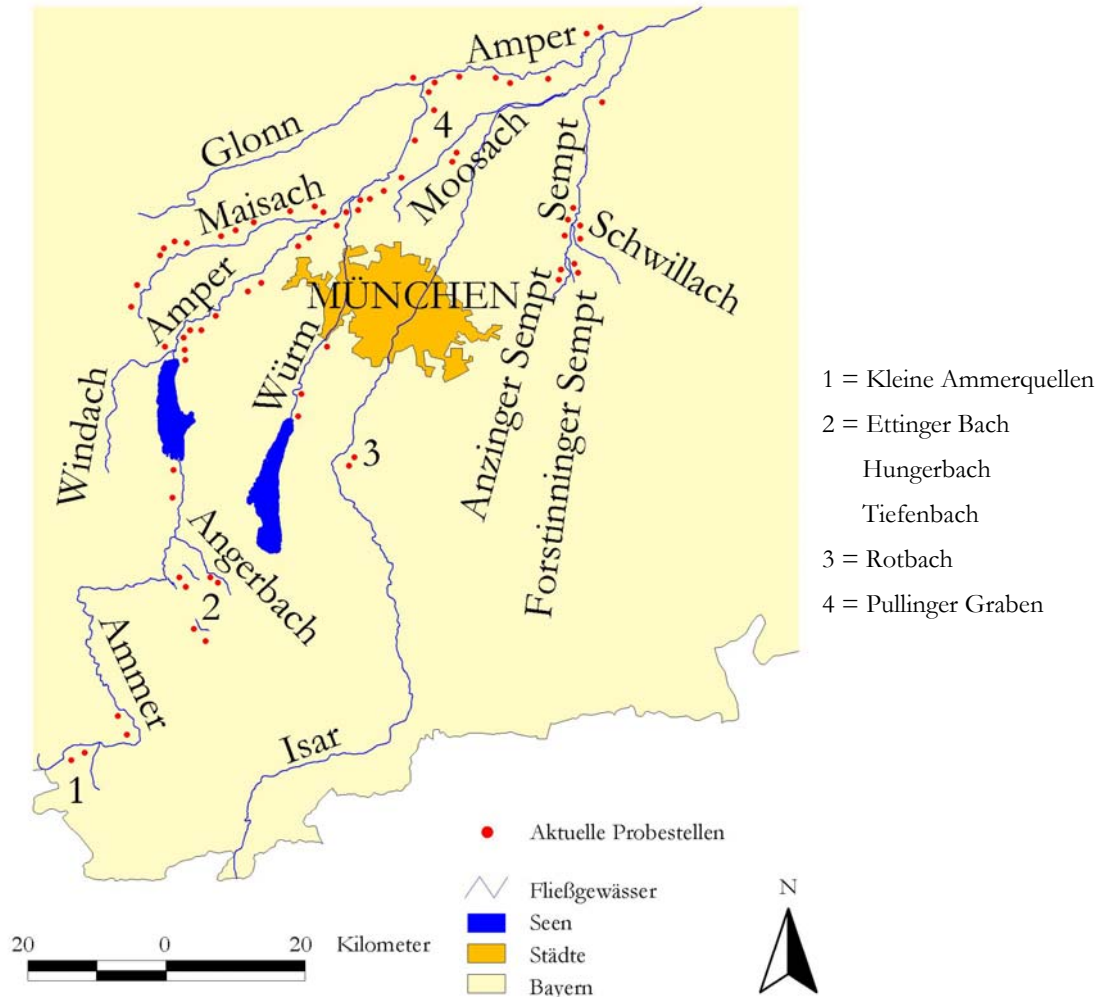


Abbildung 2.2: Aktuelle Probestellen im Teileinzugsgebiet Isar. Die Flüsse Amper und Maisach wurden im Längsverlauf untersucht.

2.2.1 Teileinzugsgebiet Isar

Die meisten der untersuchten Probestellen liegen im ca. 10030 km² großen Teileinzugsgebiet Isar (BLFW 2002). Die Isar entspringt im Karwendelgebirge und mündet nach einer Fließstrecke von fast 300 km bei Plattling in die Donau. Den wichtigsten Zufluss der Isar stellt die **Amper** dar, die ebenso wie einer ihrer Zuflüsse, die **Maisach**, im Längsverlauf untersucht wurde (vgl. Abschnitt 2.1.1). In Oberbayern wird die Geologie des Isar-Gebiets von eiszeitlichen Formationen bestimmt. Ein Mosaik aus Jungmoränen der Würm-Eiszeit, holozänen Schotterterrassen, weiteren fluviatilen Ablagerungen und ausgedehnten Torf- und Moorbildungen prägt das Landschaftsbild.

Das Sediment der Isar-Nebengewässer besteht hauptsächlich aus Kies und Schotter (ZANDER et al. 1992).

Kleine Ammerquellen, Ammer und Amper-Zuflüsse

Die Bäche im Ammergebirge, das im Norden aus leicht verwitterbarem Kalk- und Sandstein besteht (GLA 1981a, 1981b), führen viel Schutt und bauen am Gebirgsrand mächtige Schwemmkegel auf. Im Talraum von Linder und Ammer, der durch zahlreiche Quellaustritte gekennzeichnet ist, wurden die Quellabflüsse der **Kleinen Ammerquellen** untersucht. Sie liegen am Rand des Naturschutzgebiets „Ettaler Weidmoos“ und fließen nahe Oberammergau der Ammer zu. Eine genaue Beschreibung der Probestellen ist bei BEIER (2002) zu finden.

Die **Ammer** sammelt sich aus mehreren Quellbächen, die an den Talhängen aus Schuttquellen entspringen. Erst bei Oberammergau wird sie zur eigentlichen Ammer (MANGELSDORF & ZELINKA 1973) und mündet nach einer Fließstrecke von ca. 60 km bei Fischen in den Ammersee, den sie als Amper wieder verlässt. Es wurden jeweils zwei Proben am Ammer-Oberlauf und am Unterlauf kurz vor der Mündung in den Ammersee entnommen. Das durchflossene Gebiet wird in höheren Lagen extensiv, in den Tieflagen intensiv als Grünland und Weide genutzt.

Aus den Amper-Zuflüssen **Windach**, **Würm** und **Glonn** wurden im Unterlauf kurz vor der Mündung in die Amper ebenfalls Proben genommen. Der geologische Untergrund im Mittel- und Unterlauf der Amper wird von fluviatilen Ablagerungen gebildet. Sie fließt durch dicht besiedeltes Gebiet, das intensiv land- und forstwirtschaftlich genutzt wird (WWA MÜNCHEN 1995).

Angerbach, Ettinger Bach, Hungerbach, Tiefenbach und Rotbach

Eine hügelige Moränenlandschaft charakterisiert das vom Isar-Vorlandgletscher überformte Gebiet zwischen Ammer und Loisach. Den geologischen Untergrund bilden Gletscherschutt und Schmelzwasserablagerungen (GLA 1981a, 1981b). Das in den Schottern versickernde Wasser fließt hauptsächlich nach Norden ab und tritt in den stark schüttenden Kalktuffquellen bei Eberfing, Etting, Huglfing und Polling wieder an die Oberfläche (TROLL 1937).

Die untersuchten Probestellen in den Quellbächen **Angerbach**, **Ettinger Bach**, **Hungerbach** und **Tiefenbach** zeigen daher alle einen starken Grundwassereinfluss. Als Landnutzungsformen im Gebiet dominieren Grünlandwirtschaft und Ackerbau. Eine genaue Beschreibung der untersuchten Bäche findet sich in BEIER (2002).

Der **Rotbach** entspringt im Naturschutzgebiet „Pupplinger Au“ aus mehreren Rheokrenen, die vom oberflächennahen Grundwasserleiter des Wolfratshauer Beckens gespeist werden (JERZ 1987). Er durchfließt die Ortschaft Aumühle, wo im Bereich einer Fischzuchtanlage Proben genommen wurden. Eine ausführliche Charakterisierung des Rotbachs wurde von SCHNEIDER (2000) und BEIER (2002) vorgenommen.

Forstinninger Sempt, Anzinger Sempt, Sempt, Schwillach und Pullinger Graben

In den durchlässigen Schottern der von Süd nach Nord geneigten Münchener Ebene fließt ein mächtiger Grundwasserstrom nach Norden. Infolge der Ausdünnung der Schotterdecke kann das Grundwasser in den Quellmooren des Dachauer, des Erdinger und des Freisinger Mooses an die Oberfläche gelangen (JERZ 1993).

Die beiden Quellbäche der Sempt, **Forstinninger Sempt** und **Anzinger Sempt**, entspringen am Nordostrand der Münchener Ebene und weisen auch in ihrem weiteren Verlauf starke Grundwasserzuflüsse auf. An jedem der beiden Quellbäche wurden zwei Probestellen eingerichtet. Bei Ottenhofen vereinigen sie sich zur **Sempt**, die entlang ihrer Fließstrecke nach Norden an drei Stellen untersucht wurde. Wichtigster Zufluss der Sempt ist die ebenfalls stark Grundwasser beeinflusste **Schwillach**, die an zwei Stellen untersucht wurde. Sempt und Schwillach sind durch anthropogene Eingriffe wie Vertiefungen, Stauungen und Begradigungen in der Vergangenheit stark verändert worden. Ihr Umland wird landwirtschaftlich genutzt. Weitere Angaben zu den untersuchten Fließgewässern machen SCHNEIDER (2000) und BRAUN (2001).

Im Freisinger Moos wurde der **Pullinger Graben** untersucht. Dieser Grundwasser gespeiste Entwässerungsgraben entspringt südwestlich der Ortschaft Pulling und fließt über die Moosach der Isar zu. Nach KOHLER et al. (1987) spiegelt der Pullinger Graben im Quellbereich noch die ursprünglichen, nährstoffarmen Verhältnisse des Freisinger Mooses wider. Eine genaue Beschreibung der Probestelle ist in BRAUN (2001) zu finden.

2.2.2 Teileinzugsgebiet Naab-Regen

Die Naab besitzt ein Einzugsgebiet von über 5225 km² mit sehr unterschiedlichen geologischen und bodenkundlichen Verhältnissen. Im Oberpfälzer Wald prägen die langsam verwitternden Gesteine des Grundgebirges die Substratausstattung der Gewässer und die standörtlichen Gegebenheiten. Zusammen mit der geringen Besiedlung sind sie der Grund dafür, dass weite Strecken der Fließgewässer strukturell nur wenig verändert sind (BLFW 2002). Das Sediment der weichen, karbonatarmen Fließgewässer im Naab-Einzugsgebiet besteht meist aus Kies (ZANDER et al. 1992). Die **Schwarzach** entspringt im südlichen Oberpfälzer Wald und mündet nach 98 km Lauflänge bei Schwarzenfeld in die Naab. Sie besitzt kiesiges und grob- bis feinsandiges Sediment (ZANDER et al. 1992). Im Ober- und Mittellauf ist der Fluss flach und schnell fließend, während er im Unterlauf träge und mäandrierend wird und eine größere Tiefe aufweist. Zwei Stauseen sorgen für eine gleichmäßige Abflussspende, die im Vergleich zu den alpinen Gewässern Südbayerns relativ gering ausfällt (KOHLER & ZELTNER 1974). An der Schwarzach wurden sieben Probestellen entlang des Flusses untersucht.

Aus der **Bayerischen Schwarzach** wurden an drei Stellen Proben genommen. Sie entspringt beim Ort Schwarzach und mündet nach einer Fließstrecke von ca. 18 km bei Ast in die Schwarzach.

2.2.3 Teileinzugsgebiet Regnitz

Das Teileinzugsgebiet Regnitz umfasst etwa 7520 km². Die Regnitz entsteht durch den Zusammenfluss von Rednitz und Pegnitz und durchfließt das Mittelfränkische Becken, bevor sie bei Bischberg in den Main mündet. Im Westen des Einzugsgebiets wird der geologische Untergrund von Gips- und Sandsteinkeuper gebildet, östlich des Flusslaufs grenzt die Fränkisch-Schwäbische Alb mit verkarsteten Jurakalken an (ZANDER et al. 1992, BLFW 2002).

Die aus dem Keuper stammenden westlichen Zuflüsse der Regnitz sind oft langsam fließend mit sandigen oder schlammigen Gewässerbetten und stark getrübttem Wasser. Ein solcher Zufluss, der **Seebach**, wurde an drei Probestellen untersucht. Er entspringt bei Weisendorf im Fränkischen Seengebiet aus den Seebach-Weihern und mündet bei Erlangen-Möhrendorf in den Main-Donau-Kanal, der hier parallel zur Regnitz verläuft. Im Oberlauf des Seebachs finden sich zahlreiche Fischteiche. Sein Umland wird landwirtschaftlich genutzt.

Die Probestelle an der **Regnitz** liegt in Bug bei Bamberg. Es wurde jeweils eine Probe am linken und am rechten Flussufer entnommen.

2.2.4 Teileinzugsgebiet Oberer Main

Das Teileinzugsgebiet Oberer Main besitzt eine Größe von ca. 3820 km² (BLFW 2002). Es umfasst die nördlichen Quellflüsse des Mains, den Roten und den Weißen Main, die südwestlich von Kulmbach zum Main zusammenfließen. Auf den ersten ca. 140 km seiner Fließstrecke bis zur Einmündung der Regnitz wird der Main als **Oberer Main** bezeichnet (ZANDER et al. 1992).

Die Quellbäche des Mains kommen aus dem alten, kristallinen Grundgebirge und durchfließen später die Schichtstufenlandschaft des Fränkischen Keupers. Der Obere Main dagegen fließt über fluviatilen Schlick und Sand. Ab dem Zusammenfluss der Quellflüsse ist er durchweg mit Blocksatz oder Felsen ausgebaut. Sein Sediment besteht überwiegend aus Sand und Schotter. Die Geröll- und Felsanteile wurden durch den Uferausbau eingebracht (ZANDER et al. 1992). Am Oberen Main wurden zwei Probestellen eingerichtet.

Die **Ölschnitz** fließt dem Weißen Main zu, der im Fichtelgebirge entspringt. Sie ist weitgehend naturnah und besitzt kiesig schotteriges bis grobsandiges Sediment. Aus der Ölschnitz wurden an zwei Stellen Proben genommen.

3 Material und Methoden

3.1 Datenerhebung

Im Rahmen dieser Arbeit wurden periphytische Diatomeengesellschaften verschiedener Substrate und unterschiedlichen Alters analysiert. Fossile Diatomeenproben lagen in Form von historischen Herbarbelegen und Objektträgerpräparaten vor (vgl. Abschnitt 3.1.1). Als rezente Proben wurden Epilithon sowie Epiphyton und Epibryon untersucht (vgl. Abschnitt 3.1.2 und 3.1.3). Alle aktuellen Probestellen wurden anhand von physikalisch-chemischen Messungen und ausgewählten Strukturparametern charakterisiert (vgl. Abschnitt 3.1.4 und 3.1.5). Eine historische Regionalanalyse lieferte Informationen zur Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung im Einzugsgebiet der Amper (vgl. Abschnitt 3.1.6).

3.1.1 Historische Diatomeenproben

Pennate Kieselalgen leben benthisch und bilden einen fest anhaftenden Aufwuchsfilm auf nahezu allen Substraten. Da die taxonomische Einordnung der Diatomeen anhand ihrer Schalenmorphologie erfolgt, kann der fossile Aufwuchsfilm, der sich auf den Blättern und Stielen herbarisierter Wasserpflanzen befindet, ebenso bestimmt werden wie die Diatomeen frisch entnommener Proben.

Als **Herbarium** (lat. *herba*, Pflanze) wird eine „Sammlung getrockneter und gepresster Pflanzen für wissenschaftliche Zwecke“ bezeichnet (WAGENITZ 2003). Ein Herbarbeleg (vgl. Abbildung 1.1) setzt sich zusammen aus einem Herbarexemplar (*Specimen*), das auf einen Papierbogen aufgelegt oder in eine Papiertasche (*Mooskapsel*) eingelegt ist, und dem Herbaretikett (*Schede*). Das Specimen ist „definiert als eine Aufsammlung (oder ein Teil davon) von einem Taxon, die an einem Ort zu einem Zeitpunkt gemacht“ wurde (WAGENITZ 2003). Die Schede sollte neben dem Namen des Taxons zumindest Angaben über den Fundort bzw. den Standort der Pflanze, das Sammeldatum und den Sammler enthalten.

Historisches Herbarmaterial ist heute in staatlichen Sammlungen, in Botanischen Instituten von Universitäten, in naturkundlichen Sammlungen und Museen sowie in Privatsammlungen von Wissenschaftlern oder Pflanzenkundlern zu finden. Der Index Herbariorum (HOLMGREN & HOLMGREN 2003), ein Nachschlagewerk der „International Association for Plant Taxonomy and The New York Botanical Garden“, bietet einen weltweiten Überblick der Sammlungen, die sich in öffentlicher Hand befinden, und gibt deren Sammlungsschwerpunkte an.

Im Folgenden wird darauf eingegangen, wie nach historischem Herbarmaterial recherchiert wurde (vgl. Abschnitt 3.1.1.1). Des Weiteren werden die Kriterien beschrieben, die für die Aufnahme der historischen Belege in die Datenbank ausschlaggebend waren (vgl. Abschnitt 3.1.1.2). Anschließend wird erläutert, wie die Auswahl der Belege für die Auswertung des Diatomeen-

aufwuchses erfolgte (vgl. Abschnitt 3.1.1.3) und wie die Diatomeenproben von den historischen Herbarbelegen entnommen wurden (vgl. Abschnitt 3.1.1.4).

3.1.1.1 Recherche nach historischen Herbarbelegen

Bei der Recherche nach historischen Herbarbelegen wurden alle im Index Herbariorum (HOLMGREN & HOLMGREN 2003) aufgelisteten Sammlungen in Deutschland, Österreich und der Schweiz berücksichtigt, die Belege von Wasserpflanzen aus Fließgewässern im süddeutschen Raum enthalten könnten. Um einen Überblick zu gewinnen, wurden alle Sammlungen angeschrieben mit der Bitte, vorhandene Wasserpflanzenbelege aufzulisten. Zusätzlich wurde Hinweisen auf weitere wissenschaftliche und private Sammlungen nachgegangen, welche in die Recherche mit eingingen, sofern sie Material aus Fließgewässern beinhalteten.

Da in den meisten Herbarien das Belegmaterial noch nicht Computer gestützt inventarisiert ist, konnte oft keine genaue Auskunft über Umfang und Herkunft der Wasserpflanzenbelege gegeben werden. Nur in wenigen Fällen war eine Vorabauflistung der vorhandenen Herbar-exemplare möglich. Deshalb wurde in den wichtigsten Sammlungen vor Ort recherchiert und das Belegmaterial von Hand durchgesehen. Herbarbelege, die für eine spätere Untersuchung des Diatomeenaufwuchses geeignet erschienen, wurden mit einer eindeutigen Identifikationsnummer versehen und in einer Datenbank erfasst. Diese enthält neben den Informationen auf der Schede (Taxon, Fundort bzw. Fließgewässer, Sammeldatum, Sammler, evtl. Sammlungsname bzw. Sammlungsnummer, u. a.) zusätzlich Angaben über den Erhaltungszustand des Belegs und die makroskopisch sichtbare Aufwuchsmenge.

Die Recherche konzentrierte sich auf Sammlungen mit gepresstem und getrocknetem Pflanzenmaterial. Diatomeensammlungen in Form von Objektträgerpräparaten wurden nicht berücksichtigt, weil hier die Datierung der Objekte oft noch ungenauer war als bei den Herbarbelegen. Als einzige Sammlung bereits aufbereiteter Diatomeenproben wurde die gut zugängliche Objektträgersammlung von Franz Josef Weinzierl herangezogen (Abbildung 3.1), die in der Botanischen Staatssammlung in München aufbewahrt ist.



Abbildung 3.1: Objektträgerpräparate aus der Diatomeensammlung von Franz Josef Weinzierl in der Botanischen Staatssammlung München (M)
(Quelle: www.botanischestaatssammlung.de)

Insgesamt wurde in 47 Sammlungen recherchiert, von denen 30 Herbarmaterial aus Fließgewässern enthalten (Tabelle 3.1). Das für diese Studie verwendete Material stammt aus 13 verschiedenen Sammlungen. Wichtigste Quelle für historische Herbarbelege aus bayerischen Fließgewässern war die Botanische Staatssammlung in München (Abbildung 3.2).

Tabelle 3.1: Übersicht der Herbarien und Sammlungen, aus denen Herbarbelege in der Datenbank erfasst wurden; Code = Abkürzung der Sammlung gemäß Index Herbariorum
Mit * markierte Sammlungen wurden vor Ort von Hand durchgesehen.
In Klammern ist die Anzahl der für diese Studie ausgewerteten Belege angegeben.

Träger bzw. Name der Sammlung	Code	Belege
Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem*	B	255 (4)
Bundesamt für Naturschutz, Berlin*	BNL	61
Ruhr-Universität Bochum	BOCH	17
Universität Bonn*	BONN	103
Humboldt-Universität zu Berlin, Museum für Naturkunde	BSB	2
TU Dresden	DR	78
Friedrich-Alexander Universität Erlangen-Nürnberg*	ER	48 (2)
Forschungsinstitut Senckenberg Frankfurt, <i>Herbarium Senckenbergianum</i> *	FR	40 (3)
Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald	GFW	51
Georg-August-Universität Göttingen*	GOET	84 (2)
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg*	HAL	38
Friedrich-Schiller-Universität Jena, <i>Herbarium Haussknecht</i> *	JE	283 (3)
Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe*	KR	181 (1)
Oberösterreichisches Landesmuseum Linz	LI	12
Universität Leipzig	LZ	24
Botanische Staatssammlung München*	M	1033 (59)
Botanische Staatssammlung München, <i>Diatomeensammlung Franz Josef Weinzierl</i> *	M	7 (2)
Johannes-Gutenberg-Universität Mainz*	MJG	12
Westfälisches Museum für Naturkunde Münster	MSTR	61
Pfalzmuseum für Naturkunde Bad Dürkheim*	POLL	36
Universität Regensburg, Regensburgische Botanische Gesellschaft*	REG	146 (2)
Universität des Saarlandes	SAAR	12
Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart*	STU	401 (2)
Eberhard-Karls-Universität Tübingen, <i>Herbarium Tubingensis</i>	TUB	86
Universität Würzburg	WB	40
Limnologische Station der TU München*	-	13 (3)
Naturhistorische Gesellschaft Nürnberg e.V.*	-	131
Privatsammlung Bernhard Kaiser	-	15 (1)
Privatsammlung Professor Alexander Kohler, Universität Hohenheim*	-	215 (52)
Privatsammlung Peter Wolff	-	27



Abbildung 3.2: Das Herbarium der Botanischen Staatssammlung München (M)
(Quelle: www.botanischestaatssammlung.de)

3.1.1.2 Auswahlkriterien für historische Herbarbelege

Die Zusammensetzung der Epiphytongesellschaften in Fließgewässern wird vom Wuchsort der Substratpflanze und den dort herrschenden ökologischen Bedingungen beeinflusst. Für historische Herbarbelege sind meist nur die Informationen Fundort bzw. Sammeldatum verfügbar. Entscheidend für die Rekonstruktion ehemaliger Umweltbedingungen sind möglichst exakte räumliche und zeitliche Angaben zur Herkunft der Indikatororganismen und damit des Herbarbelegs. Belege, die diese Forderung nicht erfüllen, sind ungeeignet. Sie wurden nur in Ausnahmefällen berücksichtigt, z. B. wenn es sich um sehr alte Belege handelte.

(1) Als erste Auswahlkriterien kamen **geographische Lage** und **Datierung** zur Anwendung. In die Datenbank wurden generell Belege aus Fließgewässern in Deutschland aufgenommen, wobei der Schwerpunkt auf Bayern lag. Hier wurde auch Herbarmaterial aus unbenannten Bächen erfasst, sofern der Fundort genau beschrieben war und dies ein späteres Nachschlagen des Fließgewässernamens in topographischen Karten ermöglichte.

Es wurden alle Herbarbelege erfasst, zu denen das Fundjahr angegeben war. Bei sehr alten Belegen ist die Datierung häufig ungenau oder fehlt vollständig. Um diese seltenen Herbarbelege trotzdem nutzen zu können, wurde versucht, aus den Lebensdaten des Sammlers bzw. aus den Zeiten seiner Forschungs- und Sammelaktivität eine ungefähre Zeitangabe abzuleiten.

(2) Das zweite Auswahlkriterium stellt die Art der Substratpflanze dar. Damit sich eine ausdifferenzierte Aufwuchsgesellschaft entwickeln kann, welche die am Standort herrschenden Bedingungen widerspiegelt, darf das Substrat nicht trocken fallen und keinen Umlagerungs- oder Verdriftungsprozessen ausgesetzt sein. Geeignete **Substratpflanzen** sollten also **standortkonstant** sein und **vollständig untergetaucht** wachsen.

Als Substratpflanzen für Aufwuchsdiatomeen kommen submerse, also untergetaucht wachsende, makrophytische Wasserpflanzen in Frage. Nach WIEGLEB (1988) umfasst der Begriff „Makrophyten“ alle makrophytischen Grün-, Rot- und Braunalgen, Armleuchteralgen (Characeen), Laub- und Lebermoose sowie hydrophytische und helophytische Gefäßpflanzen.

Für diese Studie wurde die Recherche nach Herbarbelegen submerser Makrophyten auf bestimmte Pflanzengruppen beschränkt. Zu diesen gehören die **Rhizo- und Haptophyten**, die im Sediment wurzeln bzw. mit Rhizoiden oder Zellfäden an Steinen oder anderen Organismen angeheftet sind (WIEGLEB 1991). Aufgrund der Befestigung am bzw. im Untergrund sollten diese standortkonstanten Pflanzen im Gegensatz zu frei schwebenden Organismen wenig anfällig für Verdriftung sein und am entsprechenden Fundort über längere Zeit gelebt haben. Sie werden von Epiphyton besiedelt, dessen qualitative und quantitative Zusammensetzung aus den ökologischen Bedingungen am Wuchsort der Pflanze resultiert.

Zudem wurden nur **Hydrophyten**, also Wasserpflanzen im engeren Sinn, berücksichtigt (WIEGLEB 1991), da sie mit dem Großteil ihres Vegetationskörpers submers wachsen oder mit ihren Schwimmblättern der Wasseroberfläche permanent aufliegen. Dadurch sollte gewährleistet werden, dass die Pflanzenteile, die zur Diatomeenanalyse entnommen wurden, dauerhaft unter-

getaucht und von einer für den Sammelzeitpunkt charakteristischen Aufwuchsgesellschaft bewachsen waren.

Die Datenbank enthält Informationen zu historischen Belegen 43 verschiedener Taxa, von denen 33 zu den *Spermatophyta*, zwei zu den *Bryophyta* (Gattung *Fontinalis*), fünf zu den *Charophyta* (Gattung *Chara*) und drei zu den fädigen Grünalgen (*Chlorophyta*, Gattung *Cladophora*) zu rechnen sind (Tabelle 3.2). Zur Auswertung des Diatomeenaufwuchses wurden Vertreter der *Bryophyta* (1 Taxon/8 Herbarbelege), der *Spermatophyta* (26 Taxa/126 Herbarbelege) sowie zwei Objektträgerpräparate aus der Diatomeensammlung von Franz Josef Weinzierl herangezogen. Die Auswahl der Belege erfolgte nach den im folgenden Abschnitt erläuterten Kriterien.

Tabelle 3.2: Übersicht der Makrophytentaxa, von denen Herbarbelege in die Datenbank aufgenommen wurden.

In Klammern ist die Anzahl der für diese Studie ausgewerteten Belege angegeben.

Taxon	Belege
Chlorophyta	
<i>Cladophora crispata</i> (ROTH) J.G.AGARDH	2
<i>Cladophora fracta</i> (O.F. MÜLLER ex VAHL) KÜTZING	4
<i>Cladophora glomerata</i> (L.) KÜTZING	46
Charophyta	
<i>Chara aspera</i> DETHARDING ex WILLDENOW	9
<i>Chara globularis</i> THULLIER	10
<i>Chara hispida</i> L.	9
<i>Chara tomentosa</i> L.	1
<i>Chara vulgaris</i> L.	8
Bryophyta	
<i>Fontinalis antipyretica</i> HEDW.	491
<i>Fontinalis squamosa</i> HEDW.	250 (8)
Spermatophyta	
<i>Elodea canadensis</i> L.C.RICHARD in MICHAUX fil.	97 (2)
<i>Elodea nuttallii</i> (PLANCHON) ST.JOHN	1
<i>Groenlandia densa</i> (L.) FOURREAU	234 (2)
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	88 (3)
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DECANDOLLE in LAMARCK et DECANDOLLE	21 (7)
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	107 (12)
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	4 (2)
<i>Potamogeton alpinus</i> BALBIS	50 (6)
<i>Potamogeton berchtoldii</i> FIEBER in BERCHTOLD et OPITZ	15 (4)
<i>Potamogeton coloratus</i> HORNEMANN	37
<i>Potamogeton compressus</i> L.	1 (1)
<i>Potamogeton crispus</i> L.	156 (6)
<i>Potamogeton</i> × <i>decipiens</i> NOLTE	2 (1)

Taxon	Belege
<i>Potamogeton mucronatus</i> SCHRADER ex SONDER	1
<i>Potamogeton natans</i> L.	155 (7)
<i>Potamogeton natans</i> × <i>nodosus</i> (= <i>P. × schreberi</i> FISCHER)	6 (1)
<i>Potamogeton nodosus</i> POIRET	190 (16)
<i>Potamogeton panormitanus</i> BIVONA-BERNARDI	4 (1)
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	325 (11)
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	270 (7)
<i>Potamogeton praelongus</i> WULFEN	1
<i>Potamogeton pusillus</i> L. em. FRIES	30 (4)
<i>Potamogeton trichoides</i> CHAMISSO et SCHLECHTENDAHL	1
<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	8 (1)
<i>Ranunculus circinatus</i> SIBTHORP	60 (5)
<i>Ranunculus fluitans</i> LAMARCK	316 (10)
<i>Ranunculus fluitans</i> × <i>circinatus</i>	6 (4)
<i>Ranunculus peltatus</i> SCHRANK	44 (9)
<i>Ranunculus penicillatus</i> (DUMORTIER) BABINGTON	18
<i>Ranunculus trichophyllus</i> CHAIX in VILLARS	119 (1)
<i>Sparganium emersum</i> REHMANN	27 (1)
<i>Sparganium erectum</i> L. em. REICHENBACH	11
<i>Zannichellia palustris</i> L.	265 (2)

3.1.1.3 Auswahl der historischen Herbarbelege

Von den 3512 historischen Herbarbelegen, die in der Datenbank enthalten sind, wurden 134 Belege submerser Makrophyten herangezogen, um die Aufwuchsdiatomeen zu analysieren. Für die Untersuchung ausgewählt wurden:

(1) Einzelne Fließgewässerstellen, zu denen Herbarmaterial unterschiedlichen Sammeldatums vorhanden ist. - Ziel: Verfolgung der **zeitlichen Veränderungen** der Wasserqualität des Fließgewässers **an einer bestimmten Stelle**.

Solche Zeitreihen von Herbarbelegen sind aus der **Ölschnitz** bei Bad Berneck, der **Regnitz** bei Bamberg und dem **Seebach** bei Erlangen vorhanden. Aus dem Seebach stammt auch der älteste der ausgewerteten Belege, der 1796 gesammelt wurde. Eine Auflistung der Belege mit Angaben zu Taxon, Fundort und Sammeldatum ist im Anhang (vgl. Abschnitt B) zu finden.

(2) Fließgewässer, von denen Herbarmaterial vorhanden ist, das entlang des Flusslaufs gesammelt wurde und aus einer möglichst engen Zeitspanne stammt. - Ziel: Abschätzung der Wasserqualität des Flusses **räumlich differenziert** für diese **Zeitspanne**.

An den Fließgewässern **Bayerische Schwarzach** und **Schwarzach** wurden von KOHLER & ZELTNER (1974) zwischen 1959 und 1973 wiederholt Kartierungen der Makrophytenvegetation durchgeführt. Das dabei gesammelte Herbarmaterial weist genaue Fundortbeschreibungen auf. Die Fundorte verteilen sich bei beiden Gewässern entlang der Fließstrecke. Aus der Schwarzach waren zusätzlich zwei Belege aus dem 19. Jahrhundert vorhanden. Eine Übersicht über das ausgewertete Material bietet Abschnitt B im Anhang.

(3) Fließgewässer, von denen viel Herbarmaterial vorhanden ist, das räumlich und zeitlich eine möglichst weite Spanne abdeckt. - Ziel: **Modellhafte Rekonstruktion** der Entwicklung der Wasserqualität an einem Fließgewässer sowohl **räumlich und zeitlich differenziert**.

Hierfür wurde die **Amper** ausgewählt. Für diesen Fluss war mit insgesamt 33 historischen Belegen im Vergleich zu anderen Flüssen dieser Größe viel Material vorhanden. Der älteste Herbarbeleg wurde 1840 angelegt. Die aktuellsten Aufsammlungen stammen aus dem Jahr 1976. Zusätzlich wurde der Aufwuchs von 17 Herbarbelegen aus der **Maisach**, einem Zufluss der Amper, untersucht. Die genauen Angaben zu den bearbeiteten Belegen sind in Abschnitt B im Anhang zu finden.

(4) Einzelne Fließgewässerstellen, zu denen Herbarmaterial vorhanden ist, das den gleichen Fundort und das gleiche Sammeldatum aufweist. - Ziel: Abschätzung der **Schwankungsbreite** der anhand der Aufwuchsdiatomeen derselben Probestelle ermittelten Indexwerte.

Falls aus den bisher ausgewählten Fließgewässern Belege mit gleichem Fundort und gleichem Sammeldatum vorhanden waren, wurden von allen diesen Herbarexemplaren Proben genommen. Darüber hinaus waren auch in den Fließgewässern **Main** und **Sempt** solche „historischen Parallelproben“ vorhanden (vgl. Anhang, Abschnitt B).

3.1.1.4 Entnahme von historischen Diatomeenproben

Um den Diatomeenaufwuchs zu gewinnen, wurde von den ausgewählten Herbarbelegen ein Pflanzenstück entfernt und nach Standardmethoden aufbereitet (vgl. Abschnitt 3.1.3.1). Höchste Priorität hatte dabei, den Beleg so wenig wie möglich zu beschädigen. Wie in der Untersuchung von VAN DAM & MERTENS (1993) erwies sich ein adultes Pflanzenstück von ca. 1 cm² Fläche als ausreichend. Die Diatomeengesellschaften auf adulten Pflanzenteilen sind in der Regel arten- und individuenreicher als die auf den jungen Blättern derselben Pflanze (SLATER 1991). Alternde Pflanzenteile unterliegen Zersetzungsprozessen. Die dabei freigesetzten Stoffwechselprodukte der Makrophyten können die Epiphytongesellschaften beeinflussen und sich auf ihre Zusammensetzung auswirken (FONTAINE & NIGH 1983). Soweit möglich wurde daher die Entnahme juveniler bzw. seneszenten Pflanzenstücke vermieden.

Bevorzugt wurden Blätter und Äste ausgewählt, die bereits makroskopisch einen Belag erkennen ließen (Abbildung 3.3). Es handelt sich dabei um Kalkausfällungen, die ein gutes Substrat für die Besiedlung durch Periphyton darstellen. Im Fall von Schwimmblattpflanzen oder teilweise emers wachsenden Makrophyten wurden submerse Pflanzenteile verwendet. Bei Belegen von Wassermoosen wurde zusätzlich zu den Blättchen auch das lose Material aus der Mooskapsel mitgesammelt.



Abbildung 3.3: Herbarexemplar von *Potamogeton perfoliatus* L. und *Myriophyllum spicatum* L. mit makroskopisch sichtbarer Kalkkruste und Aufwuchs

3.1.2 Rezente Diatomeenproben

Für diese Studie wurden rezente Diatomeenproben aus 23 Fließgewässern in Bayern untersucht, wobei sich die Auswahl der Probestellen überwiegend nach den Angaben auf den historischen Herbarbelegen richtete (vgl. Abschnitt 3.1.2.1). Es wurden die Diatomeengesellschaften des Epilithons, des Epiphytons und des Epibryons analysiert (vgl. Abschnitt 3.1.2.2). Zusätzlich wurde ein Herbarium angelegt, dessen Diatomeenaufwuchs nach sechsmonatiger Lagerung untersucht wurde (vgl. Abschnitt 3.1.2.3), und ein Alterungsversuch durchgeführt, um den Einfluss von Zersetzungsvorgängen der Substratpflanzen auf das Epiphyton abzuschätzen (vgl. Abschnitt 3.1.2.4).

3.1.2.1 Auswahl der Probestellen

Untersuchungen rezenter Diatomeen wurden an allen Fließgewässern durchgeführt, aus denen auch historische Diatomeenproben in Form von Herbarbelegen ausgewertet wurden. Die Probestellen für die aktuelle Untersuchung wurden dabei nach der Fundortbeschreibung auf dem entsprechenden historischen Herbarbeleg gewählt. Wie exakt die Entnahmestelle des Herbarexemplars lokalisiert werden konnte, hing von der Genauigkeit der historischen Angaben ab. Bei den Herbarbelegen von KOHLER & ZELTNER (1974) beispielsweise ist neben dem Ort und dem Kartierabschnitt auch die zugehörige Messtischblattnummer angegeben. In den meisten Fällen jedoch bleibt die Fundortangabe relativ ungenau, wie z. B. „Amper bei Moosburg“.

In dem jeweiligen Fließgewässerabschnitt wurden die Probestellen so ausgewählt, dass zugleich Steine und submerse Makrophyten als Substrat für die Diatomeenanalyse vorhanden waren. Die Analyse der beiden Substrattypen sollte Habitat bedingte Unterschiede in den Diatomeengesellschaften einer Probestelle aufzeigen. Soweit unten nicht anders angegeben, wurden die Stellen einmalig untersucht.

Tabelle 3.3 gibt einen Überblick über alle untersuchten Fließgewässer und die analysierten Substrate. Eine genaue Auflistung aller Probestellen ist im Anhang (vgl. Abschnitt C) zu finden. Die Lage der Probestellen zeigen Abbildung 2.1 und Abbildung 2.2.

Tabelle 3.3: Übersicht der untersuchten Fließgewässer und der analysierten Substrate

St. = Anzahl der Probestellen, WC = Wasserchemie, D = Diatomeenprobenahme, EL = Epilithon, EP = Epiphyton, EB = Epibryon, ED = Epidendron, EPh = herbarisiertes Epiphyton, EBh = herbarisiertes Epibryon, H = historische Herbarbelege, AV = Alterungsversuch

Fließgewässer	St.	WC	D	EL	EP	EB	ED	EPh	EBh	H	AV	Zeitraum
Amper	26	2 x	2 x	✓	✓	✓				✓		7-9/01
Ammer	4	1 x	1 x	✓		✓						7/01
Glonn	1	2 x	2 x	✓	✓							7-9/01
Maisach	13	6 x	3 x	✓	✓	✓				✓		7-9/01
Windach	1	2 x	2 x	✓	✓							7-9/01
Würm	4	1-2 x	1-2 x	✓	✓	✓						7-9/01
Angerbach	2	3 x	3 x	✓	✓			✓				6-9/00
Ettinger Bach	2	3 x	3 x	✓	✓			✓				6-9/00
Hungerbach	2	3 x	3 x	✓	✓		✓	✓				6-9/00
Kl. Ammerquellen	2	3 x	3 x	✓	✓			✓				6-9/00
Pullinger Graben	1	3 x	1 x	✓	✓	✓		✓	✓		✓	7/00-4/01
Rotbach	2	3 x	3 x	✓	✓			✓				6-9/00
Tiefenbach	2	3 x	3 x	✓	✓			✓				6-9/00
Anzinger Sempt	2	3 x	1 x	✓	✓	✓		✓	✓		✓	7/00-4/01
Forstinninger Sempt	2	3 x	1 x	✓	✓	✓		✓	✓		✓	7/00-4/01
Sempt	5	1-3 x	1 x	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	7/00-4/01
Schwillach	2	3 x	1 x	✓	✓	✓		✓	✓		✓	7/00-4/01
Bayer. Schwarzach	3	1 x	1 x	✓	✓	✓				✓		7/01
Schwarzach	7	1 x	1 x	✓	✓					✓		7/01
Ölschnitz	3	1 x	1 x	✓	✓	✓				✓		7/01
Main	2	1 x	1 x	✓	✓	✓				✓		7/01
Regnitz	2	1 x	1 x	✓	✓					✓		7/01
Seebach	3	1 x	1 x	✓	✓					✓		7/01

Ergänzend dazu wurden Stellen an weiteren Fließgewässern nach unterschiedlichen Kriterien ausgewählt. Diese werden im Folgenden erläutert:

(1) An den Flüssen **Amper** und **Maisach** wurden zusätzlich in regelmäßigen Abständen Probestellen entlang der gesamten Fließstrecke eingerichtet. Die Diatomeengesellschaften der Amper-Zuflüsse **Windach** und **Glonn** wurden im Oberlauf kurz vor der Mündung in die Amper untersucht. Aus den Flüssen **Ammer** und **Würm** wurden jeweils an vier Stellen Proben entnommen. An jeder Stelle wurden Epilithon und Epiphyton bzw. Epibryon untersucht, wobei an der Amper eine zweimalige, an der Maisach eine dreimalige Probenahme erfolgte. Waren mehrere Taxa submerser Makrophyten an der Probestelle vorhanden, wurden von allen Pflanzen Diatomeenproben analysiert.

Der Probenumfang sollte eine zuverlässige Bewertung der aktuellen Wasserqualität in den beiden Flüssen gewährleisten, Veränderungen nach den größeren Zuflüssen aufdecken und die gesamte Fließstrecke einbeziehen.

(2) In den Fließgewässern **Angerbach, Ettinger Bach, Hungerbach, Kleine Ammerquellen, Rotbach** und **Tiefenbach** wurden jeweils zwei Probestellen unter dem Gesichtspunkt ausgewählt, dass in einem möglichst breiten Trophiespektrum immer die gleiche Substratpflanze vorhanden war. Als Substrat diente der submerse Makrophyt *Zannichellia palustris* L. (Sumpfteichfaden). Neben dem Epilithon wurde an jeder Stelle das Epiphyton untersucht sowie ein Herbarbeleg von *Zannichellia palustris* angelegt (vgl. Abschnitt 3.1.2.3). Es erfolgten drei Probenahmen (Früh-, Hoch- und Spätsommer).

(3) Die Fließgewässer **Anzinger Sempt, Forstinninger Sempt, Sempt** und **Schwillach** sowie der **Pullinger Graben** wurden an Stellen untersucht, an denen gleichzeitig das Wassermooos *Fontinalis antipyretica* HEDW. und ein Vertreter der Gattung *Ranunculus* vorkamen. Da im Pullinger Graben kein *Ranunculus* vorhanden war, wurde ersatzweise der Aufwuchs von *Mentha aquatica* L. untersucht. Es wurden einmalig Proben von Epilithon, Epiphyton und Epibryon entnommen. Von beiden Pflanzen wurden Herbarbelege angelegt (vgl. Abschnitt 3.1.2.3) sowie Proben für einen Alterungsversuch gewonnen (vgl. Abschnitt 3.1.2.4).

3.1.2.2 Entnahme von rezenten Diatomeenproben

Das Vorgehen bei der Entnahme rezenter Diatomeenproben orientierte sich an den Empfehlungen von KELLY et al. (1998) und BUWAL (2002). Die Diatomeenproben wurden an durchströmten und möglichst gering beschatteten Fließgewässerstellen gesammelt. Bei den historischen Herbarbelegen war meist nicht bekannt, an welchem Standort die Wasserpflanzen entnommen wurden. Die einheitliche Probenahme der rezenten Diatomeen sollte zumindest eine gute Vergleichbarkeit dieser Proben untereinander gewährleisten. Zudem wurde darauf geachtet, dass die untersuchten Substrate in räumlicher Nähe zueinander und in der gleichen Tiefe vorkamen.

Zur Gewinnung von **Epilithon**proben wurde ein etwa faustgroßer Stein mit gut entwickeltem Kieselalgenfilm ausgewählt, der zugleich einen möglichst geringen Bewuchs mit fädigen Grünalgen und Moosen aufwies (KELLY et al. 1998, BUWAL 2002). Um die Vergleichbarkeit mit den Pflanzenproben zu erhöhen, wurde auf Mischproben verzichtet und nur ein Stein entnommen. In drei Fällen waren an den Probestellen keine Steine vorhanden und es wurde ersatzweise Epidendron untersucht.

Die Entnahme der **Epiphyton**- und **Epibryon**proben erfolgte aus der Mitte des Pflanzenpolsters. Dabei wurden mehrere adulte Triebe ausgewählt. Juvenile Pflanzenteile wurden vermieden, weil ihre Aufwuchsgesellschaften meist einen hohen Anteil an Erstbesiedlern aufweisen (SLATER 1991). Abgestorbenes oder bereits verrottendes Pflanzenmaterial war aufgrund der möglicherweise auftretenden stofflichen Wechselwirkungen zwischen Makrophyt und Aufwuchs ungeeignet (FONTAINE & NIGH 1983). An Stellen, die keine submersen Makrophyten aufwiesen, wurde ersatzweise auf die submersen Teile emerser Wasserpflanzen zurückgegriffen.

3.1.2.3 Anlegen eines Herbariums

Die vergleichende Untersuchung des Aufwuchses von frisch entnommenen Pflanzen und von Herbarbelegen dieser Pflanzen sollte zeigen, ob sich der Vorgang des Herbarisierens auf die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaft auswirkt. Des Weiteren sollte überprüft werden, inwieweit sich etwaige Unterschiede zu den Ergebnissen der sofort analysierten Substratpflanzen in der Bewertung der Wasserqualität niederschlagen.

Aus einem Teil der Fließgewässer (vgl. Tabelle 3.3) wurden an den Probestellen zusätzlich zu den sofort untersuchten Substratpflanzen weitere Vertreter dieser Taxa entnommen, um ein Herbarium anzulegen. Es wurden Herbarexemplare von *Fontinalis antipyretica* HEDW., *Mentha aquatica* L., *Ranunculus fluitans* LAMARCK, *Ranunculus trichophyllus* CHAIX in VILLARS und *Zannichellia palustris* L. gesammelt. Um eine bessere Vergleichbarkeit der Belege untereinander zu gewährleisten, wurden die Moosproben ebenfalls gepresst und auf Papierbögen aufgelegt. Nach einer sechsmonatigen Lagerung wurden Proben der Herbarexemplare wie in den Abschnitten 3.1.2.2 und 3.1.3.1 beschrieben entnommen und aufbereitet.

3.1.2.4 Alterungsversuch mit rezenten Diatomeenproben

Dieser Versuch sollte klären, ob sich Zersetzungs Vorgänge der Substratpflanzen und die damit verbundene messbare Erhöhung des Phosphorgehalts bereits innerhalb kurzer Zeit auf die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften auswirken. Dieser Aspekt ist wichtig, da heute nicht mehr nachvollziehbar ist, wie schnell die historischen Herbarexemplare nach ihrer Entnahme aus dem Fließgewässer von den Sammlern gepresst wurden.

An ausgewählten Probestellen (vgl. Tabelle 3.3) wurden Vertreter der Taxa *Fontinalis antipyretica* HEDW., *Mentha aquatica* L., *Ranunculus fluitans* LAMARCK und *Ranunculus trichophyllus* CHAIX in VILLARS gesammelt. Die Pflanzen wurden mit etwas Flusswasser in Plastik-Gefrierbeutel überführt und bis zur Ankunft im Labor kühl gelagert. Dort wurden sie bei Raumtemperatur und Tageslicht verschlossen stehen gelassen. Nach fünf Tagen wurden Pflanzenproben wie in den Abschnitten 3.1.2.2 und 3.1.3.1 beschrieben entnommen und aufbereitet sowie wasserchemische Analysen durchgeführt (vgl. Abschnitt 3.1.4.2). Von den restlichen Pflanzen wurde ein Herbarium angelegt und der Aufwuchs nach sechsmonatiger Lagerung untersucht (vgl. Abschnitt 3.1.2.3).

3.1.3 Analyse der Diatomeenproben

Für die mikroskopische Analyse der Diatomeenproben mussten die Algen vom Substrat gelöst und alle organischen Bestandteile aus der Probe entfernt werden.

3.1.3.1 Aufbereitung der Diatomeenproben

Alle Diatomeenproben wurden nach der Wasserstoffperoxid-Methode nach VAN DER WERFF (1955) aufbereitet.

Das Epilithon wurde mit einer Zahnbürste von der Steinoberseite abgebürstet und mit destilliertem Wasser in Bechergläser überführt. Die frischen Pflanzenproben wurden in Stücke geschnitten und in Bechergläser gegeben. Dabei wurde darauf geachtet, dass alle Pflanzenteile in repräsentativen Anteilen vertreten waren. Bei den historischen Proben wurde das entnommene Pflanzenstück weiterverarbeitet.

Durch Kochen mit Wasserstoffperoxid unter Zugabe von Kaliumdichromat als Oxidationsmittel wurde das organische Material vollständig oxidiert. Die Schalen trennten sich dabei in die beiden Schalenhälften auf. Kalkrückstände wurden durch Zugabe weniger Tropfen konzentrierter Salzsäure gelöst. Um die Diatomeensuspension zu reinigen und aufzukonzentrieren wurden die Proben zentrifugiert, der Überstand verworfen und das Pellet in destilliertem Wasser resuspendiert. Nach viermaliger Wiederholung dieses Waschvorgangs wurde die Diatomeensuspension in ein Schraubdeckelgläschen überführt.

Die Proben, die von historischem Herbarmaterial genommen wurden, enthielten aufgrund der begrenzten Pflanzenmenge vergleichsweise wenig Diatomeenschalen. Hier war oft kein deutliches Pellet auszumachen. Der Überstand wurde vorsichtig abdekantiert und ein Teil der Lösung zurückbehalten. Mit dieser Lösung wurde weiter verfahren wie bei den übrigen Proben.

Zur Herstellung von mikroskopischen **Dauerpräparaten** wurden jeweils 50 µl der Diatomeensuspension auf Deckgläschen aufgetropft. Die Verdünnung der Suspension wurde so gewählt, dass die Schalen im Präparat möglichst gleichmäßig verteilt und nicht übereinander liegen. Die Proben von historischen Herbarbelegen wurden aufgrund der geringen Schalendichte meist unverdünnt aufgetropft.

Für die Analyse unter dem **Lichtmikroskop** wurden die Deckgläschen nach dem Eintrocknen der Suspension in das Kunstharz Naphrax eingebettet. Der Brechungsindex von Naphrax ist mit $n=1,69$ dem von Glas ähnlich und ermöglicht eine sehr gute lichtmikroskopische Auflösung der Diatomeenschalen.

Für die Betrachtung am **Rasterelektronenmikroskop** muss die Probenoberfläche elektrisch leitend sein. Die eingetrockneten Deckgläschen wurden hierfür auf einen Aluminiumträger aufgeklebt. Ein zwischen Deckglas und Aluminiumträger eingeklebt Kohlenstoffpad stellte eine leitende Verbindung her. Anschließend wurden die Proben im Sputter Coater (POLARON SC 502) in Argon-Atmosphäre mit Gold bedampft.

3.1.3.2 Auswertung der Diatomeenproben

Die Bestimmung der Diatomeen am **Lichtmikroskop** erfolgte bei 1000-facher Vergrößerung im Phasenkontrast (Mikroskop Laborlux K von LEITZ) oder im Interferenzkontrast (Mikroskop MDR von LEICA) unter Verwendung von Immersionsöl (Brechungsindex $n=1,561$ von MERCK).

Die taxonomische Einordnung der Diatomeen wurde überwiegend nach der *Süßwasserflora von Mitteleuropa - Bacillariophyceae Band 2/1 bis 2/4* (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986, 1988, 1991a, 1991b) vorgenommen. Ergänzend dazu wurde folgende Bestimmungsliteratur herangezogen: LANGE-BERTALOT & BONIK (1976), LANGE-BERTALOT & KRAMMER (1989), LANGE-BERTALOT (1993), LANGE-BERTALOT & MOSER (1994), LANGE-BERTALOT & METZELTIN (1996), LANGE-BERTALOT et al. (1996), HÜRLIMANN & STRAUB (1991), KRAMMER (1992), REICHARDT & LANGE-BERTALOT (1991), REICHARDT (1997) sowie REICHARDT (1999).

In jedem Objektträgerpräparat wurden mindestens 400 Schalenhälften pennater Diatomeen bestimmt. Der Anteil der *Centrales* wurde nur summarisch erfasst. Nach LUND et al. (1958) beträgt der statistische Fehler des Zählergebnisses für ein Taxon 10 %, wenn mindestens 400 Schalenhälften gezählt werden.

Für die Abundanz (relative Häufigkeit) gilt folgende Beziehung:

$$N_i = \frac{S_i}{S_{gesamt}} \quad 0 \leq N_i \leq 1 \quad \text{(Gleichung 3.1)}$$

N_i = Abundanz des i -ten Taxons

S_i = Anzahl der Schalenhälften des i -ten Taxons

S_{gesamt} = Gesamtzahl der bestimmten Schalenhälften

Taxa, die unter dem Lichtmikroskop nicht eindeutig identifiziert werden konnten, wurden zusätzlich mit dem **Rasterelektronenmikroskop** (HITACHI S-2300) betrachtet. Zur Bestimmung wurde ebenfalls die oben zitierte Literatur verwendet.

3.1.4 Hydrophysikalische und hydrochemische Messungen

3.1.4.1 Hydrophysikalische Messungen

Die hydrophysikalischen Analysen wurden vor Ort durchgeführt. Die Messungen erfolgten in ca. 15 cm Wassertiefe direkt über der Probestelle. Die Parameter Sauerstoff, Temperatur, pH-Wert und Leitfähigkeit wurden nach den Normen DIN 38404, EN 27888 und DIN 38408 (DEV 2003) erhoben. Dazu wurden die folgenden Geräte und Meßfühler verwendet:

Sauerstoff und Temperatur

- Oximeter OXI 320 (WTW)
- Sauerstoffsensor CellOx 325 inklusive Temperaturfühler (WTW)
- Magnetrührer BR 190 oder BR 325 (WTW)

pH-Wert

Die Geräte wurden zu Beginn der Messungen mit Standardpuffern geeicht (pH 4,0 und pH 7,0 von MERCK).

- pH-Meter pH 191 oder pH 192 (WTW)
- Temperaturfühler TFK 150 oder TFK 530 (WTW)
- pH-Elektrode SenTix 61 (WTW)

Leitfähigkeit

Die Referenztemperatur für die Leitfähigkeitsmessung betrug 25 °C.

- Konduktometer LF 191 oder LF 325 (WTW)
- Leitfähigkeitsfühler LS 1/T-1,5 oder TetraCon 325 (WTW)

3.1.4.2 Hydrochemische Messungen

Die Wasserproben für die chemischen Messungen wurden direkt an der Probestelle entnommen und bis zur Analyse im Labor gekühlt gelagert. Ein Teil des Probevolumens wurde umgehend einer Membranfiltration unterzogen (Cellulose-Acetat-Filter, Porengröße 0,45 µm), um weitere chemische Umsetzungen durch Mikroorganismen zu unterbinden (SCHWOERBEL 1994). Der Gesamtphosphorgehalt wurde aus der unfiltrierten Probe ermittelt. Die übrigen Größen wurden aus dem Filtrat bestimmt. Für Messwerte, die unterhalb der Nachweisgrenze lagen, wurde mit der halben Nachweisgrenze gerechnet.

Gesamtphosphor (TP)

Die Konzentration an Gesamtphosphor wurde nach der Europäischen Norm EN 1189 mit dem Testsatz Nanocolor 76 (MACHEREY & NAGEL) ermittelt (DEV 2003). Die Extinktion der Messlösung wurde in einer 5 cm Küvette mit dem zugehörigen Photometer Nanocolor 300 D bei 690 nm bestimmt. Die Nachweisgrenze liegt bei 10 µg P/l.

Gelöster reaktiver Phosphor (SRP)

Der Nachweis des SRP-Gehalts erfolgte nach MURPHY & RILEY (1962) photometrisch als Molybdän-Blau-Komplex (EN 1189, DEV 2003). Die Extinktion der Messlösung wurde bei 880 nm in einer 5 cm Küvette an einem Zweistrahl-Spektralphotometer (HITACHI 150-20) ermittelt. Die Nachweisgrenze liegt bei 5 µg P/l.

Ammonium-Stickstoff (NH₄-N)

Der Gehalt an Ammoniumstickstoff wurde nach der Methode von SOLÓRZANO (1969) photometrisch als Indophenol-Blau gemessen (DIN 38406-E5-1, DEV 2003). Die Extinktion der Messlösung wurde bei 695 nm in einer 1 cm Küvette an einem Zweistrahl-Spektralphotometer (HITACHI 150-20) ermittelt. Die Nachweisgrenze liegt bei 10 µg N/l.

Nitrat-Stickstoff (NO₃-N)

Die Nitratstickstoffkonzentration wurde mittels Ionenaustausch-Chromatographie bestimmt (EN ISO 10304-1, DEV 2003). Es kam ein Ionenchromatograph mit Supressortechnik zum Einsatz (DIONEX Ion Chromatograph DX-120, Vorsäule AG 14,4 mm (10-32) Ion Pac, Trennsäule AS 14,4 mm (10-32) Ion Pac, Supressor ASRS-Ultra, 4 mm). Als Eluent wurde ein Gemisch aus 0,5 mM NaHCO₃ und 1 mM Na₂CO₃ verwendet. Der Nachweis der Ionen erfolgte über eine Leitfähigkeitsdetektion. Die Nachweisgrenze liegt bei 10 µg N/l.

3.1.5 Strukturelle Charakterisierung der Probestellen

Die Gewässerstrukturfaktoren an den Probestellen wurden nach dem „Kartierprotokoll für Fließgewässermakrophyten“ erfasst (MEILINGER & SCHNEIDER 2000). In die statistische Auswertung gingen nur die Parameter Fließgeschwindigkeit und Beschattung ein. Ausführliche Angaben über alle erhobenen Parameter sind bei BRAUN (2001), BEIER (2002) und LOHMAIER (2003) zu finden.

Die mittlere Fließgeschwindigkeit an den Probestellen wurde in Anlehnung an den „Kartierschlüssel Gewässerstruktur“ (BLFW 1995) aufgenommen (Tabelle 3.4).

Tabelle 3.4: Schätzstufen der Fließgeschwindigkeit

I	nicht erkennbar fließend	>0,03 m/s	fast stehend oder Kehrströmungen
II	träge fließend	0,03 - 0,1 m/s	Strömung sehr schwach, aber erkennbar fließend
III	langsam fließend	0,1 - 0,3 m/s	erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt
IV	schnell fließend	0,3 - 1 m/s	Strömung mit mäßiger Turbulenz
V	reifend	> 1 m/s	turbulente Wasserbewegung
VI	stürzend	> 1 m/s	äußerst turbulent, laut rauschend

Zur Abschätzung der Beschattungsverhältnisse (Tabelle 3.5) wurde die Skala nach WÖRLEIN (1992) herangezogen.

Tabelle 3.5: Schätzklassen der Beschattung

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

3.1.6 Historische Regionalanalyse des Amper-Einzugsgebiets

Durch eine historische Regionalanalyse des Flusseinzugsgebiets der Amper wurde untersucht, welchen Einfluss die Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung einer Region auf die Wasserqualität nehmen (SEHNER 2001). Es wurden historische Informationen zur Bevölkerungsentwicklung des Amper-Einzugsgebiets, zur wirtschaftlichen Entwicklung, insbesondere der Ansiedlung von industriellen Betrieben, und zur landwirtschaftliche Flächennutzung zusammengetragen, aus denen der frühere Zustand der Amper und ihrer Zuflüsse abgeschätzt werden kann.

Der Untersuchungszeitraum der historischen Regionalanalyse erstreckte sich von der Mitte des 19. bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts. Die gewonnenen Informationen zu Industrialisierung und Verstädterung im Amper-Einzugsgebiet wurden herangezogen, um die Ergebnisse der Diatomeenanalyse der historischen Herbarbelege aus der Amper zu interpretieren.

3.2 Datenauswertung

Die Auswertung der Daten erfolgte mit den Programmen Excel 2002 (Microsoft), SPSS 11.5 für Windows (SPSS Inc.) und WHASSE 1.3 (BRÜGGEMANN et al. 2001). Für die multivariaten Analysen wurden zusätzlich die Programme TWINSPAN (HILL 1979, OKSANEN & MINCHIN 1997), MVSP 3.1 (Kovach Computing Services) und CANOCO 4.0 für Windows (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998) verwendet.

Neben der floristischen Analyse der Diatomeengesellschaften unterschiedlicher Substrate (vgl. Abschnitt 3.2.1) wurden verschiedene Diatomeenindizes berechnet, die anhand von Artenzusammensetzung und Abundanz eine Abschätzung der Wasserqualität an den Probestellen ermöglichen (vgl. Abschnitt 3.2.2). Die statistische Auswertung der gewonnenen Daten erfolgte mittels statistischer Tests (vgl. Abschnitt 3.2.3) und anhand von multivariaten Methoden (vgl. Abschnitt 3.2.4). Zusätzlich wurde die Hassediagrammtechnik, ein Verfahren aus der Ordnungstheorie, angewendet (vgl. Abschnitt 3.2.5).

3.2.1 Floristische Analyse der Diatomeengesellschaften

3.2.1.1 Gesamtartenpool

Für jede Probestelle wurde der Gesamtartenpool aller dort vorkommenden Taxa aus den Diatomeengesellschaften der untersuchten Substrate ermittelt. Der prozentuale Anteil am Gesamtartenpool gibt Auskunft darüber, wie gut die Diatomeenbiozönose der Probestelle vom jeweiligen Substrat repräsentiert wird.

3.2.1.2 Diversität und Evenness

Die **Diversität** ist ein Maß für die Vielfalt einer Biozönose. In die Berechnung gehen die Anzahl der Taxa sowie die Abundanzen der einzelnen Taxa ein. Der in der Ökologie gebräuchliche Diversitätsindex nach SHANNON & WEAVER (1949) wird nach folgender Formel berechnet:

$$H_s = -\sum_{i=1}^s N_i \cdot \ln N_i \quad 0 \leq H_s < 6 \quad \text{(Gleichung 3.2)}$$

H_s = Diversitätsindex einer Gesellschaft

N_i = Abundanz des i -ten Taxons

s = Gesamtzahl der Taxa in dieser Gesellschaft

Ein Diversitätsindex von 0 wird erreicht, wenn nur ein Taxon ($s=1$) mit einer Abundanz von 100 % vorkommt. Die maximale Diversität einer Gesellschaft ist gegeben, wenn alle Taxa mit der gleichen Abundanz vertreten sind. In diesem Fall ist die Wahrscheinlichkeit, ein Individuum eines bestimmten Taxons anzutreffen, für alle Taxa der Biozönose gleich hoch. Bei 400 bestimmten Schalenhälften ($s=400$) mit einer Abundanz von je 0,25 % liegt der Grenzwert der Diversität bei $H_s \approx 6$.

Die **Evenness** nach PIELOU (1966, zit. in LEGENDRE & LEGENDRE 1998) stellt ein Maß für die Gleichverteilung der Abundanzen dar und ist unabhängig von der Anzahl der Taxa. Sie vergleicht die Diversität der gegebenen Verteilung mit dem möglichen Maximalwert, der auftritt, wenn alle Taxa mit der gleichen Abundanz vorkommen.

Die Formel für die Berechnung der Evenness lautet:

$$E = \frac{H_s}{\ln s} \quad 0 \leq E \leq 1 \quad \text{(Gleichung 3.3)}$$

E = Evenness

H_s = Diversitätsindex einer Gesellschaft

s = Gesamtzahl der Taxa in dieser Gesellschaft

Bei einer Evenness von 1 sind keine Dominanzstrukturen vorhanden und die Individuen verteilen sich gleichmäßig auf die vorkommenden Taxa.

3.2.1.3 Anteil der Rote-Liste-Taxa

Die „Rote Liste der limnischen Kieselalgen (*Bacillariophyceae*) Deutschlands“ (LANGE-BERTALOT & STEINDORF 1996) gibt für alle im Süß- und Brackwasser vorkommenden Diatomeentaxa Gefährdungskategorien an. Wichtigstes Kriterium für die Einstufung ist der Rückgang und Verlust von Standort- und Lebensraumtypen, die mit direkten bzw. indirekten anthropogenen Einflüssen zusammenhängen. Die in Tabelle 3.6 aufgelisteten Kategorien zeigen einen Rückgang bzw. eine Gefährdung des Taxons an.

Tabelle 3.6: Symbole und Kennzeichnungen der Gefährdungskategorien der Roten Liste Deutschlands

Symbol	Kennzeichnung
1	vom Aussterben bedroht
2	stark gefährdet
3	gefährdet
G	Gefährdung anzunehmen
R	extrem selten
V	zurückgehend

Ein hoher prozentualer Anteil solcher Taxa an der Gesamtaxazahl einer Probe weist auf einen geringen anthropogenen Einfluss hin. Die Summe der Abundanzen dieser Rote-Liste-Taxa spiegelt ihre Bedeutung in der Diatomeengesellschaft wider. Es wurden historisches und rezentes Epiphyton bezüglich ihres Anteils an Rote-Liste-Taxa verglichen.

3.2.1.4 Similaritätsindex (SIMI)

Der Similaritätsindex nach STANDER (1970, zit. in SMITH et al. 1986) gibt die Ähnlichkeit zweier Diatomeengesellschaften an. Der Wert 1 zeigt eine identische Artenzusammensetzung der verglichenen Gesellschaften an. Beim Wert 0 liegt keine Übereinstimmung vor.

Der SIMI berechnet sich nach folgender Formel:

$$SIMI(x, y) = \frac{\sum_{i=1}^n N_{x_i} \cdot N_{y_i}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n N_{x_i}^2 \cdot \sum_{i=1}^n N_{y_i}^2}} \quad 0 \leq SIMI(x, y) \leq 1 \quad \text{(Gleichung 3.4)}$$

$SIMI(x, y)$ = Grad der Gleichheit

x, y = zu vergleichende Gesellschaften

N_i = Abundanz des i -ten Taxons einer Gesellschaft

n = Gesamtzahl der Taxa aus Gesellschaft x und y

Die von ROHR (1977) aufgestellte abgestufte Skala der Ähnlichkeitsstufen (Tabelle 3.7) wurde geringfügig verändert (GOOS 2003):

Tabelle 3.7: Ähnlichkeitsstufen des SIMI

SIMI	Ähnlichkeitsstufe
0,000 - 0,199	keine Ähnlichkeit
0,200 - 0,499	geringe Ähnlichkeit
0,500 - 0,699	mittlere Ähnlichkeit
0,700 - 0,899	große Ähnlichkeit
0,900 - 1,000	sehr große Ähnlichkeit

Der SIMI wurde herangezogen, um die Ähnlichkeit der Diatomeengesellschaften der historischen bzw. der rezenten „Parallelproben“ (vgl. Abschnitt 3.1.1.3 und Abschnitt 3.1.2.1) zu ermitteln.

3.2.2 Bewertung der Wasserqualität

Gemeinsam ist den in dieser Studie verwendeten Diatomeenindizes, dass sie anhand von Epilithongesellschaften entwickelt wurden. Daher wird zur Bewertung der Wasserqualität auch die Untersuchung des Aufwuchses von Steinsubstrat empfohlen (KELLY et al. 1998, CEN 2003). Die Berechnung der Indizes sowohl für das Epilithon als auch für die pflanzlichen Aufwuchsgesellschaften Epiphyton bzw. Epibryon an einer Probestelle sollte zeigen, ob die unterschiedlichen Gesellschaften vergleichbare Indexwerte liefern. Erst dann ist eine Anwendung der Indizes auf die Diatomeengesellschaften historischer Herbarbelege zulässig.

3.2.2.1 Saprobie

Biomasse und Umsatz der heterotrophen Organismen kennzeichnen die Saprobie eines Gewässers (SCHWOERBEL 1999). Der Begriff „Gewässergüte“ beschreibt die Belastung eines Fließgewässers mit abbaubaren organischen Stoffen. Das Saprobienystem nach KOLKWITZ & MARSSON (1902, zit. in FRIEDRICH 1990) beinhaltete zunächst tierische und pflanzliche Indikatororganismen. Im heute gängigen Verfahren (DIN 38410 Teil 2, DEV 2003), das den Saprobienindex nach der Formel von ZELINKA & MARVAN (1961) berechnet, wird die saprobielle Belastung ausschließlich über die benthische Fließgewässerfauna ermittelt. Dies entspricht der Definition der Saprobie als heterotrophe Aktivität und vermeidet Überschneidungen mit der Trophieindikation (FRIEDRICH 1990).

Auch benthische Algen reagieren auf organische Substanzen, aber ihre Anzeige ist unspezifisch und indirekt (SCHMEDITJE & KOHMANN 1988). Daher beruht das Differentialartensystem von LANGE-BERTALOT (1978, 1979a, 1979b) anstelle von Leitformen auf den abgestuften Toleranzgrenzen, die benthische Diatomeen bei saprobieller Belastung zeigen. Dennoch werden Diatomeen auch als Indikatoren organischer Belastung genutzt (ROTT et al. 1997, SLÁDEČEK 1986). In der vorliegenden Studie wurde die organische Belastung der untersuchten Fließgewässer mit dem im Folgenden vorgestellten Verfahren abgeschätzt:

Saprobienindex nach ROTT et al. (1997) – SI

ROTT et al. (1997) entwickelten einen Saprobienindex für Phytobenthos, der sich ebenfalls nach der Formel von ZELINKA & MARVAN (1961) berechnet und Analogien zu den Gewässergüteklassen des Saprobienystems aufweist (Tabelle 3.8).

$$SI = \frac{\sum_{i=1}^n S_i \cdot G_i \cdot H_i}{\sum_{i=1}^n G_i \cdot H_i} \quad \text{(Gleichung 3.5)}$$

- SI = Saprobienindex (nur Kieselalgen)
- S_i = Saprobiewert des i -ten Taxons
- G_i = Indikationsgewicht des i -ten Taxons
- H_i = Abundanz des i -ten Taxons
- n = Anzahl der Taxa

Es wird empfohlen, das gesamte Phytobenthos in die Ermittlung des SI einzubeziehen. Eine Auswertung als gruppenspezifischer Index nur nach Kieselalgen ist ebenfalls möglich und wurde für diese Untersuchung durchgeführt. Die Differenzierung der Probestellen kann dabei allerdings weniger gut ausfallen, als es unter Einbeziehung aller Algengruppen der Fall wäre (ROTT et al. 1997).

Tabelle 3.8: Einstufung des SI und mögliche Analogie zu den Gewässergüteklassen nach ROTT et al. (1997); Kl. = in den Abbildungen verwendete Einteilung der Indexklassen

SI	Saprobienstufe	Verunreinigung	Güteklasse	Kl.
1,0 - 1,34	oligosaprob	keine bis sehr gering	I	1
1,35 - 1,74	oligo- bis β -mesosaprob	gering	I-II	2
1,75 - 2,14	β -mesosaprob	mäßig	II	3
2,15 - 2,54	β - α -mesosaprob	mäßig bis stark	II-III	4
2,55 - 3,04	α -mesosaprob	stark	III	5
3,05 - 3,44	α -meso- bis polysaprob	stark bis sehr stark	III-IV	6
3,45 - 4,0	polysaprob	sehr stark	IV	7

3.2.2.2 Trophie

Die Trophie ist definiert als die Intensität der photoautotrophen Primärproduktion im Gewässer (SCHWOERBEL 1999). Für Fließgewässer existieren verschiedene Indikationssysteme, welche die Belastung mit anorganischen Nährstoffen und das dadurch bedingte verstärkte Pflanzenwachstum (Eutrophierung) zum Ausdruck bringen. Im Rahmen dieser Arbeit wurden drei verschiedene Trophieindizes berechnet, die im Folgenden vorgestellt werden:

Trophieindex nach ROTT et al. (1999) – TI_{DIA}

Dieser Index ermöglicht die Bestimmung der Trophie von ultraoligotrophen, naturnahen bis hin zu stark anthropogen beeinträchtigten (polytrophen) Fließgewässern und basiert auf den Ergebnissen von Diatomeenanalysen österreichischer Fließgewässer. Das Verfahren zur Ermittlung der Trophie wurde ursprünglich auf der Basis der Stickstoff- und Phosphorpräferenzen des gesamten Phytobenthos entwickelt.

Bei der Berechnung des TI_{DIA} wird nur die Kieselalgenflora berücksichtigt. Der TI_{DIA} bezieht sich ausschließlich auf die taxaspezifische Präferenz der Diatomeen für bestimmte Gesamtposphorsituationen. Eine Beschreibung der Stickstoffsituation eines Fließgewässers anhand der Diatomeengesellschaften ist nicht möglich, da sich das Vorkommen der meisten Taxa nicht mit bestimmten Stickstoffkonzentrationen korrelieren läßt. Der TI_{DIA} wird nach der Formel von ZELINKA & MARVAN (1961) berechnet:

$$TI_{DIA} = \frac{\sum_{i=1}^n TW_i \cdot G_i \cdot H_i}{\sum_{i=1}^n G_i \cdot H_i} \quad \text{(Gleichung 3.6)}$$

TI_{DIA} = Trophieindex (nur Kieselalgen)

TW_i = Trophiewert des i -ten Taxons

G_i = Indikationsgewicht des i -ten Taxons

H_i = Abundanz des i -ten Taxons

n = Anzahl der Taxa

Die Einteilung der berechneten Indexwerte des TI_{DIA} in Trophiestufen wird in Tabelle 3.9 wiedergegeben. Da die ultraoligotrophe Stufe im vorliegenden Datensatz nie erreicht wurde, wurde bei der Einteilung in Indexklassen die oligotrophe Stufe als erste Klasse bezeichnet.

Tabelle 3.9: Zusammenhang zwischen TI_{DIA} , Trophiestufen und TP-Konzentrationen nach ROTT et al. (1999); Kl. = in den Abbildungen verwendete Einteilung der Indexklassen, TP = Gesamtphosphor

TI_{DIA}	Kl.	Trophiestufe	TP [$\mu\text{g/l}$]	
			Jahresdurchschnitt	Extremwerte
$\leq 1,0$	-	ultraoligotroph	< 5	< 10
1,1 - 1,3	1	oligotroph	< 10	< 20
1,4 - 1,5	2	oligo - mesotroph	10 - 20	< 50
1,6 - 1,8	3	mesotroph	< 30	< 100
1,9 - 2,2	4	meso - eutroph	30 - 50	< 150
2,3 - 2,6	5	eutroph	50 - 100	< 250
2,7 - 3,1	6	eu - polytroph	> 100	> 250
3,2 - 3,4	7	polytroph	250 - 650	> 650
>3,4	8	poly - hypertroph	> 650	> 650

Trophischer Diatomeenindex nach CORING et al. (1999) – TDI

Der Trophische Diatomeenindex wurde entwickelt, um ein durchgehendes Trophiesystem für die Fließgewässer Deutschlands zu schaffen, das auf der Trophieindikation mit Kieselalgen basiert. Dabei wurde das taxonomische Niveau so einfach wie möglich gehalten und bleibt häufig auf Gattungsebene. Der TDI berechnet sich nach der Formel von ZELINKA & MARVAN (1961):

$$TDI = \frac{\sum_{i=1}^n T_i \cdot G_i \cdot H_i}{\sum_{i=1}^n G_i \cdot H_i} \quad \text{(Gleichung 3.7)}$$

TDI = Trophischer Diatomeenindex

T_i = Trophiewert des i -ten Taxons

G_i = Indikationsgewicht des i -ten Taxons

H_i = Abundanz des i -ten Taxons

n = Anzahl der Taxa

Zur Umsetzung des TDI in Trophieklassen können zwei Klassifikationsschemata herangezogen werden, die sich bezüglich der Klassengrenzen und der zugeordneten Gesamtposphorbereiche unterscheiden (Tabelle 3.10). Im Gegensatz zu den anderen Indizes überlappen sich die Klassengrenzen des TDI. In diesen Grenzbereichen soll die endgültige Zuordnung zu einer der beiden Trophieklassen durch den Bearbeiter erfolgen, der seine Kenntnis der Untersuchungs-gewässer und weiterer trophisch relevanter Kenngrößen berücksichtigen kann.

Werden die Ergebnisse des TDI auf der Ebene von Indexklassen betrachtet, erfolgt in der vorliegenden Studie eine Einteilung sowohl nach dem Klassifikationsschema von BEHRENDT & OPITZ (= TDI-1; 1996, zit. in CORING et al. 1999) als auch nach dem von LAWA-AK „Stehende Gewässer“ (= TDI-2; 1998, zit. in CORING et al. 1999). Der besseren Vergleichbarkeit wegen wird hier jeweils die Mitte des Überlappungsbereichs der Klassengrenzen als Grenze für die Indexklassen verwendet.

Tabelle 3.10: Mögliche Klassifikationsschemata zur Bestimmung der Trophieklasse gemäß dem TDI nach CORING et al. (1999); Kl. = in den Abbildungen verwendete Einteilung der Indexklassen, TP = Gesamtphosphor

1) = Klassifikationsschema nach BEHRENDT & OPITZ (1996)

2) = Klassifikationsschema nach LAWA-AK „Stehende Gewässer“ (1998)

Trophiestufe	Median TP [µg/l] ¹⁾	TDI ¹⁾	Median TP [µg/l] ²⁾	TDI ²⁾	Trophieklasse	Kl.
oligotroph	<15	<1,85	≤15	<1,85	I	1
mesotroph	15 - 30	1,75 - 2,20	>15 - 45	1,75 - 2,40	I-II	2
eutroph	30 - 55	2,10 - 2,50	>45 - 85	2,30 - 2,75	II	3
eu - polytroph	55 - 90	2,40 - 2,80	>85 - 150	2,65 - 3,05	II-III	4
polytroph	90 - 155	2,70 - 3,05	>150 - 230	2,95 - 3,25	III	5
poly - saprotroph	155 - 300	2,95 - 3,40	>230 - 350	3,15 - 3,50	III-IV	6
saprotroph	>300	>3,30	>350	>3,40	IV	7

Trophieindex nach SCHMEDITJE et al. (1998) – TI

Dieser Trophieindex wurde auf der Grundlage der 20-Punkte-Verteilung des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft (SCHMEDITJE et al. 1998) erstellt, welche die trophischen Valenzen benthischer Diatomeen charakterisiert. Dabei erhält jedes Taxon insgesamt 20 Punkte, die entsprechend seines Vorkommens auf die jeweiligen Trophiestufen verteilt werden. Diese können in Trophiewerte umgewandelt und mit einer Gewichtung versehen werden, welche die ökologische Valenz des Taxons widerspiegelt (BUWAL 2002). Der TI lässt sich nach der Formel von ZELINKA & MARVAN (1961) berechnen:

$$TI = \frac{\sum_{i=1}^n T_i \cdot G_i \cdot H_i}{\sum_{i=1}^n G_i \cdot H_i} \quad \text{(Gleichung 3.8)}$$

TI = Trophieindex

T_i = Trophiewert des i -ten Taxons

G_i = Indikationsgewicht des i -ten Taxons

H_i = Abundanz des i -ten Taxons

n = Anzahl der Taxa

Aus den berechneten Indexwerten kann der trophische Zustand wie folgt (Tabelle 3.11) abgeleitet werden:

Tabelle 3.11: Zusammenhang zwischen TI und Trophiestufe (BUWAL 2002)

Kl. = in den Abbildungen verwendete Einteilung der Indexklassen

TI	Trophiestufe	Belastung	Trophieklasse	Kl.
1,0 - 1,24	oligotroph	gering	I	1
1,25 - 1,74	mesotroph	mäßig	I-II	2
1,75 - 2,24	eutroph	erheblich	II	3
2,25 - 2,74	eu - polytroph	kritisch	II-III	4
2,75 - 3,24	polytroph	stark	III	5
3,25 - 3,74	poly - hypertroph	sehr stark	III-IV	6
3,75 - 4,0	hypertroph	übermäßig	IV	7

3.2.2.3 Gesamtbewertung

Ein neuer Bewertungsansatz aus der Schweiz (BUWAL 2002) verfolgt eine biologische Beurteilung der Wasserqualität unter Einbeziehung der chemischen Bedingungen an der Probestelle. Als Eichgröße dient nicht mehr ausschließlich der Gesamtphosphorgehalt. Bei diesem Verfahren gehen zusätzlich physikalische und chemische Daten mit ein, die von einer Probestelle vorliegen. Dadurch sollen verschiedene Belastungsmuster, die sich aus organischen und anorganischen Belastungen unterschiedlichen Ausmaßes zusammensetzen, differenzierter erfasst werden können.

Kieselalgenindex Schweiz nach BUWAL (2002) – DI-CH

Der als Bestandteil des Modul-Stufen-Konzepts in der Schweiz entwickelte Kieselalgenindex soll eine biologische Charakterisierung der Wasserqualität eines Fließgewässers mit Bezug zu chemischen Parametern ermöglichen. Der DI-CH basiert auf der artspezifischen ökologischen Einstufung von Kieselalgentaxa bezüglich sechs verschiedener Parameter, die anthropogen bedingte Stoffbelastungen anzeigen. Zu diesen gehören Ammonium, Nitrit, Summe des anorganischen Stickstoffs ($[\text{NH}_4\text{-N}] + [\text{NO}_2\text{-N}] + [\text{NO}_3\text{-N}]$), Gesamtphosphor, Chlorid und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC). Zusätzlich zur Einstufung anhand der Kieselalgenflora werden die Probestellen auch nach den chemischen Parametern beurteilt. Die Gesamtbewertung einer Probestelle erfolgt durch eine Kombination aus der Bewertung aufgrund von chemischen Parametern mit der Bewertung anhand des Diatomeenindexwerts.

Ziel dieses Verfahren ist es, anthropogen unbelastete bis schwach belastete Fließgewässer von solchen zu differenzieren, bei denen aufgrund des schlechten ökologischen Zustands (mehr als schwach belastet) Handlungsbedarf gegeben ist (BUWAL 2002).

Tabelle 3.12: Kriterien zur Bewertung der Probestelle aufgrund chemischer Parameter (BUWAL 2002); NH₄-N = Ammoniumstickstoff, NO₂-N = Nitritstickstoff, anorg. N = Summe des anorganischen Stickstoffs, TP = Gesamtphosphor, Cl⁻ = Chlorid, DOC = gelöster organischer Kohlenstoff

Klasse	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	anorg. N [mg/l]	TP [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	DOC [mg/l]
1	<0,02	<0,003	<1,0	<0,015	<3	<1
2	≥0,02; <0,03	≥0,003; <0,006	≥1,0; <1,5	≥0,015; <0,025	≥3; < 5	≥1; <1,5
3	≥0,03; <0,04	≥0,006; <0,01	≥1,5; <2,0	≥0,025; <0,04	≥5; <10	≥1,5; <2
4	≥0,04; <0,10	≥0,01; <0,03	≥2,0; <3,5	≥0,04; <0,08	≥10; <18	≥2; <3
5	≥0,1; <0,2	≥0,03; <0,05	≥3,5; <6	≥0,08; <0,12	≥18; <26	≥3; <4
6	≥0,2; <0,5	≥0,05; <0,1	≥6; <9	≥0,12; <0,25	≥26; <38	≥4; <6
7	≥0,5; <1,5	≥0,1; <0,2	≥9; <12	≥0,25; <0,5	≥38; <50	≥6; <8
8	≥ 1,5	≥0,2	≥12	≥0,5	≥50	≥8

Zur Bewertung nach den chemischen Parametern wird wie folgt vorgegangen:

- (1) Berechnung des Medians der Stichprobe (Mindestumfang drei) für jeden der sechs (mindestens vier) Parameter
- (2) Zuordnung des Medians in eine der acht Klassen (Tabelle 3.12, für jeden Parameter eine Teilbewertung)
- (3) Berechnung des Mittelwertes der vorhandenen Teilbewertungen (= Chemiebewertung)

Für die meisten der untersuchten Stellen konnte eine Bewertung des chemischen Zustands nach den vier Parametern Ammoniumstickstoff, anorganischer Stickstoff (näherungsweise [NH₄-N] + [NO₃-N]), Gesamtphosphor und Chlorid erfolgen. Der DI-CH wird nach der Formel von ZELINKA & MARVAN (1961) berechnet:

$$DI - CH = \frac{\sum_{i=1}^n D_i \cdot G_i \cdot H_i}{\sum_{i=1}^n G_i \cdot H_i} \quad \text{(Gleichung 3.9)}$$

DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz

D_i = Einteilung des i -ten Taxons bezüglich seiner autökologischen Präferenz (Indikationswert D)

G_i = Indikationsgewicht des i -ten Taxons

H_i = Abundanz des i -ten Taxons

n = Anzahl der Taxa

Nach dem Modul-Stufen-Konzept werden vier Zustandsklassen unterschieden (Tabelle 3.13). Die Klasseneinteilung von eins bis acht gilt dabei sowohl für die Bewertung des chemischen Zustands als auch für den Kieselalgenindex. Für eine Probestelle kann also die Zustandsklasse nach zwei Verfahren bestimmt werden: anhand der Kieselalgen-Gesellschaft über den DI-CH und/oder anhand der chemischen Wasserqualität über die chemische Bewertung.

Tabelle 3.13: Kriterien für die Zusammenfassung der chemischen Bewertung und des DI-CH in vier Zustandsklassen (BUWAL 2002)

Klasse Chemiebewertung Kieselalgenindex	DI-CH Klassengrenzen	Zustandsklassen gemäß Modul-Stufen-Konzept
1	1,0 - 1,49	unbelastet bis gering belastet
2	1,5 - 2,49	unbelastet bis gering belastet
3	2,5 - 3,49	unbelastet bis gering belastet
4	3,5 - 4,49	schwach belastet
5	4,5 - 5,49	deutlich belastet
6	5,5 - 6,49	stark bis sehr stark belastet
7	6,5 - 7,49	stark bis sehr stark belastet
8	7,5 - 8,0	stark bis sehr stark belastet

3.2.3 Univariate Statistik

3.2.3.1 Statistische Tests

Statistische Tests werden verwendet, um Hypothesen über die Verteilung der Variablen zu überprüfen. Als Nullhypothese wird dabei die Annahme bezeichnet, dass kein Unterschied zwischen den zu testenden Untergruppen der Variablen besteht, also alle erhobenen Daten aus der gleichen Grundgesamtheit stammen. Diese Nullhypothese kann nicht bewiesen, sondern nur widerlegt werden. In diesem Fall gilt die Alternativhypothese, dass ein signifikanter Unterschied zwischen den Untergruppen besteht.

Test auf Normalverteilung

Die Anwendung bestimmter statistischer Methoden setzt eine Normalverteilung der Daten voraus. Nach SACHS (1999) gilt eine Verteilung als annähernd normalverteilt, wenn die folgende Beziehung erfüllt ist:

$$0,9 < \frac{M}{\bar{x}} < 1,2 \quad \text{und} \quad 3 * s < \bar{x} \quad (\text{Gleichung 3.10})$$

M = Median

\bar{x} = Mittelwert

s = Standardabweichung

Der erste Ausdruck überprüft die Symmetrie der Verteilung. Symmetrische Verteilungen sind in ihrem mittleren Bereich normalverteilt (SACHS 1999). Das zweite Kriterium fordert, dass das Dreifache der Standardabweichung kleiner als das arithmetische Mittel ist. Dies bedeutet eine Begrenzung der Variation der Variablen. Der Wertebereich der Variablen muss dabei im Positiven liegen.

Der Test auf Normalverteilung wurde für die physikalischen und chemischen Messdaten durchgeführt. Da die Normalverteilung der Grundgesamtheit nicht für alle untersuchten Variablen statistisch gesichert werden konnte, wurden verteilungsunabhängige, **nicht-parametrische Tests** angewendet. Dadurch wird eine Vergrößerung des Fehlers II. Art, d. h. der Verlust an Macht (power) in Kauf genommen. Bei fälschlicher Anwendung parametrischer Tests besteht dagegen die Gefahr, dass der Fehler I. Art unkontrollierbar groß wird, d. h. dass eine gültige Nullhypothese irrtümlich verworfen wird (BÄRLOCHER 1999).

Friedman-Test und Wilcoxon-Test

Um Unterschiede zwischen **mehreren verbundenen Stichproben** aufzudecken, wurde der **Friedman-Test** verwendet. Der Test überprüft die Nullhypothese, wonach eine bestimmte Anzahl (k) von verbundenen Variablen aus der gleichen Grundgesamtheit stammen. Für jeden Fall werden den (k) Variablen Rangzahlen von 1 bis k zugewiesen. Die Teststatistik wird auf Grundlage dieser Ränge durchgeführt.

Wenn der Friedman-Test einen globalen Unterschied zwischen den Gruppen signifikant nachweisen konnte, wurden paarweise alle Gruppen mittels des **Wilcoxon-Tests** verglichen. Der Wilcoxon-Test ist ein Verfahren für **zwei verbundene Stichproben**, das sowohl Informationen über die Vorzeichen der Differenzen als auch der Größe der Differenzen zwischen den Paaren berücksichtigt. Die Statistik beruht auf der Rangordnung der Absolutwerte der Differenzen zwischen den beiden Variablen.

Anhand des Wilcoxon-Tests wurde überprüft, ob sich das untersuchte Substrat, der Vorgang des Herbarisierens sowie der Alterungsversuch auf die Struktur der Diatomeengesellschaften und die berechneten Indexwerte auswirken.

Das Problem des multiplen Testens wurde durch den sequentiellen **Bonferroni-Test** berücksichtigt (HOLM 1979, zit. in BÄRLOCHER 1999), der das Signifikanzniveau des p-Werts an die Anzahl der Vergleiche anpasst.

Kruskal-Wallis-Test und Mann-Whitney-U-Test

Der **Kruskal-Wallis-Test** diente zum Nachweis von Unterschieden zwischen **mehreren unverbundenen Stichproben**. Er überprüft die Nullhypothese, dass die erhobenen Daten der gleichen Grundgesamtheit entstammen, also keine Unterschiede auftreten.

Wenn mit dem Kruskal-Wallis-Test ein globaler Unterschied zwischen den Gruppen signifikant nachgewiesen werden konnte, wurden anhand des **Mann-Whitney-U-Tests paarweise Vergleiche** zwischen allen Gruppen durchgeführt.

Der Mann-Whitney-U-Test wurde herangezogen, um historische und rezente Epiphytongesellschaften bezüglich ihres Anteils an Rote-Liste-Taxa zu vergleichen und um die SIMI-Werte historischer und rezenter „Parallelproben“ (vgl. Abschnitt 3.1.1.3) einander gegenüberzustellen. Bei der TWINSPAN-Analyse (vgl. Abschnitt 3.2.4.2) wurde mit diesem Test auf signifikante

Unterschiede zwischen den TWINSPAN-Gruppen bezüglich der physikalisch-chemischen Messwerte, der floristischen Parameter sowie der berechneten Indexwerte geprüft.

Um das Problem des multiplen Testens zu umgehen, wurde der p-Wert mit der **Bonferroni-Anpassung** nach HOLM (1979, zit. in BÄRLOCHER 1999) korrigiert.

3.2.3.2 Korrelationen

Korrelationen geben Auskunft darüber, in welchem Maße Änderungen zweier Variablen miteinander verknüpft sind (BÄRLOCHER 1999). Der Korrelationskoeffizient r drückt die Stärke und die Richtung des Zusammenhangs aus. Er nimmt Werte zwischen -1 und 1 an, wobei ein positives Vorzeichen einen gleichgerichteten Zusammenhang beschreibt. Der absolute Wert gibt die Stärke der Korrelation an. Um die Signifikanz einer Korrelation zu testen, kann der Wahrscheinlichkeitswert p berechnet werden. Er gibt unter der Nullhypothese „es besteht keine Korrelation“ die Wahrscheinlichkeit an, mit der ein zufällig gewähltes Wertepaar einen Korrelationskoeffizienten aufweist, der gleich oder größer als der beobachtete Korrelationskoeffizient ist. Liegt der p -Wert unter dem Signifikanzniveau α , besteht ein signifikanter ($\alpha=0,05$) bzw. hochsignifikanter ($\alpha=0,01$) Zusammenhang. Eine signifikante Korrelation impliziert nicht notwendigerweise einen kausalen Zusammenhang der Variablen (MOTULSKY 1995). So können z. B. zwei Variablen korrelieren, weil sie beide von der gleichen dritten Variablen beeinflusst werden.

Parametrische Korrelation nach PEARSON

Der Korrelationskoeffizient nach PEARSON r_p setzt normal verteilte Variablen voraus und vermutet einen linearen Zusammenhang (BÄRLOCHER 1999). Er wurde verwendet, um die Korrelationen zwischen den Umweltvariablen und den Koordinaten der CCA-Achsen (vgl. Abschnitt 3.2.4.3) zu berechnen.

Nichtparametrische Korrelation nach SPEARMAN

Für ordinal skalierte bzw. nicht normal verteilte Intervalldaten ist der robustere Korrelationskoeffizient nach SPEARMAN r_s geeignet. Statt der Werte werden die Ränge der Werte berücksichtigt, wobei ein monotoner Zusammenhang zwischen den beiden Variablen bestehen muss (BÄRLOCHER 1999). Rangkorrelationen wurden herangezogen, um den Zusammenhang zwischen Indexwerten verschiedener Substrate derselben Probestelle zu analysieren. Darüber hinaus wurden Rangkorrelationen für die berechneten Indexwerte untereinander sowie für die Indexwerte der rezenten Proben mit den chemischen Messwerten durchgeführt.

3.2.3.3 Boxplots

Zur Darstellung der Ergebnisse wurden u. a. Boxplots (Box-and-Whiskers Plots) verwendet. Sie stellen den Median sowie die Quartilsgrenzen der Verteilung einer Variablen dar und fassen damit die wichtigsten Maßzahlen einer Stichprobe graphisch zusammen (BÄRLOCHER 1999). Ausreißer

sind 1,5 bis 3 Boxlängen, Extremwerte mehr als 3 Boxlängen vom Ende der Box entfernt und werden im Diagramm als Kreise bzw. Sterne eingezeichnet. Die zu Grunde liegende Fallzahl ist im Diagramm angegeben.

3.2.4 Multivariate Statistik

Multivariate Methoden dienen dazu, die komplexe Struktur eines Datensatzes mit vielen Variablen zu erfassen. Dabei wird die Varianz der Daten benutzt, um ökologisch aussagekräftige Informationen zu erhalten.

3.2.4.1 Transformation

Die verwendeten multivariaten Methoden setzen annähernd normal verteilte Daten voraus (JONGMAN et al. 1995). Durch Transformationsfunktionen wie Wurzel- oder Logarithmustransformation kann eine Normalverteilung approximiert werden. Dabei wird nur die Varianz der Daten verändert, die Transformation ist also umkehrbar.

Die gemessenen Umweltparameter wurde nach dem Test von SACHS (1999; vgl. Abschnitt 3.2.3.1) auf Normalverteilung überprüft. Solche Variablen, die nicht normalverteilt waren, wurden einer **Logarithmustransformation** unterzogen. Dies war bei den chemischen Messdaten der Fall, die für die Hauptkomponentenanalyse und für die Kanonische Korrespondenzanalyse transformiert wurden.

Auch die Abundanzen der Diatomeentaxa wurden logarithmiert, weil durch diese Transformation hohe Abundanzwerte niedriger gewichtet werden und dadurch der Einfluss dominanter Taxa auf die Analyse gemildert wird. Da der Logarithmus von Null nicht definiert ist, musste vor der Transformation zu allen Abundanzwerten eine Konstante (hier 1) addiert werden.

Wenn den Variablen unterschiedliche Mess- bzw. Skalenniveaus zu Grunde liegen, ist zusätzlich eine **Standardisierung** der Daten nötig, um sie untereinander vergleichbar zu machen. Diese Art der Transformation ist nicht reversibel, da in die Berechnung Eigenschaften der Variablen wie Mittelwert und Standardabweichung eingehen. Sie wurde für die Umweltdaten durchgeführt, bevor diese einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen werden konnten.

3.2.4.2 Klassifikation mittels TWINSPAN

Das Programm TWINSPAN (HILL 1979; **Two-Way-Indicator-Species-Analysis**) zählt zu den **hierarchisch divisiven Klassifikationsverfahren** (JONGMAN et al. 1995) und wurde verwendet, um Proben mit ähnlichen Diatomeengesellschaften zu Gruppen zusammenzufassen. Die TWINSPAN-Klassifikation wurde für den Gesamtdatensatz mit allen rezenten und historischen Proben durchgeführt. Dabei gingen die Abundanzen aller Taxa untransformiert in die Analyse ein.

Ausgehend vom Gesamtdatensatz wird aufgrund mehrerer Unterscheidungskriterien wiederholt eine Dichotomie erzeugt, wobei jede der beiden gebildeten Gruppen durch das Vorkommen

bestimmter **Differentialarten** charakterisiert wird. Die Gruppen werden nach abnehmender Ähnlichkeit hierarchisch gegliedert. Das Ergebnis dieser Klassifikation kann graphisch als Dendrogramm dargestellt werden.

Für jeden Datensatz führt TWINSPAN zwei getrennte Klassifikationen durch. Zuerst werden die Proben bzw. Aufnahmen basierend auf ihrer floristischen Ähnlichkeit gruppiert. In einer zweiten Analyse werden die Taxa, die in Proben bzw. Aufnahmen gemeinsam vorkommen, zu Taxa-Gruppen zusammengefasst. Die erste Klassifikation wird interpretiert, wenn wie in dieser Studie die Ursachen für Unterschiede in der Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften abgeleitet werden sollen. Da im Vordergrund der Analyse die dichotome Gruppenbildung und nicht die Auswahl von Indikatorarten steht, wäre nach HILL (1979) die Bezeichnung „dichotome Ordinationsanalyse“ passender.

Der Algorithmus der TWINSPAN-Analyse setzt sich vereinfacht aus vier Schritten zusammen (JONGMAN et al. 1995):

(1) Die Abundanzen der Taxa gehen in die Analyse in Form von so genannten „Pseudo-Arten“ ein. Dazu werden Abundanzklassen definiert (Tabelle 3.14). Eine Pseudo-Art setzt sich zusammen aus dem Namen des Taxons und der Ziffer der entsprechenden Abundanzklasse. Ein Taxon wird in seine Pseudo-Arten umgewandelt, indem es nach seiner Abundanz der entsprechenden Abundanzklasse zugeordnet wird. Die Pseudo-Arten setzen sich dann aus der ermittelten Abundanzklasse sowie allen darunter liegenden Abundanzklassen zusammen. Je abundanter also ein Taxon ist, desto mehr Pseudo-Arten werden ihm zugeordnet. So würde z. B. das Taxon *Achnanthes minutissima* mit einer Abundanz von 15 % in die Pseudo-Arten *Achnanthes minutissima* 1, *A. minutissima* 2, *A. minutissima* 3 und *A. minutissima* 4 umgewandelt.

Tabelle 3.14: Einteilung der Abundanzen in Abundanzklassen

Abundanzklasse	Abundanz
1	0 - 2 %
2	2 - 5 %
3	5 - 10 %
4	10 - 20 %
5	> 20 %

(2) Die Berechnung der Ordination der Aufnahmen beruht auf wiederholter Mittelwertbildung (reciprocal averaging), einer Methode, die auch der Korrespondenzanalyse zu Grunde liegt (vgl. Abschnitt 3.2.4.3). Die erste Ordinationsachse wird in zwei Teile geteilt, so dass zwei Aufnahmegruppen mit jeweils ähnlicher floristischer Zusammensetzung entstehen.

(3) Aus den Pseudo-Arten werden die Differentialarten ermittelt, die jeweils eine der beiden Aufnahmegruppen am besten charakterisieren.

(4) Durch die Berechnung weiterer Ordinationen wird die Reihenfolge der Aufnahmen in den Gruppen festgelegt.

Nach der Zweiteilung des Datensatzes werden diese Schritte für beide Gruppen unabhängig voneinander insgesamt fünfmal wiederholt. Eine ausführliche Darstellung des TWINSPAN-Algorithmus findet sich in HILL (1979), JONGMAN et al. (1995) und OKSANEN & MINCHIN (1997).

3.2.4.3 Ordination

Ordinationsverfahren bilden eine viel dimensionale Ähnlichkeitsstruktur in möglichst wenigen Dimensionen ab. Das Ergebnis ist eine graphische Darstellung der räumlichen Verteilung der Merkmalsträger im viel dimensional Raum reduziert auf zwei bis drei Dimensionen (WILDI 1986). Dabei wird die Variabilität innerhalb eines Datensatzes als Kontinuum entlang eines Gradienten dargestellt, und es werden die dafür verantwortlichen Faktoren aufgezeigt.

Die **indirekte Gradientenanalyse** (z. B. Hauptkomponentenanalyse, Korrespondenzanalyse) hat zum Ziel, das der Gesellschaftszusammensetzung zu Grunde liegende Hauptmuster der Variabilität zu erkennen. Die Umweltparameter bleiben dabei zunächst unberücksichtigt. Dies hat den Vorteil, dass vorab keine Annahmen über die Relevanz bestimmter Umweltvariablen gemacht werden müssen oder auf deren Messung ganz verzichtet werden kann.

Sind dagegen Daten über die relevanten Umweltvariablen vorhanden, ist die **direkte Gradientenanalyse** in der Regel effektiver (TER BRAAK & PRENTICE 1988). In der direkten Gradientenanalyse (z. B. Kanonische Korrespondenzanalyse) wird ermittelt, welcher Anteil der Variabilität innerhalb des Datensatzes durch einen bestimmten Satz von Umweltvariablen erklärt werden kann.

Nach TER BRAAK & PRENTICE (1988) lassen sich die verschiedenen Typen der Gradientenanalyse auch nach dem zu Grunde liegenden Antwortmodell unterscheiden. Das Antwortmodell beschreibt, wie die abhängige Variable (Taxon) auf den Gradienten der erklärenden Variable (Umwelt) reagiert. Ein **unimodaler** Zusammenhang liegt vor, wenn die abhängige Variable eine glockenförmige Verteilung entlang des Gradienten zeigt, also die Reaktion des Organismus auf die Variation des Umweltgradienten einer Optimumkurve folgt (z. B. Korrespondenzanalyse, Kanonische Korrespondenzanalyse). Wird nur ein Ausschnitt des Umweltgradienten betrachtet, besteht ein näherungsweise **linearer** Zusammenhang zwischen abhängiger Variable und Umweltgradient (z. B. Hauptkomponentenanalyse).

Hauptkomponentenanalyse (PCA)

Die **Hauptkomponentenanalyse (principal components analysis, PCA)** wurde angewendet, um die Ähnlichkeitsstruktur der aktuellen Probestellen bezüglich der Umweltparameter darzustellen. Diese wurden vor der Analyse logarithmisch transformiert (chemische Parameter) und

standardisiert. Ziel der PCA war es, Probestellen mit ähnlichen Umweltbedingungen zu identifizieren. Solche Probestellen sind im Streudiagramm nahe beieinander angeordnet.

Geometrisch läßt sich die PCA so veranschaulichen, dass Achsen durch eine viel dimensionale Punktwolke gelegt werden (ÜBERLA 1977). Von den theoretisch möglichen, unendlich vielen Koordinatensystemen wird das Koordinatensystem der so genannten Hauptachsen ausgewählt. Die erste Hauptachse wird dabei entlang der maximalen Varianz in der Punktwolke ausgerichtet, die zweite Hauptachse steht auf der ersten senkrecht und geht durch den Schwerpunkt des Systems.

Die PCA berechnet also neue Hauptachsen, auf denen die Varianz maximiert ist (WILDI 1986, JONGMAN et al. 1995). Der Algorithmus beruht auf einer multiplen Regression und konstruiert einen theoretischen, linearen Gradienten, der entlang der ersten Hauptachse verläuft. Da die meiste Information über die Struktur des Datensatzes in den ersten Dimensionen enthalten ist, sind im Streudiagramm meist nur die ersten beiden Achsen dargestellt. Zur Interpretation der Ordination können externe Daten (z. B. über Taxa oder Probestellen) herangezogen werden.

Korrespondenzanalysen (CA, CCA)

Das Verfahren der **Korrespondenzanalyse (correspondence analysis, CA)** konstruiert einen theoretischen, unimodalen Gradienten, indem wiederholt gewichtete Mittelwerte gebildet werden (reciprocal averaging; JONGMAN et al. 1995). Ziel der CA ist es, eine Darstellung des Aufnahme-raumes zu finden, der die Dispersion der Taxa am besten sichtbar macht. Die **Kanonische Korrespondenzanalyse (canonical correspondence analysis, CCA)** zeichnet sich dadurch aus, den Anteil der Variation in den Artdaten zu erkennen, der durch den vorhandenen Satz an Umweltvariablen am besten erklärt wird (JONGMAN et al. 1995).

Die CCA führt gleichzeitig eine Ordination der Taxa und der Aufnahmen bzw. Probestellen durch und setzt diese in Beziehung zu den gemessenen Umweltparametern. Da die Umweltdaten bekannt sind, kann nach der Methode des gewichteten Mittels für jedes Taxon ein Indikatorwert bezüglich der gemessenen Umweltvariablen bestimmt werden. Dieser Indikatorwert entspricht dem Optimum der glockenförmigen Antwortkurve des Taxons auf den Umweltgradienten und wird auch als Artrangwert (species score) bezeichnet. Eine ökologische Charakterisierung der Aufnahmen wird möglich, indem für jede Aufnahme der gewichtete Mittelwert der Artrangwerte, der so genannte Aufnahmerangwert (site score) gebildet wird (HILL 1973, zit. in JONGMAN et al. 1995). Dabei gilt die Einschränkung, dass die Aufnahmerangwerte eine Linearkombination der gemessenen Umweltvariablen sein müssen. Die erste CCA-Achse entspricht dann der Linearkombination der Umweltvariablen, welche die Dispersion der Artrangwerte maximiert (TER BRAAK 1987). Auch die weiteren Achsen stellen Linearkombinationen der Umweltvariablen dar, für die die Dispersion der Artrangwerte maximal ist, mit der Einschränkung, dass sie zu den vorherigen Achsen unkorreliert sind (JONGMAN et al. 1995).

Das Programm CANOCO 4.0 berechnet bivariate Korrelationen zwischen den in der Analyse ermittelten Koordinaten der abhängigen Variablen (Abundanzen der Diatomeentaxa) und den

unabhängigen Variablen (Umweltvariablen). Da von CANOCO keine Signifikanzniveaus angegeben werden, wurde die **Signifikanz der Korrelationen** überprüft, indem der kritische Korrelationskoeffizient r für das 5 %-Niveau nach der Näherungsformel von SACHS (1999) berechnet wurde:

$$r_{5\%} = \frac{2}{\sqrt{v-2}} \quad \text{mit} \quad v = FG = n - 2 \quad \text{(Gleichung 3.11)}$$

$r_{5\%}$ = kritischer Korrelationskoeffizient

$v = FG$ = Freiheitsgrad

n = Stichprobenumfang

CCAs wurden mit den rezenten Epiphytonproben aus den Flüssen Amper und Maisach durchgeführt, um den Zusammenhang zwischen den Diatomeengesellschaften und den gemessenen Umweltvariablen zu analysieren.

Die historischen Proben wurden als **passive Aufnahmen** in die Analyse der Teildatensätze aufgenommen. Passive Aufnahmen beeinflussen die Definition der Ordinationsachsen nicht, sondern werden einer bereits bestehenden Ordination durch Projektion zugeordnet (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998). Aus ihrer Position im Streudiagramm läßt sich ableiten, in welcher Beziehung sie zu den anderen Aufnahmen und zu den Taxa stehen. Dadurch konnten die historischen Proben, für die keine Umweltdaten vorliegen, anhand ihrer Taxazusammensetzung so mit den rezenten Proben gruppiert werden, dass eine Ableitung der Umweltvariablen aus der bestehenden Ordination möglich wird.

Monte Carlo Permutationstest

Um die statistische Signifikanz der CCA-Ordinationen zu überprüfen, wurden Monte Carlo Permutationstests durchgeführt. Die Nullhypothese des Tests geht davon aus, dass die Abundanzen der Taxa unabhängig von den Umweltdaten sind, also jeder Artdatensatz zufällig mit einem Umweltdatensatz verknüpft ist. Beim Permutationstest wird wiederholt der gesamte Umweltdatensatz, der die physikalisch-chemischen Parameter enthält, zufällig mit dem Artdatensatz, der die Abundanzen der Taxa enthält, verknüpft. Dies geschieht durch das zufällige Vertauschen der Reihenfolge der Aufnahmenummern im Umweltdatensatz. Dabei werden die folgenden beiden Kennwerte der Ordination getestet: der Eigenwert der ersten Achse und die Summe aller Eigenwerte. Sind die Eigenwerte bei zufälliger Zuordnung höher, als die bei der richtigen Zuordnung berechneten, dann wird die Struktur der Umweltdaten besser durch Zufallszahlen erklärt als durch die Artdaten.

Werden 999 Permutationen durchgeführt und eine Irrtumswahrscheinlichkeit von fünf Prozent ($\alpha=0,05$) angenommen, darf das beobachtete Signifikanzniveau den Wert 0,001 nicht überschreiten (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998).

Definition wichtiger Kennwerte der Ordination

Eigenwerte der Achsen: Die Eigenwerte λ sind ein Maß dafür, welche Bedeutung der jeweiligen Achse für die Ordination zukommt. Je größer λ , desto wichtiger ist die Achse. Die Eigenwerte nehmen von der ersten zur letzten Achse stetig ab. Bei unimodalen Methoden (CA, CCA) beschreiben die Eigenwerte die Trennung der Arten entlang der jeweiligen Achsen. Sie sind bei der CCA i. d. R. etwas niedriger als bei der CA, weil die Aufnahmerangwerte durch die erklärenden Variablen eingeschränkt sind (JONGMAN et al. 1995). Bei linearen Methoden (PCA) entsprechen die Eigenwerte der Varianz der Achse.

Summe aller (uneingeschränkten) Eigenwerte: Sie ist ein Maß für die Gesamtvarianz des Datensatzes. Bei linearen Methoden (PCA) beträgt die Summe aller Eigenwerte eins.

Summe aller kanonischen (eingeschränkten) Eigenwerte: Sie gibt an, welcher Anteil der Gesamtvarianz in einer CCA durch den verwendeten Satz an Umweltvariablen erklärt wird.

Kumulative erklärte Varianz der abhängigen Variablen: Das ist der Anteil der Varianz der abhängigen Variablen, also der Taxa, der aus den nicht durch die Umweltvariablen eingeschränkten Eigenwerten abgeleitet wurde.

Kumulative erklärte Varianz der Beziehung zwischen abhängigen und unabhängigen Variablen: Sie gibt die Varianz an, die aus den durch die Umweltvariablen eingeschränkten, kanonischen Eigenwerten ermittelt wurde und drückt damit die Stärke des Zusammenhangs zwischen Taxa und Umwelt aus.

Interpretation der Ordinationsdiagramme

Biplot: Das Ergebnis einer PCA wird als Streudiagramm aufgetragen, das beide Variablen (Taxa und Aufnahmen bzw. Umwelt und Aufnahmen) gleichzeitig abbildet. Die Aufnahmen werden als Punkte dargestellt, wobei sich ähnliche Aufnahmen in räumlicher Nähe zueinander befinden. Die Abundanzen der Taxa bzw. die Umweltvariablen sind als Pfeile eingezeichnet, die vom Ursprung ausgehen. Die Richtung des Pfeils gibt dabei die Richtung der stärksten Änderung der Variablen an. Seine Länge nimmt mit der Änderungsrate zu und zeigt dadurch an, wie gut die Variable mit den Ordinationsachsen korreliert ist (TER BRAAK 1987). Je kleiner der Winkel zwischen zwei Pfeilen oder zwischen den Pfeilen und einer der Achsen, desto stärker ist ihre Korrelation. Zeigen die Pfeile in die gleiche Richtung, sind sie positiv korreliert. Sind sie entgegengesetzt gerichtet, liegt eine negative Korrelation vor. Bei einem Winkel von 90 Grad besteht kein Zusammenhang.

Indem das Lot von einem Aufnahmepunkt auf einen der Pfeile gefällt wird, lässt sich aus dem Schnittpunkt die Position der Aufnahme auf dem Gradienten näherungsweise bestimmen. Der Schnittpunkt des Pfeils mit dem Ursprung symbolisiert den Mittelwert, ein Lot auf den Pfeil entspricht Werten größer als der Mittelwert und ein Lot auf die gedachte rückwärtige Verlängerung des Pfeils bedeutet, dass der Wert in der Aufnahme niedriger ist als der Mittelwert (JONGMAN et al. 1995).

Jointplot: Bei CA und CCA werden Taxa und Aufnahmen gleichzeitig als Punkte in einem Jointplot dargestellt. In diesem Streudiagramm liegen die Aufnahmepunkte im Zentrum der Punkte der Arten, die in den jeweiligen Aufnahmen mit hoher Abundanz vorkommen (JONGMAN et al. 1995). Im Falle der CCA werden zusätzlich die Umweltvariablen als Pfeile darüber gelegt. Die Interpretation erfolgt wie oben beschrieben.

3.2.5 Hassediagrammtechnik (HDT)

Die Hassediagrammtechnik (HDT) ist ein Verfahren aus der Diskreten Mathematik, genauer der Ordnungstheorie, das die **partielle Ordnung** von Objekten vergleichend in einem so genannten Hassediagramm (HD) darstellt (BRÜGGEMANN & HALFON 2000, BRÜGGEMANN & STEINBERG 2000). Dabei werden Objekte anhand von verschiedenen Kriterien bewertet und soweit möglich in einer Reihe (= **Kette**) angeordnet. Komplexe Bewertungskriterien müssen zuvor in mehrere Kriterien zerlegt werden, so dass jedes Kriterium einem Attribut, also einer charakteristischen, messbaren Eigenschaft des Objekts, entspricht.

Hier wurde die HDT dazu eingesetzt, historische Probestellen (= **Objekte**) anhand der Werte der angewendeten Diatomeenindizes (= **Attribute**) nach ihrer Wasserqualität vergleichend zu ordnen (vgl. Abschnitt 3.2.5.1). Darüber hinaus konnten mit einer Sensitivitätsanalyse (vgl. Abschnitt 3.2.5.2) Gemeinsamkeiten und Unterschiede, die die einzelnen Indizes in der Bewertung zeigen, ermittelt und daraus Aussagen über die Bedeutung der Indizes abgeleitet werden. Durch das Verfahren der linearen Extensionen (vgl. Abschnitt 3.2.5.3) konnte die partielle Ordnung der Hassediagramme in eine totale Ordnung überführt werden.

3.2.5.1 Grundlagen der HDT

In der HDT stellt die Menge der Attribute die so genannte **Informationsbasis der Bewertung** dar (BRÜGGEMANN & HALFON 2000). Die Einordnung der Objekte erfolgt nach ansteigenden Werten der Attribute, was definitionsgemäß eine Reihung von „gut“ nach „schlecht“ bzw. von „unbelastet“ nach „belastet“ bedeutet. Diese Reihung berücksichtigt alle Kriterien und bestimmt die Struktur des HD. Solche Objekte, die für alle Attribute der „größer-gleich-Relation“ gehorchen, sind vergleichbar und können in einer Kette sortiert werden. Objekte, für die die „größer-gleich-Relation“ nicht gilt, sind unvergleichbar und bilden eine Antikette. Wenn Objekte in allen betrachteten Attributen übereinstimmen, werden sie als äquivalente Objekte bezeichnet und im HD in einer Äquivalenzklasse zusammengefasst (Abbildung 3.4).

Als Basis für den Vergleich der Objekte untereinander wird ausschließlich die Datenmatrix aus den Objekten und den sie beschreibenden Attributen verwendet, ohne dass Berechnungen angestellt werden müssen, in die subjektive Präferenzen eingehen (BRÜGGEMANN & STEINBERG 2000). Die HDT hängt nicht von der Art der Objekte bzw. Attribute ab und ermöglicht somit eine vergleichende Bewertung anhand von unterschiedlich skalierten und auf verschiedene Weise erhobenen Parametern. Auch die auf verschiedenen Eichdatensätzen basierenden Diatomeenin-

dikationsverfahren können in der HDT gleichzeitig in die Bewertung eingehen. Die HDT reagiert sehr sensitiv auf nicht-diskrete Werte, d. h. der Unterschied, nicht aber die Größe des Unterschieds ist entscheidend für die Rangbildung. Daher ist oft eine vorherige Transformation der Daten oder eine Klassenbildung sinnvoll, um Anordnungen im HD aufgrund irrelevanter Zahlenunterschiede zu vermeiden (HALFON & BRÜGGEMANN 1998). Deshalb wurde die HDT sowohl auf die Indexwerte als auch auf die daraus abgeleiteten Indexklassen angewendet.

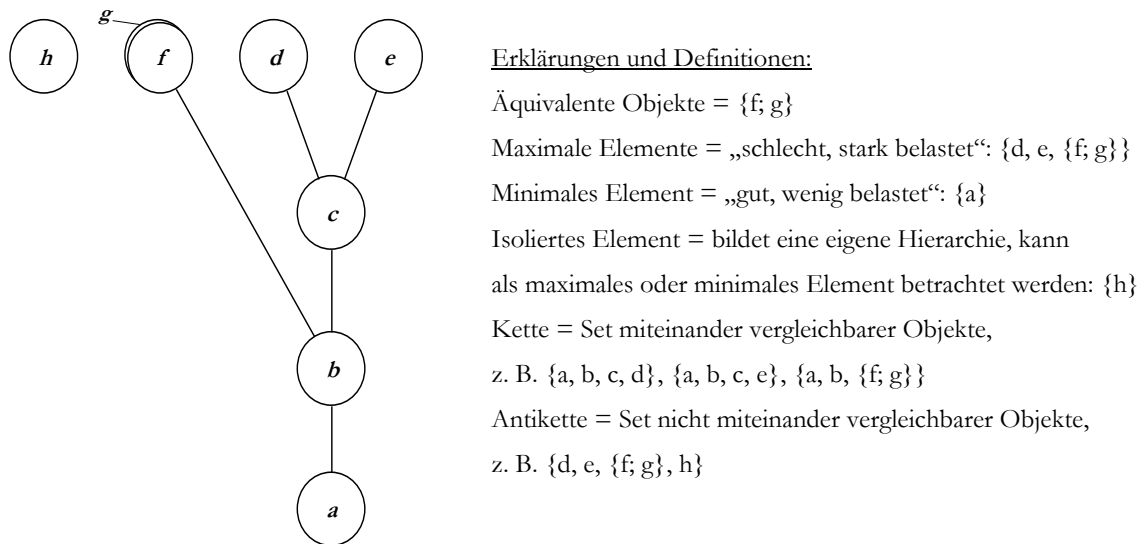


Abbildung 3.4: Beispiel eines Hassediagramms mit sieben Objekten

3.2.5.2 Sensitivitätsanalyse

Die Rolle der Attribute für die Bewertung kann mit einer Sensitivitätsanalyse überprüft werden (BRÜGGEMANN & HALFON 2000). Sie gibt Auskunft darüber, welche Attribute für die Anordnung der Objekte im HD und damit für die Einstufung von „gut“ nach „schlecht“ entscheidend sind. Indem jeweils ein Attribut aus dem Satz verwendeter Attribute weggelassen wird, kann der Einfluss des weggelassenen Attributs auf die Rangbildung der Objekte an den Veränderungen im neu erstellten HD abgelesen werden, d. h. durch das Weglassen eines der Indizes kann abgeleitet werden, wie groß dessen Beitrag zur Struktur des ursprünglichen HD war. Weicht das neue HD stark vom ursprünglichen Diagramm ab, verhält sich der weggelassene Index gegenläufig zu den übrigen Indizes.

Sensitivitätsanalysen wurden für die historischen und für die rezenten Diatomeenproben jeweils für die HDs der Indexklassen und die HDs der Indexwerte durchgeführt.

Der Unterschied zwischen dem ursprünglichen und dem neuen HD wird numerisch mittels einer Dissimilaritätsmatrix (W-Matrix) ausgedrückt und ist umso größer, je größer die Einträge in der W-Matrix sind. Da die Zahlenwerte der W-Matrix auch von der Anzahl der Objekte abhängen, muss die W-Matrix normiert werden, bevor die W-Matrizen verschiedener Datensätze miteinander verglichen werden können (BRÜGGEMANN, mündl. Mitteilung). Die Normierung erfolgt nach folgender Formel:

$$W_{norm} = \frac{W}{W_{max}} \quad \text{mit} \quad W_{max} = m * (m - 1) \quad \text{(Gleichung 3.12)}$$

W_{norm} = normierter Wert der W-Matrix

W_{max} = maximaler Wert der W-Matrix

W = Wert der W-Matrix bei gegebener Objektanzahl

m = Anzahl der Objekte

W_{norm} kann Werte von 0 bis 1 einnehmen. Dabei bedeutet der Wert 1, dass sich das neu entstandene HD maximal verändert hat, also das weggelassene Attribut vollständig für die Struktur des ursprünglichen HD verantwortlich war. Bei einem W_{norm} -Wert von 0 stimmen beide HDs überein, d. h. das weggelassene Attribut hatte keinen Einfluss auf die Anordnung der Objekte.

W_{max} resultiert aus dem Vergleich zweier extrem unterschiedlicher partieller Ordnungen (alle Objekte in einer Äquivalenzklasse, alle Objekte in einer Antikette). Dadurch wird W_{max} in vielen Fällen unrealistisch hoch und die normierten Werte damit zu niedrig. Eine Schätzung für einen wahrscheinlichen hohen W-Wert gibt es in der Software WHASSE bisher allerdings nicht, weshalb mit obiger Formel gearbeitet wurde. Ein anderer Grund für die sehr niedrigen W_{norm} -Werte lässt sich aus folgender Überlegung ableiten: In der W-Matrix werden zur Sensitivitätsanalyse einzelne Attribute weggelassen und die partiellen Ordnung zu der jeweils verbleibenden Attribut-Teilmenge A' analysiert. Enthält nun A' zwei Attribute, die für eine Antikette oder für Antiketten-nahe partielle Ordnungen verantwortlich sind, so werden Unterschiede von A' zu einem anderen A'' so lange minimal ausfallen, solange in beiden Teilmengen diese zwei Attribute vorliegen.

Dieser Sachverhalt soll an einem Beispiel verdeutlicht werden: Eine Datenmatrix mit zehn Objekten und fünf Attributen ist gegeben. Die Attribute q1 und q2 führen dazu, dass die zehn Objekte in einer Antikette angeordnet werden (nicht dargestellt). Solange beim Weglassen von einzelnen Attributen die Attribute q1 und q2 in der verbleibenden Attribut-Teilmenge enthalten sind, wird die W-Matrix den Wert Null einnehmen. Wird entweder q1 oder q2 weggelassen, hängt das Ergebnis von den restlichen Attributen ab, d. h. die W-Matrix kann Null sein oder auch endliche Zahlenwerte annehmen. In der Sensitivitätsanalyse vergleicht die W-Matrix alle Attribute (Tabelle 3.15; case 0) mit den Fällen, wo jeweils ein Attribut weggelassen wird (case 1 bis case 5). Da in den Attribut-Teilmengen case 3, case 4 und case 5 das kritische Attributpaar q1 und q2 enthalten ist, können zwangsläufig die W-Werte von $W(\text{case 0, case 3})$, $W(\text{case 0, case 4})$ und $W(\text{case 0, case 5})$ nur Null sein.

Tabelle 3.15: Beispiel einer W-Matrix

	case 1 : q2,q3,q4,q5	case 2: q1,q3,q4,q5	case 3: q1,q2,q4,q5	case 4: q1,q2,q3,q5	case 5 : q1,q2,q3,q4
case 0	0	40	0	0	0

3.2.5.3 Lineare Extensionen

Mit der Methode der linearen Extensionen kann die partielle Ordnung des HD in eine totale, lineare Ordnung überführt werden, die keine Unvergleichbarkeiten mehr aufweist (SØRENSEN et al. 2001). Dazu werden alle Objekte in eine Reihe gebracht, wobei die Ordnungsrelationen des HD erhalten bleiben. Zu einer partiellen Ordnung sind, abhängig von der Zahl der Objekte, viele lineare Extensionen möglich. Aus den linearen Anordnungen der Objekte kann für jedes Objekt die Wahrscheinlichkeit berechnet werden, mit der es einen bestimmten Rang einnimmt.

Wegen des aufwendigen Rechengvorgangs am Computer wurden die linearen Extensionen nur für die historischen Zeitreihen aus den Flüssen Ölschnitz, Regnitz und Seebach sowie für die Proben aus der Schwarzach bzw. der Bayerischen Schwarzach durchgeführt.



Abbildung 3.5: Beispiel eines Hassediagramms und der zugehörigen linearen Extensionen

Die Methode der linearen Extensionen wird im Folgenden anhand eines Beispiels vorgestellt: Für das in Abbildung 3.5 dargestellte HD sind unter Beibehaltung der Ordnungsrelationen die drei linearen Extensionen $a < d < b < c$ und $a < b < d < c$ sowie $a < b < c < d$ möglich.

Aus der Verteilung der Elemente auf die einzelnen Rangpositionen (Tabelle 3.16) läßt sich die Wahrscheinlichkeit ermitteln, mit der ein Element einen bestimmten Rang einnimmt. Für Objekt c ist die Wahrscheinlichkeit, den Rang drei zu erhalten, ein Drittel. Der vierte Rang wird mit einer Wahrscheinlichkeit von zwei Dritteln eingenommen. Der mittlere Rang ergibt sich durch Mittelwertbildung aus den eingenommenen Rängen und beträgt 3,666.

Tabelle 3.16: Verteilung der Elemente auf die Ränge der zugehörigen linearen Extensionen

Rang	Elemente			
	a	b	c	d
4	-	-	2	1
3	-	1	1	1
2	-	2	-	1
1	3	-	-	-

4 Ergebnisse

Der Ergebnisteil dieser Arbeit gliedert sich in fünf Abschnitte. Zunächst werden die Resultate der bundesweiten Herbarrecherche vorgestellt (vgl. Abschnitt 4.1). Die Analyse der rezenten Diatomeengesellschaften verschiedener Substrate sowie von rezentem und historischem Epiphyton gibt Auskunft über Substrat bzw. altersbedingte Unterschiede in der Gesellschaftszusammensetzung (vgl. Abschnitt 4.2). Mit der Frage nach der Vergleichbarkeit der angewendeten Indikationsmethoden, ihrer Aussagekraft und ihrer Anwendbarkeit auf historisches Herbarmaterial setzt sich Abschnitt 4.3 auseinander. Während in Abschnitt 4.4 die aktuelle Wasserqualität an den Probestellen der untersuchten bayerischen Fließgewässer bewertet wird, befasst sich Abschnitt 4.5 mit Möglichkeiten zur Rekonstruktion der früheren Wasserqualität.

Dazu wurden mehrere Beispiel-Fließgewässer (Ölschnitz, Regnitz, Seebach, Schwarzach und Bayerische Schwarzach) ausgewählt, aus denen historisches Herbarmaterial vorhanden war, das entweder aus einem räumlich begrenzten Fließgewässerabschnitt oder aus einer begrenzten Zeitspanne stammte (vgl. Abschnitt 4.5.1). So konnte eine schrittweise Annäherung an eine möglichst kontinuierliche Rekonstruktion erfolgen, wie sie für die Amper und einen ihrer Zuflüsse, die Maisach, durchgeführt wurden (vgl. Abschnitt 4.5.2). Historische Informationen zur Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung im Amper-Einzugsgebiet rundeten die Ergebnisse der Rekonstruktion ab (vgl. Abschnitt 4.5.3).

4.1 *Ergebnisse der Herbarrecherche*

Die umfassende Recherche nach historischem Herbarmaterial aus deutschen Fließgewässern resultierte in einer Datenbank mit insgesamt 3512 Einträgen. Dabei wurden 47 Herbarien in Universitäten und naturkundlichen Museen sowie in staatlichen oder privaten Sammlungen berücksichtigt, von denen 30 Herbarmaterial aus Fließgewässern enthalten (vgl. Abschnitt 3.1.1.1).

4.1.1 **Herkunft und Taxonomie der historischen Herbarbelege**

Die erfassten historischen Belege stammen aus 798 verschiedenen Fließgewässern. Aus Bayern sind 1742 Belege vorhanden, die sich auf 367 Fließgewässer verteilen. Abbildung 4.1 zeigt, wie sich die erfassten Herbarbelege nach Größe und Art des Fließgewässers, aus dem sie entnommen wurden, aufgliedern lassen. Nahezu drei Viertel aller Belege kommt aus größeren Fließgewässern, während ein Viertel aus kleineren Fließgewässern wie Bächen, Gräben oder Kanälen gesammelt wurde, die oft nicht genau lokalisiert werden konnten.

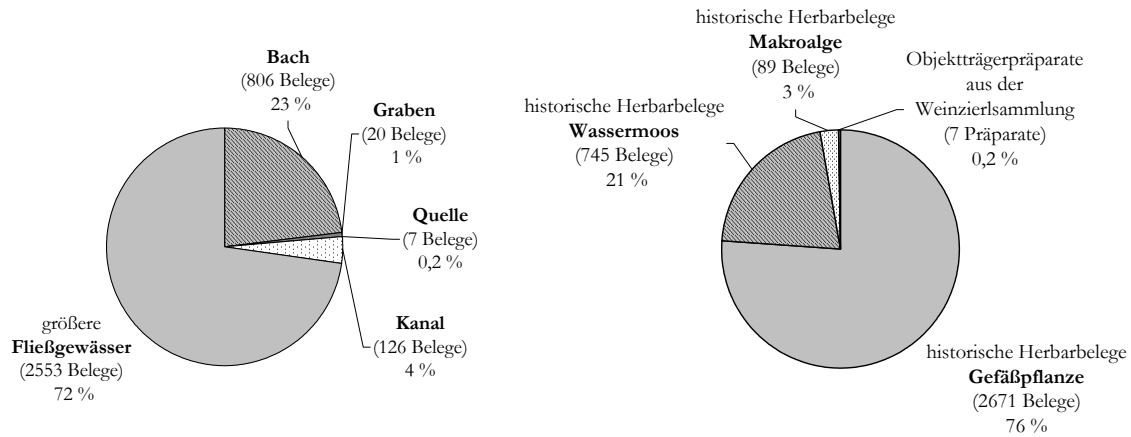


Abbildung 4.1: Aufteilung des in der Datenbank erfassten historischen Herbarmaterials auf unterschiedliche Fließgewässer (links) und unterschiedliche Substrate (rechts)

Zudem wurde die Aufteilung der 3512 historischen Belege auf die Substratgruppen submerse Gefäßpflanzen (*Spermatophyta*: 33 Taxa), Wassermoose (*Bryophyta*: Gattung *Fontinalis*), Makroalgen (*Charophyta*: Gattung *Chara*, *Chlorophyta*: Gattung *Cladophora*) und Objektträgerpräparate (Diatomeensammlung Franz Josef Weinzierl) dargestellt. Demnach machen die Herbarbelege submerse Gefäßpflanzen mit 76 % den deutlich größten Anteil aus, gefolgt von den Wassermoosen mit 21 % der Belege. Historisches Herbarmaterial von Makroalgen ist kaum vorhanden (3 %).

Die erfassten Belege verteilen sich auf elf verschiedene Gattungen, wobei die Gattung *Potamogeton* mit 35 % der historischen Herbarbelege die meisten Herbarexemplare stellt (Abbildung 4.2). Auch die Gattungen *Ranunculus* (16 %) und *Fontinalis* (21 %) sind mit zahlreichen Herbarbelegen vertreten. Werden nur die für diese Studie ausgewerteten historischen Herbarbelege betrachtet, macht die Gattung *Potamogeton* 50 % der Belege aus, gefolgt von den Gattungen *Ranunculus* (22 %) und *Myriophyllum* (16 %).

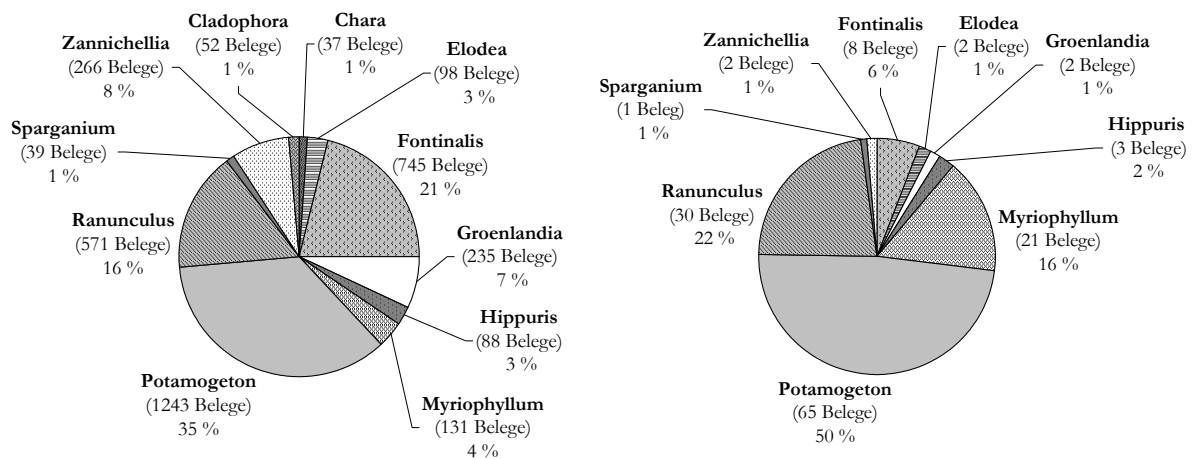


Abbildung 4.2: Aufteilung der historischen Herbarbelege submerse Makrophyten auf die einzelnen Gattungen (links: alle erfassten Belege (3503), rechts: ausgewertete Belege (134))

Der älteste historische Herbarbeleg stammt aus dem Jahr 1574. Allerdings sind die Fundortangaben bei so altem Material noch sehr unspezifisch („Flüsse und Gräben“) und dienen eher der Habitatbeschreibung der Art als der genauen Lokalisation des Fundorts. Daher ist dieses Material für eine Untersuchung des Diatomeenaufwuchses, die eine Gewässerbewertung zum Ziel hat, ungeeignet. Der älteste ausgewertete Beleg wurde 1796 gesammelt. Als Fundort ist der Seebach bei Dechsendorf angegeben.

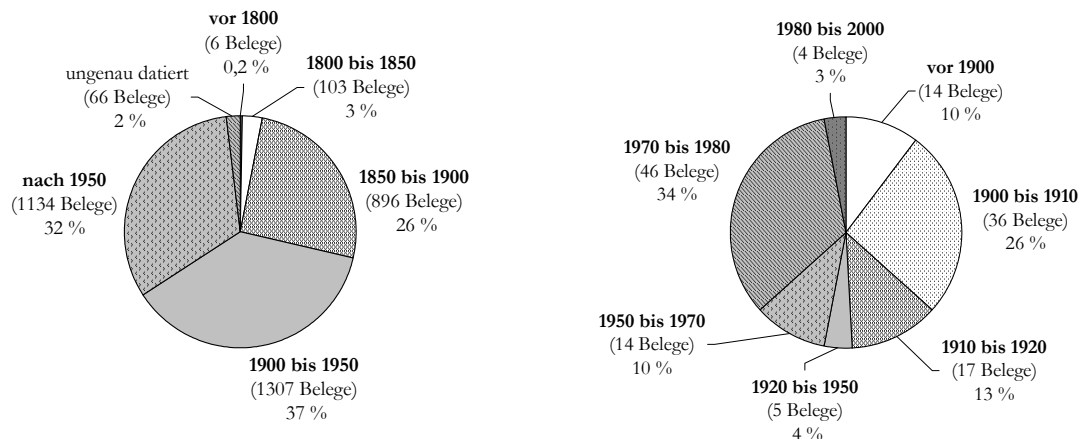


Abbildung 4.3: Aufteilung des historischen Herbarmaterials nach dem Alter (links: alle erfassten Belege (3512), rechts: ausgewertete Belege (136))

In Abbildung 4.3 sind die in der Datenbank erfassten historischen Herbarbelege nach ihrem Alter unterteilt dargestellt. Während vor 1800 kaum und von 1800 bis 1850 nur sehr wenige Belege gesammelt wurden, teilt sich das erfasste Herbarmaterial relativ gleichmäßig auf die Zeitspannen 1850 bis 1900 (26 %), 1900 bis 1950 (37 %) und nach 1950 (32 %) auf. Interessanter war die Altersstruktur der für diese Untersuchung ausgewerteten Proben (134 Herbarbelege und 2 Objektträgerpräparate). Die meisten Herbarbelege wurden zwischen 1900 und 1910 (26 %) bzw. zwischen 1970 und 1980 (34 %) gesammelt, während aus dem Zeitraum von 1920 bis 1970 nur sehr wenige Belege vorhanden sind. Daraus wird deutlich, dass das ausgewertete Herbarmaterial zeitlich nicht gleichmäßig verteilt ist, sondern Sammlungsschwerpunkte auftreten, die beispielsweise mit der Aktivität einzelner Sammler oder der Durchführung von Kartierungen zusammenhängen. So ist die Häufung von Herbarbelegen, die um das Jahr 1900 datiert sind, auf die Sammlungsaktivität des Botanikers Dr. G. Fischer zurückzuführen, der sich umfassend mit der Systematik der Gattung *Potamogeton* beschäftigte. Der Großteil der Belege aus den 1960er und 1970er Jahren ist aus vegetationskundlichen Kartierungen hervorgegangen, die KOHLER & ZELTNER (1974) unter anderem an den Flüssen Schwarzach und Bayerische Schwarzach durchführten.

4.1.2 Zusammenfassung

Die Herbarrecherche hat gezeigt, dass in den berücksichtigten Sammlungen zahlreiches Herbarmaterial submerser Makrophyten aus größeren Fließgewässern vorhanden ist. Im

Wesentlichen handelt es sich dabei um Herbarbelege von Gefäßpflanzen. Ab ca. 1800 lag ausreichend genau datiertes und mit Fundortangaben versehenes Herbarmaterial vor, das für die Untersuchung des Diatomeenaufwuchses zur Bewertung der ehemaligen Wasserqualität verwendet werden konnte.

4.2 Analyse der Diatomeengesellschaften

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden 136 historische und 457 rezente Diatomeenproben ausgewertet (Tabelle 4.1). Dabei konnten insgesamt 462 verschiedene Taxa nachgewiesen werden. Die Nomenklatur richtete sich im Wesentlichen nach den taxonomischen Angaben von KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1988, 1991a, 1991b). Neuere taxonomische Änderungen wurden nicht übernommen, da auch die Einstufungen der Taxa bei den verwendeten Indizes hauptsächlich auf KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1988, 1991a, 1991b) basieren. Bei der Bestimmung wurde das taxonomische Niveau für jedes Taxon so gewählt, wie es für die Anwendung der jeweiligen Indizes erforderlich war.

Tabelle 4.1: Übersicht der ausgewerteten Proben unterteilt nach dem untersuchten Substrat

historische Proben	gesamt	136
Herbarbeleg Makrophyt (Gefäßpflanze)		126
Herbarbeleg Wassermoos		8
Objektträgerpräparat		2
rezente Proben	gesamt	457
Epilithon (EL)		155
Epiphyton (EP)		154
Epibryon (EB)		49
Epidendron (ED)		3
herbarisiertes Epiphyton (EPh)		46
herbarisiertes Epibryon (EBh)		10
gealtertes Epiphyton (EPa)		10
gealtertes Epibryon (EBa)		10
gealtertes, herbarisiertes Epiphyton (EPah)		10
gealtertes, herbarisiertes Epibryon (EBah)		10

Das Taxon *Cocconeis placentula* EHRENBERG wurde nicht weiter in Varietäten unterteilt, da diese, insbesondere im Fall der Raphenschalen, schlecht zu differenzieren waren. Zwar nimmt der TI_{DIA} von ROTT et al. (1999) als einziger der angewendeten Indizes eine gesonderte Einstufung der Varietäten vor, doch unterscheidet sich diese nur wenig von der Einstufung der Nominatvarietät. Daher wurden alle Varietäten von *Cocconeis placentula* zusammengefasst und flossen mit der Einstufung der Nominatvarietät in die Indexberechnung ein.

Häufig waren in den Proben kleinschalige Taxa (Länge <10 µm) der Gattung *Navicula* vertreten, die aufgrund ihrer geringen Größe an der Grenze der lichtmikroskopischen Auflösung lagen. Sie konnten im REM durch ihre Feinstruktur als Vertreter des Taxons *Navicula minima* GRUNOW

identifiziert werden (vgl. Anhang, Abschnitt G). Da sie entweder in der Länge oder in der Breite von den Angaben in KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986) abwichen, wurden diese Taxa als *Navicula minima* „klein oval“ bzw. *Navicula minima* „breit oval“ bezeichnet und getrennt aufgenommen.

Im folgenden Kapitel werden die analysierten Diatomeengesellschaften anhand der floristischen Parameter Anzahl der Taxa, Diversität und Evenness beschrieben. Wurden an einer Probestelle die Gesellschaften mehrerer Substrate betrachtet, war zudem für jedes Substrat der Anteil der Taxa am Gesamtartenpool der Probestelle von Bedeutung (vgl. Abschnitt 4.2.1). Des Weiteren wurde untersucht, ob der Vorgang des Herbarisierens zu Veränderungen der Diatomeengesellschaften führte (vgl. Abschnitt 4.2.2) und ob eine mehrtägige Lagerung der entnommenen Pflanze unter eutrophierenden Bedingungen (vgl. BRAUN 2001) bereits Abundanzverschiebungen im Diatomeenaufwuchs zur Folge hatte (vgl. Abschnitt 4.2.3). Darüber hinaus wurden die historischen Proben mit dem rezenten Epiphyton bezüglich ihres Anteils an seltenen bzw. gefährdeten Taxa verglichen (vgl. Abschnitt 4.2.4). Der Similaritätsindex (SIMI) wurde verwendet, um die Ähnlichkeit von Epiphytonproben derselben Probestelle zu ermitteln (vgl. Abschnitt 4.2.5). Abschließend wurde eine TWINSPAN-Analyse durchgeführt (vgl. Abschnitt 4.2.6), welche die Probestellen nach ihrer floristischen Ähnlichkeit gruppierte.

4.2.1 Einfluss des Substrats

An den aktuellen Probestellen (vgl. Abschnitt 3.1.2.1) wurden von unterschiedlichen Substraten (Stein, *Spermatophyta*, *Bryophyta*) Diatomeenproben entnommen und ausgewertet.

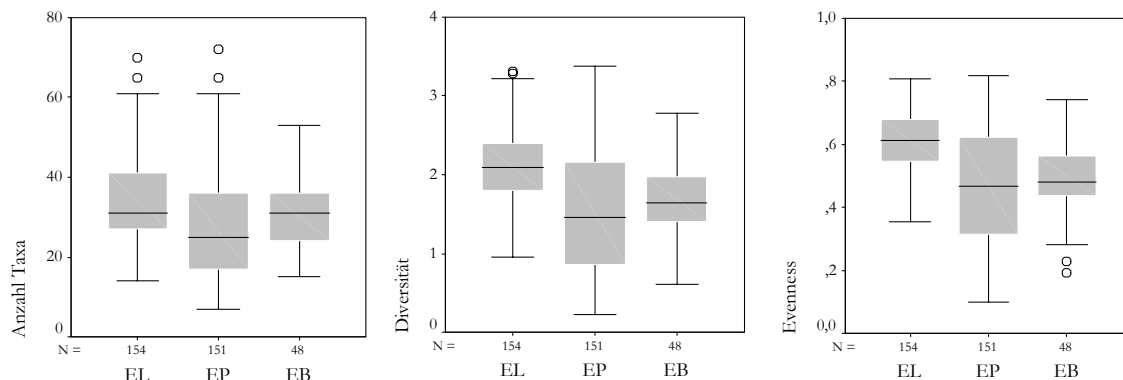


Abbildung 4.4: Vergleich der floristischen Parameter der rezenten Proben von Epilithon (EL), Epiphyton (EP) und Epibryon (EB)

Aus den Boxplots in Abbildung 4.4 geht hervor, inwieweit sich die Gesellschaften des Epilithons (154 Fälle), des Epiphytons (151 Fälle) und des Epibryons (48 Fälle) bezüglich der **Anzahl der Taxa**, der **Diversität** und der **Evenness** unterscheiden (vgl. Abschnitt 3.2.1.2).

Beim Epiphyton streuen die Werte für Taxazahl, Diversität und Evenness am weitesten um den Median, der hier im Vergleich zu den anderen Gesellschaften jeweils etwas niedrigere Werte einnimmt. Während Epilithon und Epibryon in der Anzahl der Taxa kaum voneinander abweichen (für beide beträgt der Median 31 Taxa), weist das Epilithon eine höhere Diversität

(Median 2,1) und eine größere Evenness (Median 0,6) als die Gesellschaften der beiden pflanzlichen Substrate auf. Für Epiphyton und Epibryon liegen die Mediane von Diversität und Evenness dagegen dicht beisammen.

Für Probestellen, an denen gleichzeitig die Gesellschaften mehrerer Substrate untersucht worden waren, konnte zusätzlich zu den floristischen Parametern für jede Gesellschaft berechnet werden, welchen prozentualen Anteil ihr Taxabestand am **Gesamtartenpool** der Probestelle hatte (Abbildung 4.5). Als Gesamtartenpool wird dabei die Summe aller an dieser Probestelle vorkommenden Taxa bezeichnet. Die Gesellschaften des Epilithons zeichnen sich durch den höchsten Anteil am Gesamtartenpool der Probestellen aus (Median 70 %). Für das Epibryon beträgt der Median des Anteils am Gesamtartenpool 61 %, während im Epiphyton nur noch etwa die Hälfte aller Taxa einer Probestelle vertreten sind (Median 51 %).

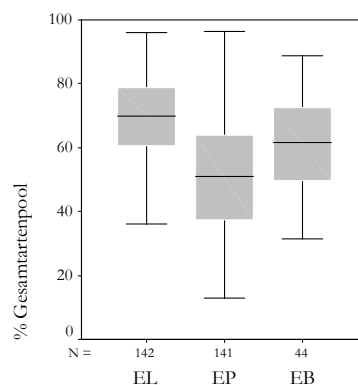


Abbildung 4.5: Vergleich des Anteils des Taxabestands am Gesamtartenpool einer Probestelle in den rezenten Proben von Epilithon (EL), Epiphyton (EP) und Epibryon (EB)

Alle oben beschriebenen Größen wurden für die Probestellen, an denen die Gesellschaften mehrerer Substrate untersucht worden waren, mit dem Wilcoxon-Test für gepaarte Proben auf signifikante Unterschiede geprüft ($p < 0,05$, angepasst nach Bonferroni; vgl. Anhang, Abschnitt D). Es wurden die folgenden Gesellschaften paarweise verglichen: Epilithon und Epiphyton (120 Fälle), Epilithon und Epibryon (41 Fälle) sowie Epiphyton und Epibryon (22 Fälle). Waren zu einer Probestelle mehrere Epiphytonproben vorhanden, wurden die Mittelwerte der floristischen Parameter verwendet.

Die Gesellschaften des Epilithons und des Epiphytons weisen sowohl hinsichtlich der floristischen Parameter Anzahl der Taxa, Diversität und Evenness als auch bezüglich des Anteils am Gesamtartenpool signifikante Unterschiede auf. Epilithon und Epibryon sind ebenfalls bei allen verglichenen Größen signifikant verschieden. Der paarweise Vergleich von Epiphyton und Epibryon ergab signifikante Unterschiede für die Taxazahl, die Diversität und den Anteil am Gesamtartenpool.

4.2.2 Einfluss des Herbarisierens

Bevor historische Herbarbelege anstelle von rezentem Epiphyton als Substrat für ökologische Gewässeruntersuchungen herangezogen werden konnten, musste der Frage nachgegangen werden, ob sich der Vorgang des Herbarisierens auf die Zusammensetzung der epiphytischen Diatomeengesellschaften auswirkt (vgl. Abschnitt 3.1.2.3).

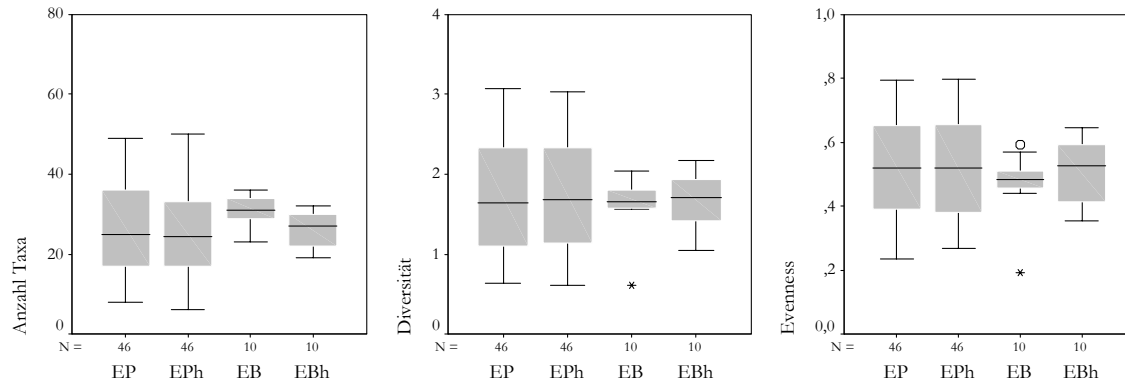


Abbildung 4.6: Vergleich der floristischen Parameter der rezenten mit den herbarisierten Proben des Epiphytons bzw. des Epibryons; EP = Epiphyton, EPh = herbarisiertes Epiphyton, EB = Epibryon, EBh = herbarisiertes Epibryon

In Abbildung 4.6 sind die floristischen Parameter **Anzahl der Taxa**, **Diversität** und **Evenness** als Boxplots dargestellt. Dazu wurden diejenigen Probestellen ausgewählt, an denen zusätzlich Herbarbelege für die spätere Analyse der Diatomeengesellschaften angelegt worden waren, und jeweils die rezenten den herbarisierten Epiphytonproben (EP-EPh, 46 Fälle) bzw. den Epibryonproben (EB-EBh, 10 Fälle) gegenübergestellt. Dabei stimmen für Epiphyton und herbarisiertes Epiphyton sowohl die Lage der floristischen Größen als auch deren Verteilung sehr gut überein. Beim Epibryon ist eine unterschiedliche Verteilung der Werte zu beobachten. Die Mediane der Diversität bzw. der Evenness sind jedoch sowohl innerhalb des Epibryons als auch für alle Gesellschaften gleich groß und liegen bei 1,7 bzw. 0,5.

Der Wilcoxon-Test für gepaarte Proben stellte nur für Epibryon und herbarisiertes Epibryon eine signifikant voneinander abweichende Anzahl der Taxa fest ($p < 0,05$; vgl. Anhang, Abschnitt D). Wegen des geringen Stichprobenumfangs (10 Fälle) besitzt dieses Testergebnis jedoch nur eine eingeschränkte Aussagekraft.

Demnach sind anhand der floristischen Parameter keine strukturellen Unterschiede in den Diatomeengesellschaften sofort aufbereiteter und herbarisierter Epiphytonproben zu erkennen. Somit können die Aufwuchsdiatomeen auf Herbarbelegen ebenso wie rezentes Epiphyton für Gewässeruntersuchungen herangezogen werden, solange der Schwerpunkt darauf liegt, die dominanten Taxa der Gesellschaft zu erfassen.

4.2.3 Einfluss der Alterung

Ein Alterungsversuch von frisch entnommenen Makrophyten- bzw. Moosproben (vgl. Abschnitt 3.1.2.4) sollte zeigen, ob sich die Aufwuchsgesellschaften bereits nach einer fünftägigen Lagerung unter eutrophierenden Bedingungen (vgl. BRAUN 2001) durch Abundanzverschiebungen auf das erhöhte Nährstoffangebot einstellen.

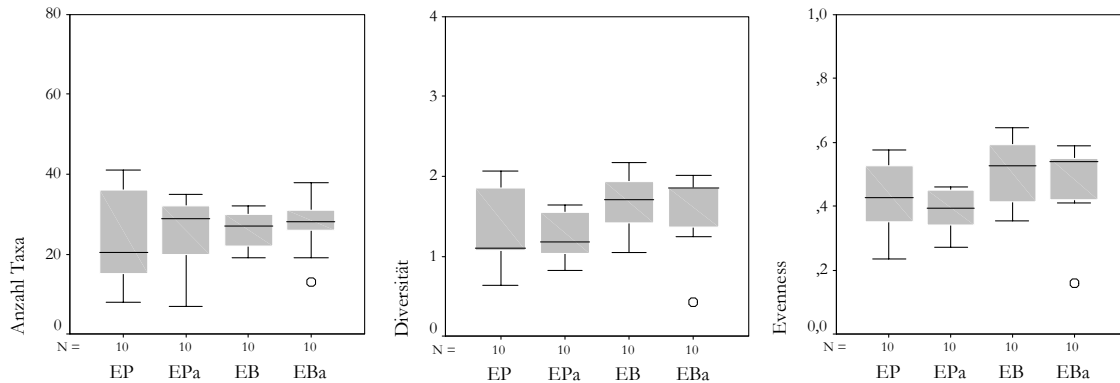


Abbildung 4.7: Vergleich der floristischen Parameter der rezenten Proben mit den gealterten Proben des Epiphytons bzw. des Epibryons

EP = Epiphyton, EPa = gealtertes Epiphyton, EB = Epibryon, EBh = gealtertes Epibryon

Den paarweisen Vergleich der floristischen Parameter **Anzahl der Taxa**, **Diversität** und **Evenness** der rezenten mit den gealterten Epiphyton- und Epibryonproben (EP-EPa, EB-EBa, jeweils 10 Fälle) zeigt Abbildung 4.7. Während beim Median der Taxazahl leichte Schwankungen auftreten, ändern sich die Mediane von Diversität und Evenness durch den Alterungsversuch nicht oder nur unwesentlich.

Mit dem Wilcoxon-Test für gepaarte Proben konnten keine signifikanten Unterschiede in den Größen Taxazahl, Diversität und Evenness zwischen den sofort aufbereiteten und den Diatomeengesellschaften des Alterungsversuchs festgestellt werden ($p < 0,05$; vgl. Anhang, Abschnitt D).

Eine fünftägige Lagerung der Aufwuchsgesellschaften unter eutrophierenden Bedingungen führte also noch nicht zu nachweisbaren Veränderungen in der Gesellschaftsstruktur. Ob eine Pflanze sofort nach der Entnahme oder nach einer kurzzeitigen Lagerung herbarisiert wurde, kann demnach bei der Auswertung von Diatomeenproben von Herbarbelegen vernachlässigt werden.

4.2.4 Vergleich historischer und rezenter Proben

Um zu prüfen, ob zwischen den Diatomeengesellschaften historischer Herbarbelege und den rezenten Epiphytonproben strukturelle Unterschiede bestehen, wurde der Mann-Whitney-U-Test für die floristischen Parameter Anzahl der Taxa, Diversität und Evenness berechnet. Zusätzlich wurde für jede Probe jeweils der prozentuale Anteil der Taxa bestimmt, die in der Roten Liste der limnischen Kieselalgen Deutschlands (LANGE-BERTALOT & STEINDORF 1996) als gefährdet, selten oder zurückgehend eingestuft wurden (vgl. 3.2.1.3). Neben dem **Anteil der Rote-Liste-**

Taxa am Taxabestand der Proben wurde auch die Summe der Abundanzen der Rote-Liste-Taxa ermittelt.

Während die Parameter Taxazahl, Diversität und Evenness bei den historischen und den rezenten Epiphytonproben nicht signifikant voneinander abweichen, ergab der Mann-Whitney-U-Test einen signifikanten Unterschied im Anteil der Rote-Liste-Taxa ($p < 0,05$; vgl. Anhang, Abschnitt D). Dabei erreicht der Anteil der Rote-Liste-Taxa bei den historischen Proben einen Median von 9,4 %, bei den rezenten Epiphytonproben dagegen nur einen Median von 6,3 % (Abbildung 4.8 oben). Zudem ist die Wertespanne bei den historischen Proben deutlich nach oben erweitert. Auch die Abundanzen der Rote-Liste-Taxa sind in den historischen und den rezenten Epiphytonproben signifikant verschieden ($p < 0,05$; vgl. Anhang, Abschnitt D). So ist der Median der Abundanz der Rote-Liste-Taxa für die historischen Proben mit 1,2 % doppelt so groß wie der Median für die rezenten Epiphytonproben (0,6 %). Darüber hinaus machen die Rote-Liste-Taxa in einigen historischen Proben einen deutlich größeren Anteil aus und weisen Abundanzen von bis zu 45 % auf.

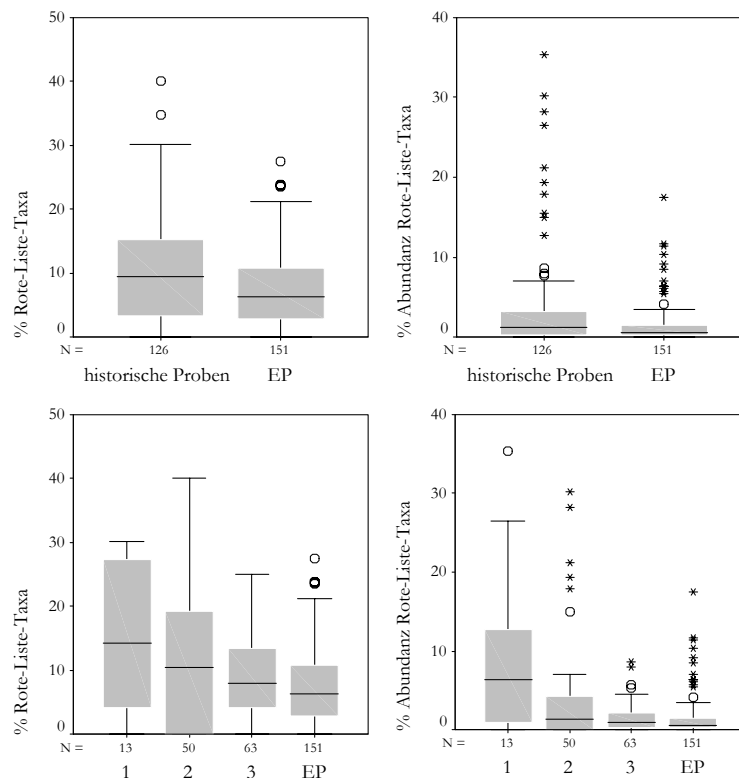


Abbildung 4.8: Vergleich des Anteils der Rote-Liste-Taxa an der Gesamttaxazahl sowie der Abundanz der Rote-Liste-Taxa in den historischen Proben und den rezenten Epiphytonproben (oben: alle historischen Proben, unten: historische Proben unterteilt nach ihrem Alter)

1 = vor 1900, 2 = von 1900 bis 1930, 3 = nach 1930, EP = rezente Epiphytonproben

Wurden die historischen Proben nach ihrem Alter weiter unterteilt (1: vor 1900, 2: 1900 bis 1930, 3: nach 1930), war eine Zunahme des Anteils der Rote-Liste-Taxa mit steigendem Alter der Proben zu beobachten (Abbildung 4.8 unten). Demnach weisen die Diatomeengesellschaften der historischen Proben, die vor 1900 gesammelt wurden, mit einem Median von 14,3 % den

höchsten Anteil an Rote-Liste-Taxa auf, gefolgt von den historischen Proben aus dem Zeitraum von 1900 bis 1930 mit einem Median von 10,4 %. Die jüngeren historischen Proben (Gruppe 3) sind den rezenten Epiphytonproben am ähnlichsten (Median 8 %, gegenüber EP mit Median 6,3 %). Die beobachteten Tendenzen erwiesen sich jedoch als nicht signifikant. Bezüglich der Abundanzen der Rote-Liste-Taxa unterscheiden sich die ältesten historischen Proben (Gruppe 1), die mit 6,4 % den höchsten Median erreichen, signifikant von den rezenten Epiphytonproben ($p < 0,05$, angepasst nach Bonferroni; vgl. Anhang, Abschnitt D).

4.2.5 Vergleich unterschiedlicher Substratpflanzen

Diatomeengesellschaften verschiedener Substratpflanzen derselben Probestelle sollten sich im Gesellschaftsaufbau ähnlicher sein als die Diatomeengesellschaften verschiedener Probestellen eines Fließgewässers. Um diese Annahme zu überprüfen, wurden aus den Flüssen Amper und Würm an einigen Probestellen die Epiphytongesellschaften verschiedener Substratpflanzen untersucht. Zudem waren zu einigen Fundorten mehrere historische Herbarbelege des gleichen Funddatums vorhanden. Zwar kann heute nicht mehr nachgeprüft werden, ob die Entnahme der Pflanzen an genau der gleichen Stelle erfolgte, doch legt die gleich lautende Fundortangabe und der oft gleiche Sammler der Belege diese Vermutung nahe.

Der paarweise Vergleich solcher „Parallelproben“ anhand des Similaritätsindex (SIMI; vgl. Abschnitt 3.2.1.4) gab Auskunft über die Ähnlichkeit der Diatomeengesellschaften (Abbildung 4.9). Dabei konnten 62 „Parallelproben“ historischer Herbarbelege und 14 „Parallelproben“ von rezentem Epiphyton hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung verglichen werden.

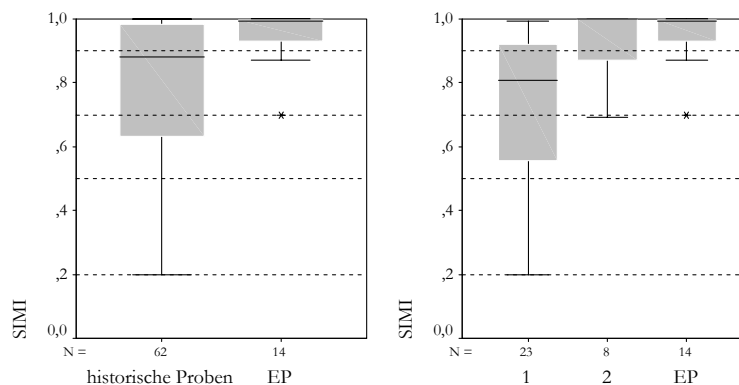


Abbildung 4.9: Similaritätsindex (SIMI) der Vergleichspaare der historischen Proben und der rezenten Epiphytonproben (links: alle historischen Proben, rechts: historische Proben aus Amper und Maisach unterteilt nach ihrem Alter)

1 = von 1902 bis 1913, 2 = von 1971 bis 1998, EP = rezentem Epiphytonproben

Die rezenten Epiphytonproben derselben Probestellen sind einander erwartungsgemäß sehr ähnlich (Median 0,992 entspricht „sehr großer Ähnlichkeit“). Auch die historischen Vergleichspaare weisen untereinander eine „große Ähnlichkeit“ auf (Median 0,882). Allerdings ist die eingenommene Wertespanne bei den historischen Proben deutlich weiter.

Im rechten Boxplot sind nur die historischen „Parallelproben“ der Fließgewässer Amper und Maisach dargestellt und, nach ihrem Alter unterteilt, dem rezenten Epiphyton gegenüber gestellt. Es zeigt sich, dass die älteren historischen Proben (Gruppe 1; Median 0,809 entspricht großer Ähnlichkeit) sich weniger ähneln, als die jüngeren historischen (Gruppe 2) und die rezenten Proben, bei denen der Median des SIMI im Bereich „sehr großer Ähnlichkeit“ liegt (Median 0,998 bzw. 0,992).

Der Mann-Whitney-U-Test ergab signifikante Unterschiede in den SIMI-Werten der historischen und der rezenten „Parallelproben“ ($p < 0,05$; vgl. Anhang, Abschnitt D). Der SIMI der älteren historischen Proben aus den Flüssen Amper und Maisach (Gruppe 1) weicht ebenfalls signifikant von den SIMI-Werten der jüngeren historischen (Gruppe 2) sowie der rezenten Epiphytonproben ab (Mann-Whitney-U-Test, $p < 0,05$, angepasst nach Bonferroni; vgl. Anhang, Abschnitt D).

4.2.6 Klassifikation mittels TWINSPAN

Mit der TWINSPAN-Analyse wurden Muster in der Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften erkannt und die Aufnahmen bzw. Probestellen nach den ermittelten floristischen Ähnlichkeiten gruppiert. In die Analyse gingen alle historischen ($n=136$) und alle rezenten Proben ($n=457$; Substrattypen: EL, EP, EPh, EB, EBh, EPa, EPah, EBa, EBah; Erklärung der Abkürzungen vgl. Glossar) mit insgesamt 593 Aufnahmen ein.

Die Aufteilung in Untergruppen wurde nach dem sechsten Teilungsschritt abgebrochen, so dass $2^6=64$ Untergruppen entstanden. Für jeden Teilungsschritt wurde der Eigenwert λ angegeben, der die Güte der Unterteilung angibt und dem Eigenwert der ersten Achse der Korrespondenzanalyse entspricht (JONGMAN et al. 1995). Der Eigenwert λ kann Werte zwischen Null und eins annehmen. Dabei zeigt ein hoher Eigenwert an, dass noch eine hohe Varianz innerhalb der Gruppe vorhanden und eine weitere Unterteilung in Untergruppen sinnvoll ist. Ein Eigenwert von $\lambda=0,25$ bedeutet, dass der Taxabestand der beiden Gruppen zu ca. 50 % übereinstimmt (CURTIS 1998). Die ermittelten 64 Untergruppen wurden nach den Kriterien Eigenwert λ und Gruppengröße n zu 15 so genannten TWINSPAN-Gruppen zusammengefasst. Ausgehend vom Ende des Dendrogramms wurden in den Teilungsebenen sechs bis drei Gruppen dann auf der übergeordneten Ebene zu TWINSPAN-Gruppen vereinigt, wenn der Eigenwert λ kleiner 0,25 war, also homogene Gruppen vorlagen, oder die Gruppengröße n bei fünf Aufnahmen oder weniger lag.

Aus der TWINSPAN-Analyse konnte abgeleitet werden, ob die Gruppierung der Aufnahmen anhand der Diatomeengesellschaften zu bestimmten Faktoren in Bezug gesetzt werden kann. Von besonderem Interesse war hierbei, ob die Gruppenbildung nach Probestellen (Fließgewässer), nach Habitaten (Substrattyp) oder nach dem Alter der Proben (historisch, rezent) erfolgte.

In Abbildung 4.10 sind die von TWINSPAN vorgenommenen Aufteilungsschritte zunächst als vereinfachte Übersicht dargestellt, aus der hervorgeht, welche Faktoren der Gruppenbildung anhand der Diatomeengesellschaften nachträglich zugeordnet werden können.

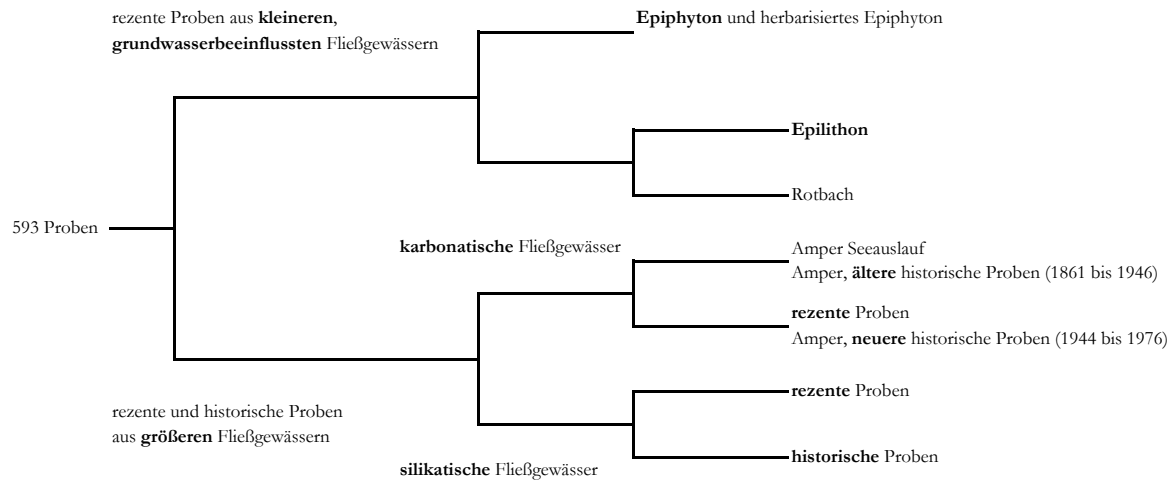


Abbildung 4.10: Übersicht der Aufteilungsschritte der TWINSPAN-Analyse

Der erste Teilungsschritt differenzierte die Aufnahmen nach den Faktoren **Größe des Fließgewässers** und **Grundwassereinfluss** und trennte die Proben aus kleineren, Grundwasser beeinflussten Fließgewässern von allen übrigen Proben ab.

Innerhalb der Proben mit Grundwassereinfluss war auf der zweiten Teilungsebene der Faktor **Habitat** bzw. das **untersuchte Substrat** maßgeblich für die Gruppenbildung. Es erfolgte eine vollständige Abtrennung der Gesellschaften pflanzlicher Substrate unabhängig davon, ob frische oder herbarisierte Epiphytonproben untersucht wurden. Die Gesellschaften der beiden pflanzlichen Substrate weisen demnach eine hohe floristische Ähnlichkeit auf. Das legt ebenfalls den Schluss nahe, dass sich der Vorgang des Herbarisierens nicht oder nur unwesentlich auf die Diatomeengesellschaften auswirkt. Weitere Gruppen bilden die Epilithonproben sowie alle untersuchten Proben aus dem Rotbach (EL, EP und EPh). Hier scheinen die vorliegenden physikalisch-chemischen Verhältnisse im Bach einen stärkeren Einfluss auf die Gesellschaftszusammensetzung zu nehmen als Habitat bedingte Unterschiede der Umweltbedingungen.

Die Gruppe aller übrigen Proben wurde im zweiten Teilungsschritt nach den **geochemischen Bedingungen** in silikatische und karbonatische Fließgewässer differenziert. Erst als auf der dritten Teilungsebene die Gruppe der Proben aus silikatischen Fließgewässern alleine betrachtet wurde, kam das **Alter der Proben** zum Tragen. So konnten die historischen Proben aus den 1950er bis 1970er Jahren zum großen Teil von den übrigen Proben aus silikatischen Fließgewässern abgetrennt werden. Dies kann als Hinweis darauf gewertet werden, dass sich die anthropogen bedingte Belastung und damit einhergehend die physikalisch-chemischen Bedingungen so weit verändert haben, dass eine unterschiedliche Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften resultiert.

Bei den karbonatischen Fließgewässern war die Aufteilung in rezente und historische Proben ebenfalls deutlich. Zudem erfolgte eine weitere Differenzierung innerhalb der historischen Proben. So wurden die **jüngeren historischen Proben** aus der Amper, die ab der Mitte des 20. Jahrhunderts gesammelt wurden, zu den rezenten Proben gruppiert. Demnach hat sich die Diatomeenflora der Amper seitdem nicht wesentlich verändert und auch die physikalisch-chemischen Verhältnisse scheinen relativ konstant geblieben zu sein. Die **älteren historischen Amper-Proben** bilden zusammen mit den Proben aus dem Amper-Oberlauf (historisch und rezent) eine eigene Gruppe. Demzufolge war in früherer Zeit vermutlich eine geringere anthropogen bedingte Belastung anzutreffen, die sich auch in der Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften widerspiegelt. Die Probestellen am Seeausfluss sind hinsichtlich ihrer physikalisch-chemischen Bedingungen stärker durch den Ammersee geprägt (vgl. Abschnitt 4.4.1) als die übrigen Probestellen in der Amper und wurden deshalb abgetrennt.

Eine genaue Darstellung der Ergebnisse der TWINSPAN-Analyse mit allen TWINSPAN-Gruppen sowie den Indikatorarten, welche die einzelnen Gruppen voneinander differenzieren (Differentialarten), ist in Abbildung 4.11 zu finden (vgl. nächste Doppelseite; für die Einteilung der Abundanzen in Abundanzklassen vgl. Tabelle 3.14). Zusätzlich sind für jeden Teilungsschritt die Gruppengröße und der Eigenwert angegeben. Die Prozentangaben bei den TWINSPAN-Gruppen beziehen sich darauf, wie viele der Gruppenmitglieder der betrachteten Gruppe in die jeweils aufgelistete Kategorie fallen.

Im Folgenden werden die einzelnen Teilungsebenen mit den TWINSPAN-Gruppen und den jeweiligen Differentialarten vorgestellt. Die Teilungsschritte konnten unter Zuhilfenahme der gemessenen physikalischen und chemischen Parameter interpretiert werden. Bei Gruppen, die sowohl rezente als auch historische Proben enthalten, war dies allerdings nur für die rezenten Proben möglich. Dazu wurde der Mann-Whitney-U-Test berechnet (Teststatistiken vgl. Anhang, Abschnitt D).

Tabelle 4.2 gibt Auskunft darüber, für welche Gruppen signifikante Unterschiede ermittelt wurden. Da für die historischen Proben keine Umweltdaten vorlagen, wurden als indirekter Zeiger der anthropogen bedingten Belastung zusätzlich die berechneten Indexwerte getestet.

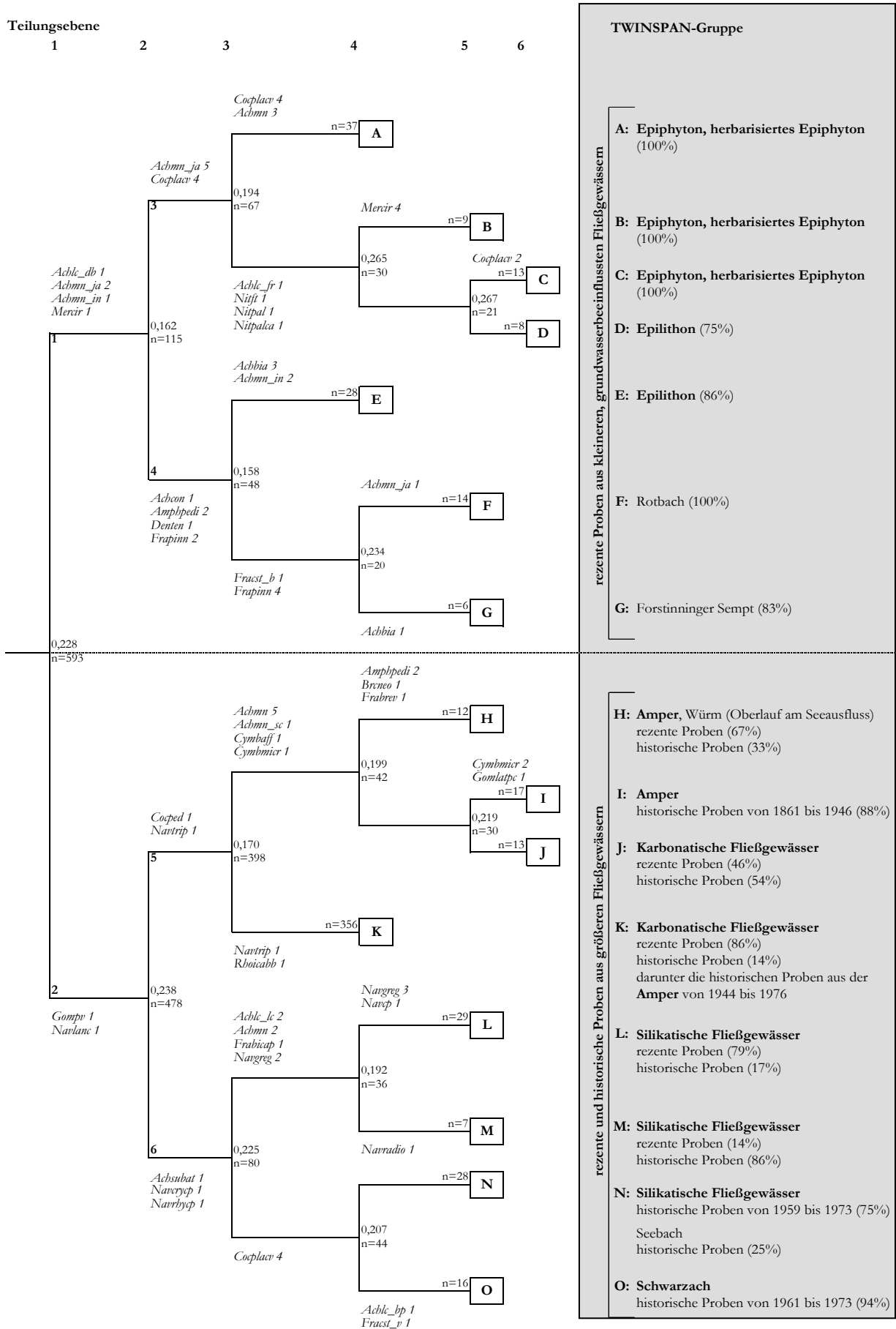


Abbildung 4.11: Dendrogramm der TWINSpan-Analyse mit den Eigenwerten der Aufteilungsschritte und den Differentialarten der TWINSpan-Gruppen

Fließgewässer:

Kleine, Grundwasser beeinflusste Fließgewässer: Angerbach, Ettinger Bach, Hungerbach, Kleine Ammerquellen, Rotbach, Tiefenbach

Karbonatische Fließgewässer: Amper, Anzinger Sempt, Forstinninger Sempt, Glonn, Main, Maisach, Pullinger Graben, Regnitz, Schwillach, Seebach, Sempt, Windach, Würm

Silikatische Fließgewässer: Bayerische Schwarzach, Schwarzach, Ölschnitz

Abkürzungen der Taxa:

Achbia = *Achnanthes biasolettiana* GRUNOW, *Achcon* = *Achnanthes conspicua* A.MAYER, *Achlc_bp* = *Achnanthes lanceolata* ssp. *biporoma* (HOHN et HELLERMANN) LANGE-BERTALOT, *Achlc_db* = *Achnanthes lanceolata* ssp. *dubia* (GRUNOW) LANGE-BERTALOT, *Achlc_fr* = *Achnanthes lanceolata* ssp. *frequentissima* LANGE-BERTALOT, *Achlc_lc* = *Achnanthes lanceolata* ssp. *lanceolata* (BREBISSON) GRUNOW, *Achlc_ro* = *Achnanthes lanceolata* ssp. *rostrata* (OESTRUP) LANGE-BERTALOT, *Achmn* = *Achnanthes minutissima* KUETZING, *Achmn_in* = *Achnanthes minutissima* var. *inconspicua* OESTRUP, *Achmn_ja* = *Achnanthes minutissima* var. *jackii* (RABENHORST) LANGE-BERTALOT, *Achmn_sc* = *Achnanthes minutissima* var. *scotica* (CARTER) LANGE-BERTALOT, *Achsubat* = *Achnanthes subatomoides* (HUSTEDT) LANGE-BERTALOT et ARCHIBALD, *Amphpedi* = *Amphora pediculus* (KUETZING) GRUNOW, *Brneo* = *Brachysira neoexilis* LANGE-BERTALOT, *Cocped* = *Cocconeis pediculus* EHRENBERG, *Cocplacv* = *Cocconeis placentula* (alle Varietäten) EHRENBERG, *Cymbaff* = *Cymbella affinis* KUETZING, *Cymbmicr* = *Cymbella microcephala* GRUNOW, *Denten* = *Denticula tennis* KUETZING, *Frabicap* = *Fragilaria bicapitata* A.MAYER, *Frabrev* = *Fragilaria brevistriata* GRUNOW, *Fracst_b* = *Fragilaria construens* f. *binodis* (EHRENBERG) HUSTEDT, *Fracst_v* = *Fragilaria construens* f. *venter* (EHRENBERG) HUSTEDT, *Frapinn* = *Fragilaria pinnata* EHRENBERG, *Gomlatpc* = *Gomphonema lateripunctatum* REICHARDT et LANGE-BERTALOT, *Gomppv* = *Gomphonema parvulum* (KUETZING) KUETZING, *Mercir* = *Meridion circulare* (GREVILLE) J.G. AGARDH, *Navcp* = *Navicula capitata* EHRENBERG, *Navcrycp* = *Navicula cryptocephala* KUETZING, *Navgreg* = *Navicula gregaria* DONKIN, *Navlanc* = *Navicula lanceolata* (J.G.AGARDH) EHRENBERG, *Navrhycp* = *Navicula rhynchocephala* KUETZING, *Navtrip* = *Navicula tripunctata* (O.F.MUELLER) BORY DE SAINT VINCENT, *Nitft* = *Nitzschia fonticola* GRUNOW, *Nitpal* = *Nitzschia palea* (KUETZING) W.SMITH, *Nitpalca* = *Nitzschia paleacea* GRUNOW, *Rhoicabb* = *Rhoicosphenia abbreviata* (J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT

Teilungsebene 1:

Im ersten Teilungsschritt wurden die rezenten Proben aus kleineren, Grundwasser beeinflussten Fließgewässern (**Gruppe 1**) von den übrigen Proben (**Gruppe 2**) abgetrennt. Als Differentialarten für (1) wirken *Achnanthes lanceolata* ssp. *dubia*, *Achnanthes minutissima* var. *jackii*, *Achnanthes minutissima* var. *inconspicua* sowie *Meridion circulare*. Die übrigen Proben (2) sind durch das Vorkommen von *Gomphonema parvulum* und *Navicula lanceolata* gekennzeichnet. Zwischen den beiden Gruppen bestehen überwiegend hochsignifikante Unterschiede sowohl in den Indexwerten als auch in den physikalisch-chemischen Parametern, ausgenommen die Leitfähigkeit. Dabei erreichen alle physikalisch-chemischen Parameter ebenso wie die Indexwerte in Gruppe 2 die höheren Werte. Mit einem Eigenwert von 0,228 ist die Trennung jedoch nicht besonders scharf, sondern der Taxabestand der beiden Gruppen ist zu über 50 % identisch.

Tabelle 4.2: Signifikante Unterschiede der physikalischen und chemischen Parameter sowie der berechneten Indexwerte für die Teilungsschritte des TWINSPAN-Dendrogramms

pH = pH-Wert, LF = Leitfähigkeit, O₂% = Sauerstoffsättigung, Temp = Temperatur, TP = Gesamtphosphor, SRP = gelöster reaktiver Phosphor, NH₄-N = Ammoniumstickstoff, NO₃-N = Nitratstickstoff, SI = Saprobienindex (ROTT et al. 1997), TI_{DIA} = Trophieindex (ROTT et al. 1999), TDI = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999), TI = Trophieindex (SCHMEDITJE et al. 1998), DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002)

** : Signifikanzniveau $p < 0,001$, * : Signifikanzniveau $p < 0,05$, - : kein signifikanter Unterschied,

■ : nicht genügend Messwerte vorhanden, um die Statistik zu berechnen

Teilungsebene	Gruppe 1 vs. Gruppe 2	physikalische und chemische Parameter								Index				
		pH	LF	O ₂ %	Temp	TP	SRP	NH ₄ -N	NO ₃ -N	SI	TI _{DIA}	TDI	TI	DI-CH
1	1 vs. 2	**	-	**	**	**	**	**	*	**	**	**	**	**
2	3 vs. 4	-	*	*	*	-	-	**	-	**	-	-	*	*
	5 vs. 6	**	**	*	**	-	*	**	-	**	**	**	**	**
3	A vs. B, C, D	**	-	*	-	**	-	-	-	*	*	**	*	*
	E vs. F, G	-	-	-	*	-	-	*	-	-	*	**	*	**
	H, I, J vs. K	-	*	*	-	**	**	-	*	**	**	**	**	**
	L, M vs. N, O	■	■	■	■	■	■	■	■	**	*	-	*	**
4	B vs. C, D	*	*	*	*	*	-	-	*	*	-	-	*	-
	F vs. G	-	*	*	*	*	-	*	*	*	*	-	-	-
	H vs. I, J	*	*	-	*	*	-	-	*	-	-	-	*	-
	L vs. M	■	■	■	■	■	■	■	■	**	**	**	**	**
	N vs. O	■	■	■	■	■	■	■	■	-	*	*	-	-
5	C vs. D	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-
	I vs. J	■	■	■	■	■	■	■	■	**	-	*	*	*

Teilungsebene 2:

Auf der zweiten Teilungsebene erfolgte innerhalb der Gruppe 1 eine Auftrennung nach dem untersuchten Substrat bzw. nach der Fließgewässerregion. Während in der **Gruppe 3** die Epiphytonproben und die herbarisierten Epiphytonproben zusammengefasst werden, beinhaltet die **Gruppe 4** einen Großteil der Proben des Epilithons sowie Proben aus den Fließgewässern Rotbach und Forstinninger Sempt. Der niedrige Eigenwert von 0,162 lässt jedoch auf einen hohen Grad an Übereinstimmung der Diatomeengesellschaften beider Gruppen schließen. Signifikante Unterschiede treten bei den Parametern Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung, Temperatur und Ammoniumstickstoff auf, wobei die Proben der Gruppe 3 durch höhere Leitfähigkeit und Temperatur, die Proben der Gruppe 4 durch erhöhte Sauerstoffsättigung und Ammoniumstickstoffkonzentration gekennzeichnet sind. Bei den Indizes zeigen SI und TI signifikant höhere Werte in Gruppe 3. Der DI-CH nimmt in Gruppe 4 signifikant höhere Werte ein. Als Differentialarten für Gruppe 3 wurden *Achnanthes minutissima* var. *jackii* und *Cocconeis placentula* ermittelt. Charakteristische Taxa der Gruppe 4 sind *Achnanthes conspicua*, *Amphora pediculus*, *Denticula tenuis* und *Fragilaria pinnata*.

Die Gruppe 2 trennte sich beim zweiten Teilungsschritt auf in Proben aus karbonatischen (**Gruppe 5**) und Proben aus silikatischen Fließgewässern (**Gruppe 6**). Erstere sind durch hohe

Abundanzen der Differentialarten *Cocconeis pediculus* und *Navicula tripunctata*, letztere durch das Vorkommen von *Achnanthes subatomoides*, *Navicula cryptocephala* und *Navicula rhyngocephala* gekennzeichnet. Es wurde ein Eigenwert von 0,238 errechnet, der auf größere Unterschiede im Taxabestand der Gruppen 5 und 6 hinweist, als zwischen den beiden oben beschriebenen Gruppen. Die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung und Temperatur nehmen in den karbonatischen Fließgewässern signifikant höhere Werte ein. Der SRP-Gehalt, die Ammoniumstickstoffkonzentration sowie alle Indexwerte sind in den silikatischen Fließgewässern signifikant höher.

Teilungsebene 3:

Beim dritten Aufteilungsschritt gliederte sich die **TWINSPAN-Gruppe A** ab, die Proben des Epiphytons und des herbarisierten Epiphytons aus den kleineren, Grundwasser beeinflussten Fließgewässern enthält. Als Differentialarten kommen *Achnanthes minutissima* und *Cocconeis placentula* mit hohen Abundanzen vor. Die Probestellen in dieser Gruppe weisen im Vergleich zu den TWINSPAN-Gruppen B, C und D signifikant niedrigere pH-Werte, eine geringere Sauerstoffsättigung sowie niedrigere Indexwerte auf.

Die **TWINSPAN-Gruppe E**, welche Epilithonproben der kleineren, Grundwasser beeinflussten Fließgewässer beinhaltet, wurde ebenfalls auf der dritten Teilungsebene abgetrennt. Als charakteristische Taxa für diese Gruppe wurden *Achnanthes biasolettiana* und *Achnanthes minutissima* var. *inconspicua* ermittelt. Im Vergleich zu den TWINSPAN-Gruppen F und G sind die Messwerte für Temperatur und Ammoniumstickstoff sowie die berechneten Indexwerte in der TWINSPAN-Gruppe E signifikant niedriger.

Aus der Gruppe der größeren, karbonatischen Fließgewässer wurde beim dritten Teilungsschritt die **TWINSPAN-Gruppe K** gebildet, die nahezu alle rezenten Proben sowie die historischen Amper-Proben aus jüngerer Zeit enthält. Als Differentialarten wurden die Taxa *Navicula tripunctata* und *Rhoicosphenia abbreviata* identifiziert. Hochsignifikante Unterschiede zu den TWINSPAN-Gruppen H, I und J treten bei den Phosphorparametern (TP, SRP) sowie für alle Indexwerte auf und bescheinigen TWINSPAN-Gruppe K eine stärkere anthropogen bedingte Belastung.

Die Eigenwerte bei der Abtrennung der TWINSPAN-Gruppen A, E und K fielen relativ niedrig aus und liegen zwischen 0,158 und 0,194. Demnach sind nur geringe floristische Unterschiede vorhanden, also nur wenige Taxa für die Bildung der TWINSPAN-Gruppen A, E und K verantwortlich.

Teilungsebene 4:

Auf der vierten Teilungsebene sonderte sich die **TWINSPAN-Gruppe B** (Epiphyton, herbarisiertes Epiphyton), die durch das Vorkommen von *Meridion circulare* charakterisiert wird, von den TWINSPAN-Gruppen C und D ab (Epiphyton, herbarisiertes Epiphyton bzw. Epilithon). Mit einem Eigenwert von 0,265 ist dieser Trennungsschritt relativ deutlich ausgeprägt.

Signifikante Unterschiede bestehen für die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung, Temperatur, Gesamtphosphor, Nitratstickstoff sowie für die Indizes SI und TI.

Zudem wurde beim vierten Trennungsschritt zwischen den TWINSPAN-Gruppen F und G differenziert. In der **TWINSPAN-Gruppe F** sind alle Proben aus dem Rotbach zusammengefasst, unabhängig vom Substrat. Diese zeichnen sich durch die Differentialart *Achnanthes minutissima* var. *jackii* aus. **TWINSPAN-Gruppe G** enthält einen Teil der Proben aus der Forstinninger Sempt. Differentialart ist *Achnanthes biasoletiana*. Die beiden Fließgewässer weisen bezüglich der Parameter Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung, Temperatur, Gesamtphosphor, Ammonium- und Nitratstickstoff signifikante Unterschiede auf. Dabei sind im Rotbach höhere Temperaturen sowie höhere TP- und Ammoniumstickstoffgehalte anzutreffen. Für den SI wurden signifikant höhere Werte im Rotbach bestimmt, während der TI_{DIA} in der Forstinninger Sempt signifikant höher liegt. Der Eigenwert für den Aufteilungsschritt beträgt 0,234.

Bei den karbonatischen Fließgewässern grenzte sich die **TWINSPAN-Gruppe H** mit einem Eigenwert von 0,199 von den TWINSPAN-Gruppen I und J ab. Sie umfasst rezente Proben aus den Flüssen Amper und Würm, die direkt am Seeauslauf von Ammersee bzw. Starnberger See entnommen wurden, sowie historische Proben aus dem Amper-Oberlauf. Als Differentialarten wurden die Taxa *Amphora pediculus*, *Brachysira neoexilis* und *Fragilaria brevistriata* ermittelt. Signifikante Unterschiede treten bei den Parametern pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur, Gesamtphosphor und Nitratstickstoff auf, wobei pH-Wert und Temperatur für die TWINSPAN-Gruppe H höhere Werte einnehmen.

Innerhalb der Proben aus silikatischen Fließgewässern erfolgten zwei weitere Teilungsschritte. Die **TWINSPAN-Gruppen L und M** setzen sich beide aus rezenten und historischen Proben zusammen. Erstere ist durch die Differentialarten *Navicula gregaria* und *Navicula capitata*, letztere durch die Differentialart *Navicula radiosa* gekennzeichnet. Für die physikalischen und chemischen Parameter konnten aufgrund der geringen Anzahl aktueller Messdaten in TWINSPAN-Gruppe M keine Statistiken berechnet werden. Die Indizes weisen jedoch alle hochsignifikant verschiedene Werte auf und indizieren für TWINSPAN-Gruppe L eine stärkere anthropogen bedingte Belastung. Der Eigenwert für die Auftrennung ist mit 0,192 relativ gering.

Den TWINSPAN-Gruppen N und O wurden ausschließlich historische Proben zugeordnet, denen das Vorkommen von *Cocconeis placentula* mit hohen Abundanzen gemeinsam ist. **TWINSPAN-Gruppe N** umfasst dabei historische Proben jüngerer Zeit aus den silikatischen Flüssen Bayerische Schwarzach, Schwarzach und Ölschnitz sowie historische Proben aus dem Seebach, die um 1900 gesammelt wurden. Auch die älteste historische Probe von 1796, ebenfalls aus dem Seebach, fiel in diese Gruppe. Dagegen enthält die **TWINSPAN-Gruppe O**, die durch die Taxa *Achnanthes lanceolata* ssp. *biporoma* und *Fragilaria construens* f. *venter* charakterisiert wird, fast ausschließlich historische Proben aus der Schwarzach aus den Jahren 1961 bis 1973. Der Eigenwert für diesen Trennungsschritt beträgt 0,207. Signifikante Unterschiede wurden für die Indizes TI_{DIA} und TI ermittelt, die für TWINSPAN-Gruppe O eine stärkere trophische Belastung anzeigen.

Teilungsebene 5:

Beim fünften Teilungsschritt konnten zwei Gruppen des Dendrogramms noch weiter unterteilt werden.

Bei den kleineren, Grundwasser beeinflussten Fließgewässern entstanden die **TWINSpan-Gruppe C** (Epiphyton, herbarisiertes Epiphyton) mit der Differentialart *Cocconeis placentula* sowie die **TWINSpan-Gruppe D** (Epilithon). Der Eigenwert von 0,267 zeigt die deutlichste Trennung innerhalb des vorliegenden TWINSpan-Dendrogramms an. Signifikante Unterschiede treten zwischen den Indizes SI und TI auf, die in TWINSpan-Gruppe D höhere Werte erreichen.

In der Gruppe der karbonatischen Fließgewässer wurde differenziert zwischen **TWINSpan-Gruppe I**, die durch das Vorkommen der Taxa *Cymbella microcephala* und *Gomphonema lateripunctatum* gekennzeichnet ist und alle älteren historischen Amper-Proben zusammenfasst, und der **TWINSpan-Gruppe J**, die rezente und historische Proben verschiedener Fließgewässer umfasst. Da für die historischen Proben keine Messwerte der Umweltparameter vorlagen, konnten nur die Indexwerte getestet werden. Dabei ergaben sich für die Indizes SI, TDI, TI und DI-CH signifikant niedrigere Werte in TWINSpan-Gruppe I, die ausschließlich die älteren historischen, demzufolge geringer belasteten Amper-Proben enthält.

4.2.7 Zusammenfassung

Durch den Vergleich der floristischen Parameter Anzahl der Taxa, Diversität und Evenness konnte der **Einfluss des untersuchten Substrats** auf den Aufbau der Diatomeengesellschaften analysiert werden. Das Epilithon wies jeweils die höchsten Werte für Taxazahl, Diversität und Evenness auf und unterschied sich damit signifikant sowohl vom Epiphyton als auch vom Epibryon. Auch der Anteil der epilithischen Taxa am **Gesamtartenpool** der Probestellen war signifikant größer als der des Epiphytons und des Epibryons. Beim Epibryon waren die Werte ähnlich verteilt wie beim Epilithon, lagen jedoch etwas niedriger. Die für das Epiphyton ermittelten Werte streuten am stärksten um den Median.

Der Vorgang des **Herbarisierens** sowie die **Alterung** der Substratpflanzen hatten keinen Einfluss auf die Diatomeengesellschaften. Nur beim herbarisierten Epibryon konnte eine signifikant geringere Taxazahl als bei den rezenten Epibryonproben beobachtet werden.

Wurden die historischen Proben bezüglich des Anteils und der Abundanz der **Rote-Liste-Taxa** mit den rezenten Epiphytonproben verglichen, ergaben sich signifikante Unterschiede. Die historischen Proben waren durch einen signifikant größeren Anteil an Rote-Liste-Taxa gekennzeichnet, die zudem signifikant höhere Abundanzen erreichten. Mit zunehmendem Alter der historischen Proben stiegen sowohl der Anteil der Rote-Liste-Taxa am Taxabestand der Probe an als auch deren Abundanzen.

Der **SIMI der Epiphytongesellschaften verschiedener Substratpflanzen**, die an derselben Probestelle entnommen worden waren, zeigte für das rezente Epiphyton eine sehr große Ähnlichkeit der Gesellschaften an. Historische Proben desselben Fundorts wiesen untereinander nur eine große Ähnlichkeit auf. Zudem war eine Abnahme der Ähnlichkeit der historischen Proben desselben Fundorts mit steigendem Alter zu beobachten.

Anhand der **TWINSPAN-Analyse** aller ausgewerteten Proben wurden die Aufnahmen nach ihrer floristischen Ähnlichkeit gruppiert. Im ersten Teilungsschritt wurden die rezenten Proben aus kleineren, Grundwasser beeinflussten Fließgewässern von den übrigen Proben abgetrennt. Auf der zweiten Teilungsebene gruppierten sich die Probestellen bei der Gruppe der Grundwasser beeinflussten Fließgewässer nach Habitat bzw. Substrat, die übrigen Proben gruppierten sich nach den geochemischen Bedingungen (silikatisch, karbonatisch). Erst bei der weiteren Unterteilung der Proben innerhalb der silikatischen bzw. der karbonatischen Fließgewässer kam das Alter der Proben zum Tragen. Die verschiedenen Behandlungen der rezenten Epiphytonproben (Herbarisieren, Alterung, Herbarisieren der gealterten Proben) hatten dabei keinen Einfluss auf die Klassifikation. Demnach waren für die Gruppierung der Aufnahmen die physikalisch-chemischen Eigenschaften an der Probestelle bedeutender als die Habitat bzw. Substrat bedingten Unterschiede.

4.3 Bewertung der Indizes

Aufgrund der lückigen Datengrundlage und fehlender chemischer Messwerte für die historischen Proben wurde der Ansatz verfolgt, eine Gütebewertung mit bereits bestehenden Indikationssystemen durchzuführen (Saprobie: SI von ROTT et al. 1997; Trophie: TI_{DIA} von ROTT et al. 1999, TDI von CORING et al. 1999, TI von SCHMEDITJE et al. 1998 nach der Einstufung von BUWAL 2002; Gesamtbewertung: DI-CH von BUWAL 2002). Die Erstellung und die Eichung dieser Indizes erfolgte anhand von regionalen Datensätzen. Für Gebiete, die außerhalb der vom Eichdatensatz erfassten Region liegen, sollten Indizes nur angewendet werden, wenn die untersuchten Probestellen bezüglich ihrer physikalisch-chemischen und geochemischen Bedingungen den Eichdaten entsprechen. Dies war bei den untersuchten historischen und aktuellen Probestellen weitgehend der Fall.

Für die Interpretation der ermittelten Indexwerte ist von Bedeutung, wie repräsentativ die analysierte Diatomeengesellschaft für die untersuchte Probestelle ist. Indem beispielsweise Pioniergesellschaften nicht zur Indikation herangezogen wurden, konnte die Reproduzierbarkeit der Indikationsergebnisse erhöht werden (vgl. Abschnitt 4.3.1).

Darüber hinaus musste die Übertragbarkeit der für Hartsubstrate anhand von Epilithonproben entwickelten Methoden auf pflanzliche Substrate geprüft werden. Dazu wurden die Indexwerte des Epilithons mit denen des Epiphytons und des Epibryons verglichen (vgl. Abschnitt 4.3.2).

Untersucht wurde außerdem, ob und wie stark sich der Vorgang des Herbarisierens auf die Gesellschaftszusammensetzung auswirkt (vgl. Abschnitt 4.3.3). Auch die Lagerung bzw. Alterung der entnommenen Pflanze bis zum ihrem Auflegen beim Herbarisieren könnte durch Zersetzungs Vorgänge und damit einhergehende Eutrophierung die ursprüngliche Artenzusammensetzung verändern (vgl. Abschnitt 4.3.4). Entscheidend für die Gütebewertung ist dabei, ob sich etwaige, substratabhängige Veränderungen der Diatomeengesellschaft auch im Indexwert und der resultierenden Saprobie- bzw. Trophieeinstufung niederschlagen.

Wie stark die Indexwerte innerhalb des Epiphytons derselben Probestelle schwanken, konnte durch den Vergleich der Indexwerte verschiedener Substratpflanzen abgeschätzt werden (vgl. Abschnitt 4.3.5)

Ein weiteres, wichtiges Kriterium stellt die Qualität der Bewertung durch die einzelnen Indizes dar. Diese kann ebenfalls Substrat bedingt variieren und sollte durch den Vergleich mit gemessenen Phosphorgehalten erfasst werden (vgl. Abschnitt 4.3.6). Zudem ist für die Interpretation der Ergebnisse von großer Wichtigkeit, ob alle Bewertungen die gleiche Aussagekraft besitzen. Dieser Frage wurde zum einen durch Korrelationsanalysen der errechneten Indexwerte untereinander (vgl. Abschnitt 4.3.7), zum anderen mittels der Hassediagrammtechnik (vgl. Abschnitt 4.3.8) nachgegangen.

4.3.1 Indexsicherung

Um die Wasserqualität anhand der Diatomeengesellschaften reproduzierbar bewerten zu können, sollten ausgereifte Gesellschaften untersucht werden, deren Zusammensetzung die physikalisch-chemischen Bedingungen der vorangehenden zwei bis vier Wochen widerspiegelt (HÜRLIMANN & SCHANZ 1993). Frühe Sukzessionsstadien dagegen sind durch die Dominanz weniger Erstbesiedler gekennzeichnet (HUDON & BOURGET 1981), die eine schnelle Generationenfolge sowie eine hohe Immigrationsrate (STEVENSON et al. 1991) aufweisen und neue Habitats rasch besiedeln können. In Fließgewässern entstehen neue Habitats, wenn z. B. durch verstärkte Scherkräfte, wie sie bei erhöhtem Abfluss nach Starkregen- oder Hochwasserereignissen auftreten können, Verluste des Periphytons erfolgen (STEVENSON 1996). Für das Epiphyton liefert das Wachstum der Makrophyten ständig neu besiedelbare Oberflächen.

Erstkolonisten, wie die kleinschaligen Taxa *Achnanthes minutissima* und *Achnanthes biasolettiana* oder die epiphytische *Cocconeis placentula*, werden trotz ihrer großen ökologischen Valenzen von den Fließgewässerindizes eingestuft und können durch ihre hohe Abundanz den Indexwert maßgeblich bestimmen. Indexwerte, die aus von diesen Taxa dominierten Pioniergesellschaften ermittelt wurden, besitzen wenig Aussagekraft und sollten von den übrigen Werten als nicht gesichert abgegrenzt werden.

Die angewendeten Indikationsverfahren geben keine genauen Kriterien zur Sicherung der ermittelten Indexwerte vor. ROTT et al. (1999) sehen die Aussagekraft des TI_{DIA} dann eingeschränkt, wenn die dominanten Taxa bezüglich ihrer trophischen Präferenz nicht eingestuft sind oder wenn die abundanten Taxa eine weite ökologische Amplitude besitzen und daher geringe Indikationsgewichte aufweisen. Der TDI kann nach den Beobachtungen von CORING et al. (1999) in Sedimentationsfällen mit verringerter Fließgeschwindigkeit leicht erhöhte Indexwerte liefern. Auch für stark Geschiebe führende oder versauerte Fließgewässer wird von der Anwendung des TDI abgeraten.

Als Sicherungskriterium für die in der vorliegenden Studie ermittelten Indexwerte wurde die Evenness herangezogen. Sie misst die Gleichverteilung der Taxa und gibt damit Auskunft darüber, wie ausdifferenziert die Diatomeengesellschaft ist. Dominanzstrukturen äußern sich in einem niedrigen Evennesswert und weisen auf frühe Sukzessionsstadien hin. Für diese Untersuchung wurde daher ein Grenzwert der Evenness von 0,25 festgelegt. **Für Evennesswerte kleiner 0,25 galten die ermittelten Indexwerte als nicht gesichert.** Darunter fielen Diatomeengesellschaften, in denen ein einzelnes Taxon eine Abundanz von mehr als ca. 85 % erreichte. Demnach sind die Indexwerte zu 44 Proben der insgesamt 593 ausgewerteten Proben als nicht gesichert zu bezeichnen (Tabelle 4.3).

Tabelle 4.3: Übersicht der Proben mit nicht gesicherten Indexwerten

Substrat	Anzahl der Proben
historischer Herbarbeleg (Gefäßpflanze)	15
Epiphyton	26
Epibryon	3

Bei den Diatomeenproben mit ungesicherten Indexwerten handelt es sich ausschließlich um Proben von pflanzlichen Substraten, insbesondere das Epiphyton aus den Flüssen Amper und Maisach (vgl. Anhang, Abschnitt B und C). Hier war das Massenaufkommen von *Cocconeis placentula* für die geringe Evenness verantwortlich. Infolge des geringen Indikationsgewichts von 0,5, das dem Taxon beim TI_{DIA} und dem TDI zukommt, bleibt die Indikation zudem unspezifisch, wenn weitere indikative Taxa fehlen, was die Notwendigkeit für die Definition eines Sicherungskriteriums noch unterstreicht.

Die Diatomeenproben mit ungesicherten Indexwerten wurden bei der weiteren statistischen Auswertung zur Bewertung der Wasserqualität nicht berücksichtigt.

4.3.2 Einfluss des Substrats

Die standardisierte Diatomeenprobenahme zur Bewertung der Wasserqualität von Fließgewässern in Europa soll von Hartsubstraten erfolgen (CEN 2003). Zudem wurden die angewendeten Indikationsverfahren anhand von epilithischen Gesellschaften erstellt. Da in der vorliegenden Studie der Ansatz verfolgt wurde, bereits bestehende Indizes auf den Aufwuchs von historischem Herbarmaterial zu übertragen, musste der Frage nach der Substratabhängigkeit der ermittelten Indexwerte nachgegangen werden.

4.3.2.1 Wertebereich der Indizes

Zunächst wurden die Wertebereiche verglichen, welche die einzelnen Indizes abhängig vom untersuchten Substrat einnehmen. Dazu wurden alle für die rezenten Proben ermittelten Indexwerte den entsprechenden Indexklassen zugeordnet. Der TDI wurde sowohl nach dem Klassifikationsschema von BEHRENDT & OPTIZ (= TDI-1; 1996, zit. in CORING et al. 1999) als auch nach dem von LAWA-AK „Stehende Gewässer“ (= TDI-2; 1998, zit. in CORING et al. 1999) eingestuft.

In Abbildung 4.12 und Abbildung 4.13 ist die **Verteilung der Indexklassen** getrennt nach den Gesellschaften Epilithon (EL: 155 Proben), Epiphyton (EP: 126 Proben) und Epibryon (EB: 47 Proben) in Form von Histogrammen dargestellt.

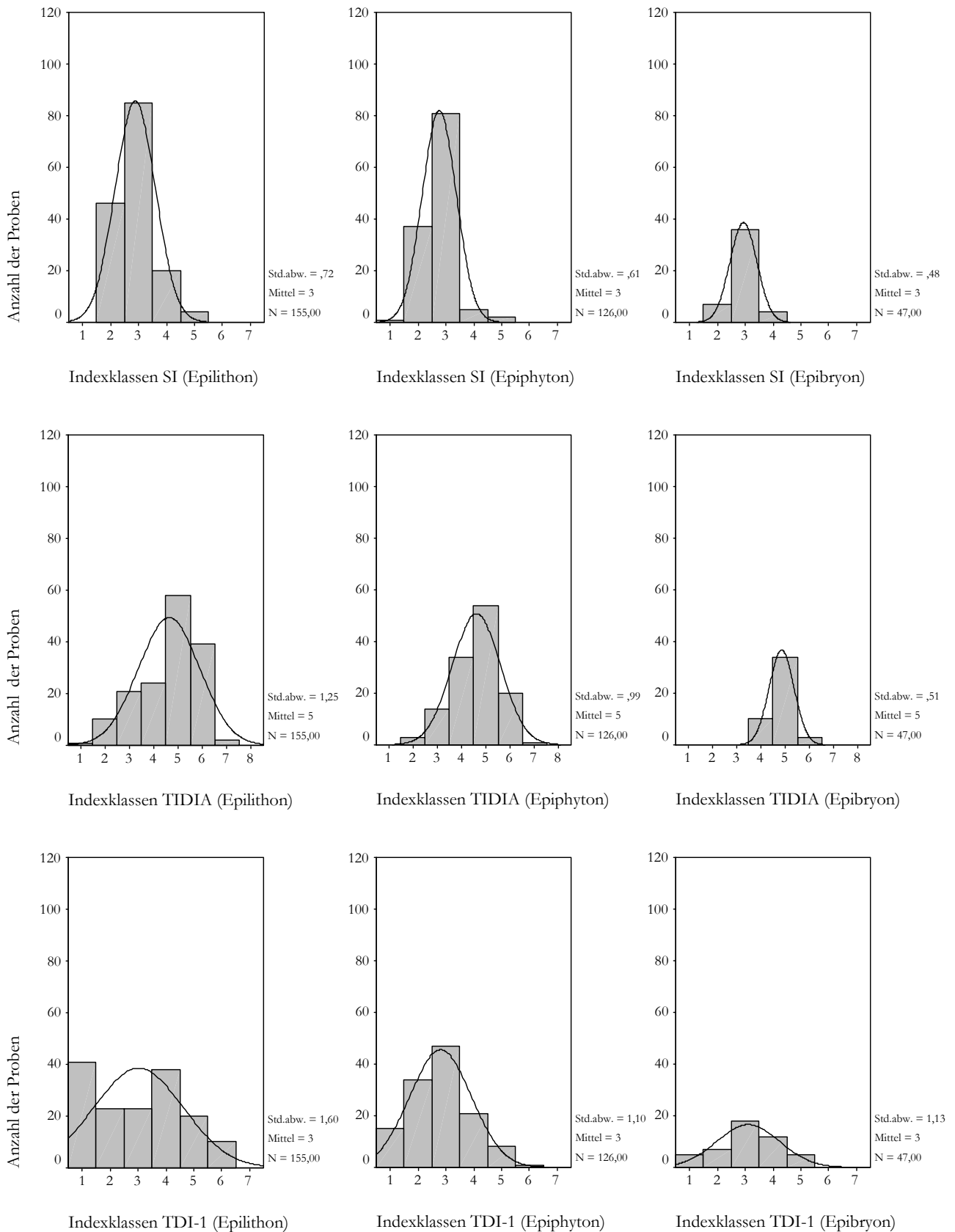


Abbildung 4.12: Histogramme der Indexklassen für die Gesellschaften Epilithon, Epiphyton und Epibryon (1; Erklärung der Abkürzungen vgl. Glossar)

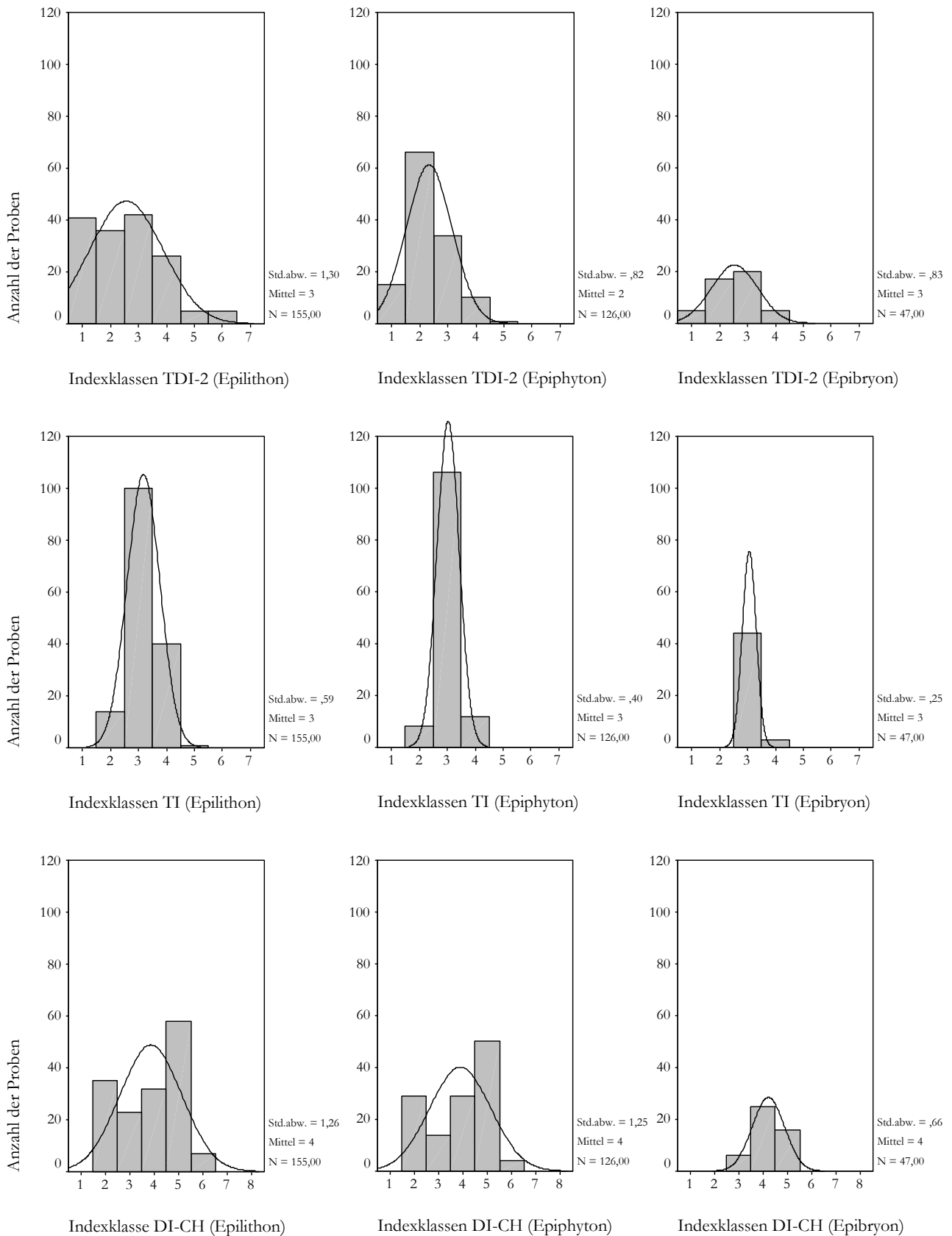


Abbildung 4.13: Histogramme der Indexklassen für die Gesellschaften Epilithon, Epiphyton und Epibryon (2; Erklärung der Abkürzungen vgl. Glossar)

Da die Einteilung in Indexklassen und deren verbale Bezeichnung bei den einzelnen Indizes unterschiedlich erfolgt, sind nur die x-Achsen desselben Index untereinander vergleichbar.

Der Vergleich der eingenommenen Klassenbereiche zeigt für die Gesellschaften Epilithon und Epiphyton bei einigen Indizes eine sehr ähnliche Verteilung. Besonders bei SI, TI_{DIA} und DI-CH verläuft die Normalverteilungskurve von Epilithon und Epiphyton über nahezu die gleiche Klassenbreite. Abweichend davon ist bei den Indizes TDI-1 und TDI-2 ein deutlicher Unterschied zwischen Epilithon- und Epiphytonproben zu beobachten. Während beim Epiphyton die meisten Proben in die Indexklassen 2 bzw. 3 eingestuft werden, zeichnet sich das Epilithon durch einen überproportional hohen Anteil von Proben aus, die der ersten und damit oligotrophen Indexklasse zugerechnet werden. Im Gegensatz dazu bleibt die erste Indexklasse bei den übrigen Indizes nicht oder nur gering besetzt. Dies deutet darauf hin, dass eine Bewertung mit den Indizes TDI-1 und TDI-2 anhand des Epilithons zu einer tendenziell zu positiven Einschätzung der Probestellen führt. Die Klassenverteilung beim Epibryon weicht deutlich von der der beiden anderen Substrate ab. Insbesondere bei den Indizes SI, TI_{DIA} und DI-CH verringert sich die eingenommene Klassenbreite stark. Für die Indizes TDI-1, TDI-2 und TI ist ein ähnlicher Verlauf der Normalverteilungskurven bei den Gesellschaften der beiden pflanzlichen Substrate zu verzeichnen, der sich von der des Epilithons durch eine etwas engere Basis unterscheidet. Hier tritt also eine leichte Verringerung der Klassenbreite sowohl beim Epiphyton als auch beim Epibryon auf.

4.3.2.2 Vergleich der Indexwerte des Epilithons mit Epiphyton und Epibryon

Da zur standardisierten Gewässerbewertung das Epilithon herangezogen werden soll, war von Interesse, ob an derselben Probestelle die Indexwerte des Epiphytons bzw. des Epibryons vom Wert des Epilithons abweichen. Um einen **paarweisen Vergleich der Indexwerte unterschiedlicher Substrate** durchzuführen, wurden aus den aktuell untersuchten Probestellen diejenigen ausgewählt, an denen Epilithon und Epiphyton (EL-EP, 100 Fälle) bzw. Epilithon und Epibryon (EL-EB, 42 Fälle) gleichzeitig analysiert worden waren. Wenn an einer Stelle mehrere Epiphytonproben vorlagen (10 Fälle), wurde der Mittelwert der Indexwerte verwendet. Für jeden der angewendeten Indizes wurden die Indexwerte der beiden Gesellschaften EL-EP bzw. EL-EB in Form von Boxplots einander gegenübergestellt (Abbildung 4.14).

Bei der Interpretation der Abbildung ist zu beachten, dass die Indexwerte relativ aufgetragen wurden. Da den verschiedenen Indizes jeweils eigene Klassifikationsschemata zu Grunde liegen, sind die Zahlenwerte der einzelnen Indizes nicht direkt miteinander vergleichbar.

Die Mediane der Indexwerte stimmen für die Wertepaare EL-EP bzw. EL-EB sehr gut überein. Nur beim DI-CH sind die Mediane der Indexwerte für die Gesellschaften pflanzlicher Substrate etwas höher. Zudem liegt der DI-CH für die Epibryonproben in einem deutlich engeren Wertebereich als für das zugehörige Epilithon. SI und TI fallen durch geringe Wertespannen auf, insbesondere bei den Gesellschaften der pflanzlichen Substrate. Beim SI ist dies aufgrund der heute generell geringen saprobiellen Belastung der Fließgewässer zu erwarten (BLFW 2002). Der

TI scheint extreme Bedingungen schlecht zu differenzieren, indiziert also relativ unspezifisch. Zudem streuen die Indexwerte, die aus den Gesellschaften pflanzlicher Substrate ermittelt wurden, enger um den Median, was darauf hinweist, dass die Randbereiche des Saprobie- bzw. Trophiespektrums möglicherweise schlechter erfasst wurden.

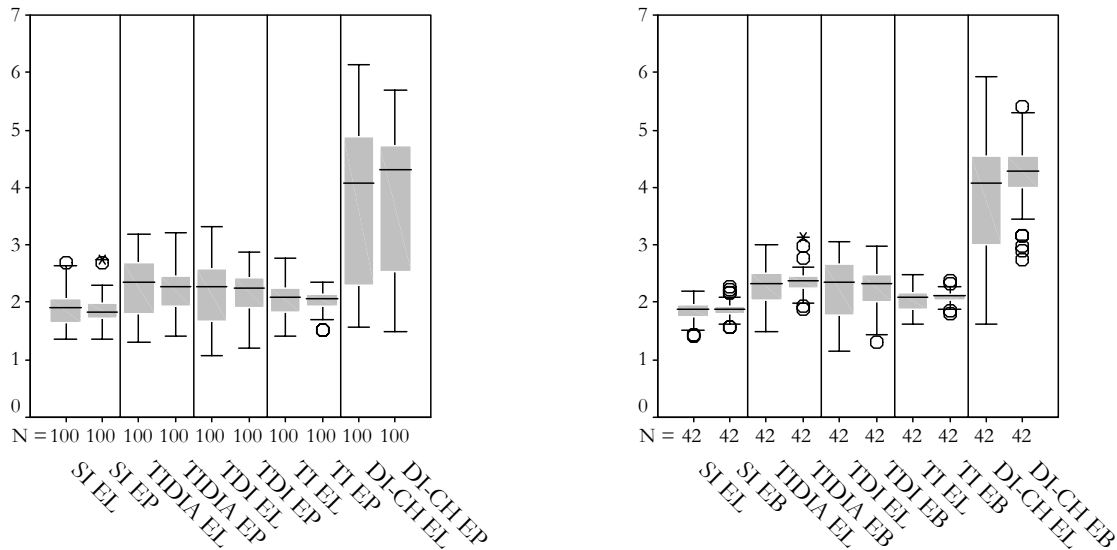


Abbildung 4.14: Paarweiser Vergleich der Indexwerte für die Gesellschaften Epilithon (EL) und Epiphyton (EP) bzw. Epilithon (EL) und Epibryon (EB)

SI = Saprobienindex (ROTT et al. 1997), TI_{DIA} = Trophieindex (ROTT et al. 1999), TDI = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999), TI = Trophieindex (SCHMEDTJE et al. 1998), DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002)

Um festzustellen, ob entlang des Wertebereichs gerichtete Abweichungen zwischen den Wertepaaren EL-EP bzw. EL-EB auftreten, wurden die Indexwerte der Gesellschaften beider Substrate für jeden der angewendeten Indizes gegeneinander aufgetragen und der **Rangkorrelationskoeffizient** r_{sp} nach SPEARMAN berechnet (Abbildung 4.15).

Die Winkelhalbierende symbolisiert die Hypothese, dass die ermittelten Indexwerte für beide Gesellschaften gleich groß sind, die Indikation also substratunabhängig erfolgte. Eine Abweichung der Punkte von der Geraden nach oben bedeutet, dass höhere Indexwerte für das Epiphyton berechnet wurden. Eine Abweichung nach unten zeigt höhere Indexwerte des Epilithons an.

Dabei ist zu beobachten, dass für alle Indizes Abweichungen von der Geraden in beide Richtungen auftreten. Für die Vergleichspaare EL-EP konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Indexwerten der Gesellschaften von Pflanzen- und Steinsubstrat festgestellt werden. Beim Vergleich der Indexwerte von Epilithon und Epibryon treten beim TI und beim DI-CH signifikante Abweichungen auf, die auf höhere Indexwerte des Epibryons zurückzuführen sind (Wilcoxon-Test, $p < 0,05$, angepasst nach Bonferroni; vgl. Anhang, Abschnitt D). Der stärkste Zusammenhang zwischen den verglichenen Indexwerten ergab sich bei den Indizes

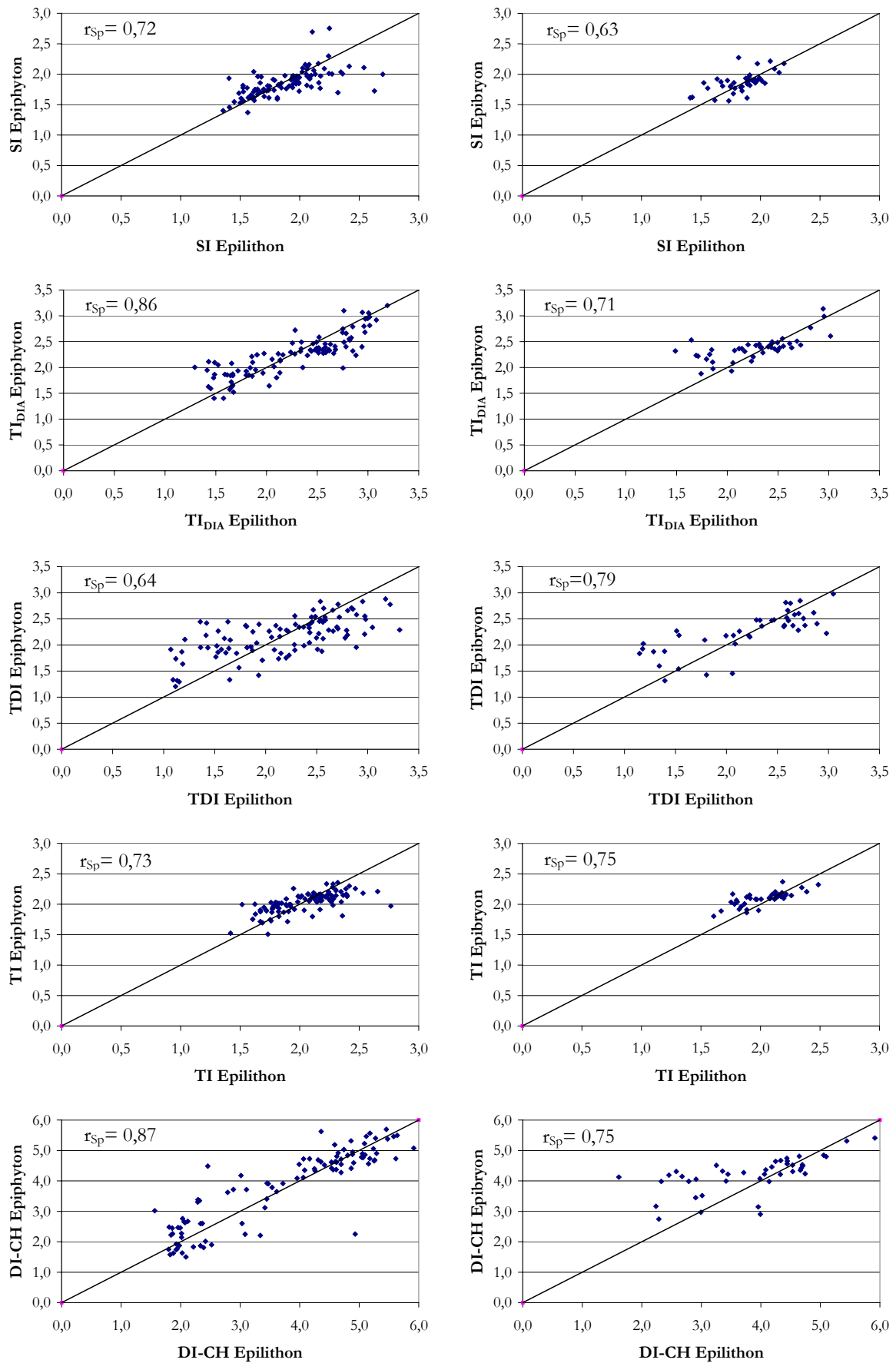


Abbildung 4.15: Streudiagramme der Indexwerte des Epilithons und der Gesellschaften pflanzlicher Substrate (Erklärung der Abkürzungen vgl. Glossar)

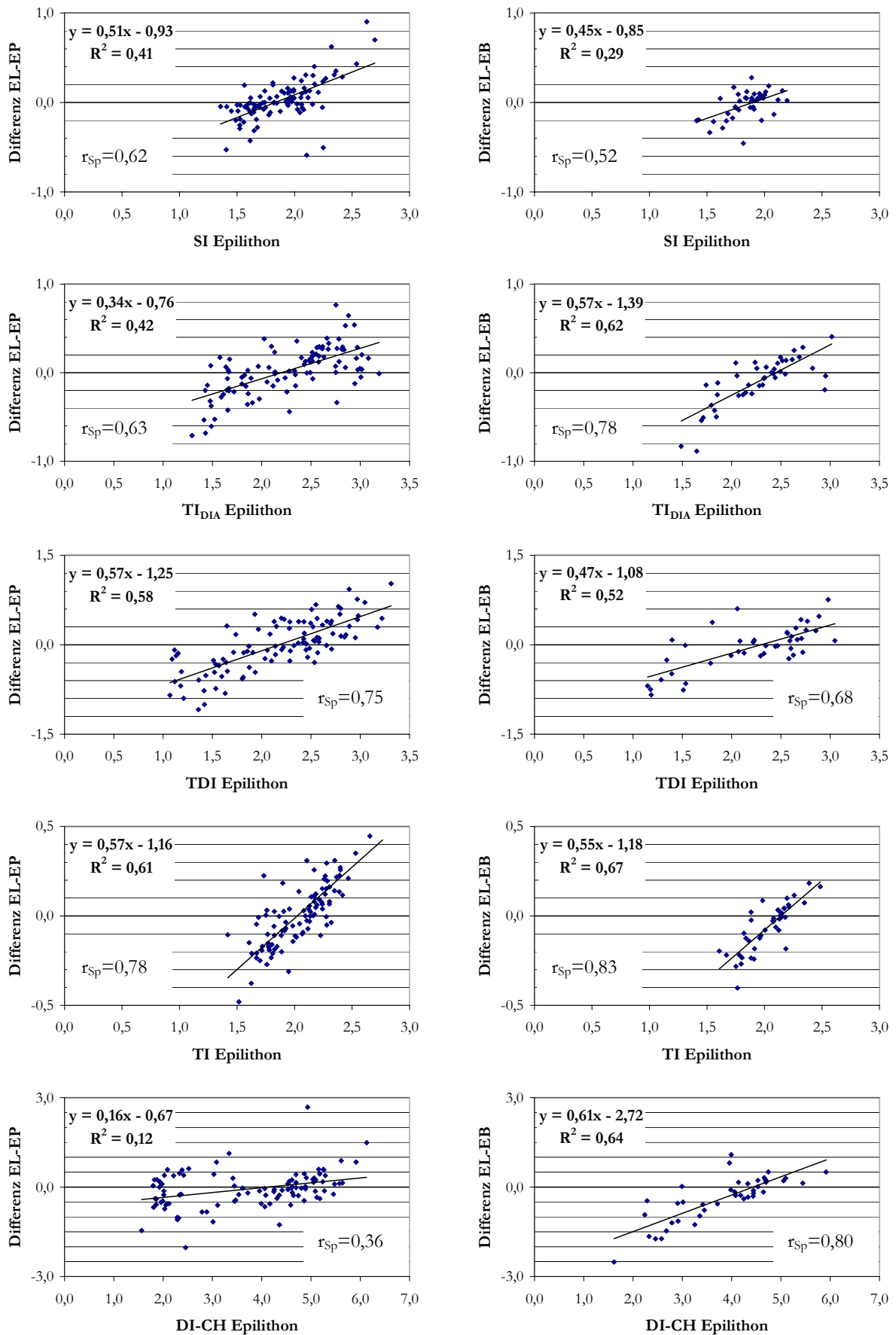


Abbildung 4.16: Regression der Differenzen der Indexwerte der Gesellschaften EL-EP bzw. EL-EB und der Epilithon-Indexwerte (Erklärung der Abkürzungen vgl. Glossar)

TI_{DIA} ($r_{sp}=0,86$) und $DI-CH$ ($r_{sp}=0,87$) für die Gesellschaften des Epilithons und des Epiphytons.

Besonders bei den Indizes TI_{DIA} , TDI und TI scheint die Punktwolke s-förmig um die Gerade herum zu liegen. Daraus lässt sich ableiten, dass bei niedrigerer Trophie das Epiphyton dazu tendiert, höhere Indexwerte zu liefern. Bei stärkerer trophischer Belastung neigen die Indexwerte des Epilithons dazu, höher auszufallen. Um diese Tendenz deutlicher herauszustellen, wurden die Differenzen der Indexwerte von Epilithon und Epiphyton (Differenz $EL-EP$) bzw. Epilithon und Epibryon (Differenz $EL-EB$) berechnet und jeweils gegen den Indexwert des Epilithons aufgetragen (Abbildung 4.16).

Obwohl es sich bei den Indexwerten nicht um metrische, sondern um Intervall skalierte Daten handelt, wurde eine **lineare Regression** durchgeführt. Die Regressionsgerade durch die Punktwolke steigt in allen Diagrammen deutlich an, was die oben vermutete Tendenz klar bestätigt. Die niedrigen Werte des Bestimmtheitsmaßes R^2 zeigen jedoch, dass der beobachtete Zusammenhang bei einigen der Indizes nicht besonders stark ist.

Um die Signifikanz dieses Zusammenhangs zu ermitteln, wurde ergänzend dazu der **Rangkorrelationskoeffizient r_{sp}** berechnet. Dieser liefert auch für Intervall skalierte Daten sichere Aussagen über Stärke und Signifikanz des Zusammenhangs. Für den $DI-CH$ stimmen die Indexwerte von Epilithon und Epiphyton am besten überein. Eine Tendenz zur Über- bzw. Unterbewertung ist hier nicht zu erkennen (geringster Steigungswert der Geraden, niedrigster $r_{sp}=0,36$). Unter den auf TP geeichten Trophieindizes zeigt der TI_{DIA} die geringsten Unterschiede zwischen den Indexwerten epilithischer und epiphytischer Gesellschaften. Bei den Epibryonproben ist das Ungleichgewicht der Indikation für TI_{DIA} und $DI-CH$ stärker ausgeprägt (höhere Steigungswerte der Geraden, höhere r_{sp} von 0,78 bzw. 0,80), was bei der Analyse der Aufwuchsgesellschaften historischer Moosproben berücksichtigt werden sollte. Für die Indizes SI , TDI und TI ist die Tendenz zur Über- bzw. Unterbewertung bei beiden pflanzlichen Substraten stark ausgeprägt.

Am geeignetsten für Epiphytonproben waren demnach der TI_{DIA} und der $DI-CH$. Epibryon sollte nach Möglichkeit nicht zur Trophieindikation herangezogen werden.

4.3.2.3 Vergleich der Indexklassen des Epilithons mit Epiphyton und Epibryon

Wurde der Vergleich der Gesellschaften des Epilithons und des Epiphytons (EL-EP) bzw. des Epilithons und des Epibryons (EL-EB) auf der Ebene von Indexklassen durchgeführt, lagen die Abweichungen in den meisten Fällen im Bereich einer Indexklasse (Abbildung 4.17). Eine grobe Indikation in die Kategorien gering, mäßig und stark belastet konnte demnach von allen Indizes unabhängig vom Substrattyp zuverlässig geleistet werden.

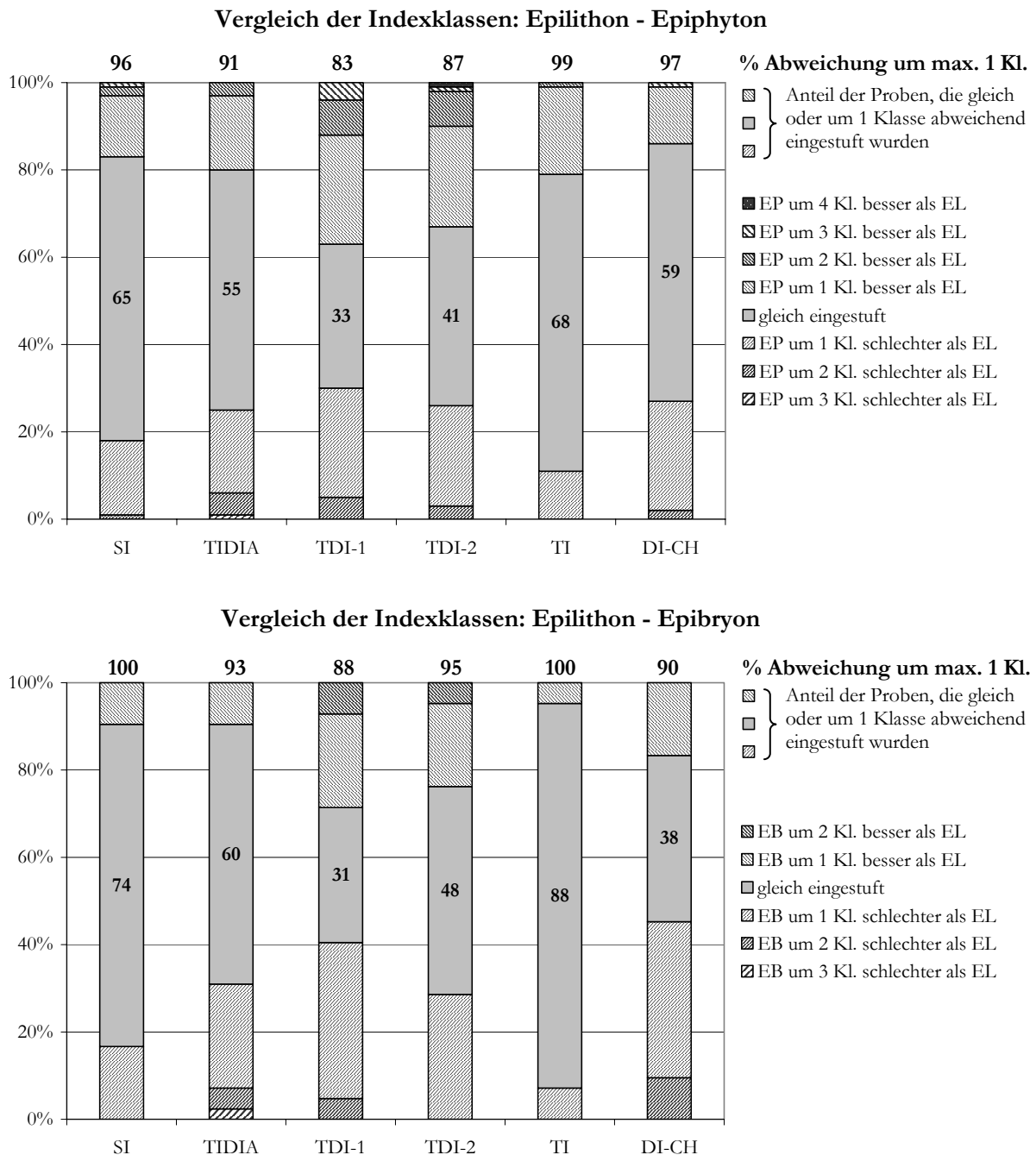


Abbildung 4.17: Vergleich der Indexklassen für die Gesellschaften des Epilithons (EL) und des Epiphytons (EP) bzw. des Epilithons (EL) und des Epibryons (EB)

Der TDI wurde sowohl nach dem Klassifikationsschema von BEHRENDT & OPITZ (= TDI-1; 1996, zit. in CORING et al. 1999) als auch nach dem von LAWA-AK „Stehende Gewässer“ (= TDI-2; 1998, zit. in CORING et al. 1999) eingestuft. Die kleineren Abweichungen sind dabei für den TDI-2 zu verzeichnen. Sehr gute Übereinstimmungen zwischen den Gesellschaften der pflanzlichen Substrate und dem Epilithon zeigen auch SI und TI, was wiederum in der geringen Wertespanne begründet liegt, die die beiden Indizes einnehmen. Für Epiphytonproben liefern der TI_{DIA} und der DI-CH mit 55 % bzw. 59 % gleich eingestufte Proben gute Ergebnisse. In über 90 % der Fälle weichen die beiden Indizes beim Vergleich von Epilithon und Epiphyton bzw. Epilithon und Epibryon maximal um eine Klasse voneinander ab. Eine Bewertung des Trophiezustands mittels Epibryon konnte mit dem TI_{DIA} am besten erfolgen, der 60 % der Proben gleich klassifiziert. Auch hier unterscheiden sich über 90 % der Vergleichspaare um maximal eine Indexklasse. Der TI sollte trotz der größeren Übereinstimmung in der Bewertung nicht verwendet werden, da er zum einen nur eine geringe Wertespanne einnimmt, zum anderen signifikant verschiedene Indexwerte für Epilithon und Epibryon liefert.

4.3.3 Einfluss des Herbarisierens

Um den Einfluss des Herbarisierens auf die Indikation zu ermitteln, wurden die gesicherten Indexwerte der Probestellen verglichen (44 Fälle), an denen zusätzlich zu den Gesellschaften des Epiphytons (EP) auch das herbarisierte Epiphyton (EPh) untersucht worden war. Als EPh wurden die Proben bezeichnet, die von den Herbarbelegen, welche bei der aktuellen Epiphytonprobenahme von den Substratpflanzen angelegt worden waren, nach sechsmonatiger Lagerung entnommen wurden (vgl. Abschnitt 3.1.2.3).

Der paarweise Vergleich der für das Epiphyton und das herbarisierte Epiphyton ermittelten Indexwerte ergab signifikante Unterschiede der Indexwerte bei den Indizes TDI und DI-CH (Wilcoxon-Test, $p < 0,05$; vgl. Anhang, Abschnitt D).

Auf der Ebene der Indexklassen ist zu erkennen, ob diese Abweichungen der Indexwerte eine Einstufung in verschiedene Zustandsklassen zur Folge hat (Abbildung 4.18).

Der Anteil gleich eingestufte Gesellschaften liegt beim TI mit 98 % am höchsten. Allerdings muss auch hier bei der Interpretation die geringe Wertespanne der Indexwerte berücksichtigt werden. Für die übrigen Indizes stimmen zwischen 64 % und 73 % der epiphytischen und der herbarisierten Gesellschaften in der ermittelten Zustandsklasse überein. Dabei weisen die Indizes SI und TI_{DIA} eine symmetrische Verteilung der Abweichungen auf, d. h. die herbarisierten Proben führen genauso oft zu einer besseren wie zu einer schlechteren Bewertung. Wird eine Abweichung um maximal eine Indexklasse nach oben oder unten toleriert, erfüllen für die Indizes SI, TI_{DIA} und DI-CH alle Vergleichspaare von Epiphyton und herbarisiertem Epiphyton diese Anforderung. Bei den Indizes TDI-1 und TDI-2 unterscheiden sich 93 % bzw. 98 % der Wertepaare um maximal eine Indexklasse.

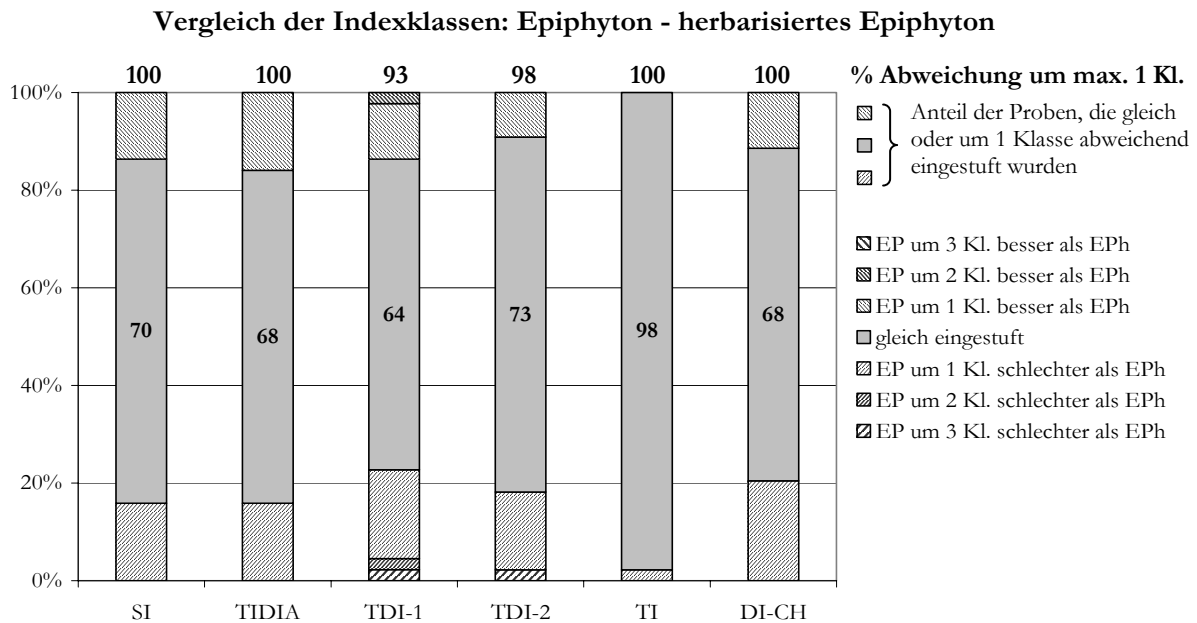


Abbildung 4.18: Vergleich der Indexklassen für die Gesellschaften des Epiphytons (EP) und des herbarisierten Epiphytons (EPh)

Demnach wirkt sich der **Vorgang des Herbarisierens nicht auf die Indikation** aus, wenn die Ergebnisse auf der Ebene von **Indexklassen** betrachtet werden. Epiphyton und herbarisiertes Epiphyton führen in der Mehrzahl der Fälle zur Einstufung in dieselbe Indexklasse.

Wegen des geringen Stichprobenumfangs für Epibryon und herbarisiertes Epibryon (EB-EBh, neun Fälle) ist der durchgeführte Signifikanztest (Wilcoxon-Test, $p < 0,05$; vgl. Anhang, Abschnitt D) nur wenig aussagekräftig. Signifikante Unterschiede in den Indexwerten der beiden Gesellschaften wurden für die Indizes SI und TDI ermittelt.

Auf eine separate Abbildung der eingenommenen Indexklassen wurde verzichtet. Stattdessen wurden die Indexwerte des Epibryons und des herbarisierten Epibryons zusammen mit den Proben aus dem Alterungsversuch dargestellt und erläutert (vgl. rechte Spalte von Abbildung 4.19 und Abbildung 4.20 im folgenden Abschnitt).

4.3.4 Einfluss der Alterung

Wenn eine kurzzeitige Lagerung der Pflanze unter eutrophierenden Bedingungen, die unmittelbar vor dem Herbarisieren der Pflanze erfolgt, sich nicht in der Indikation niederschlägt, können Indexwerte, die aus den Aufwuchsgesellschaften herbarisierter Substratpflanzen ermittelt wurden, mit mehr Sicherheit interpretiert werden.

Um die Folgen einer solchen kurzzeitigen Eutrophierung abschätzen zu können, wurden an zehn Probestellen zusätzliche Pflanzenproben entnommen und einem Alterungsversuch unterzogen (vgl. Abschnitt 3.1.2.4). Insgesamt wurden an diesen Probestellen die Gesellschaften neun verschiedener Substrate untersucht. Dies waren im einzelnen: Epilithon (EL), Epiphyton (EP), herbarisiertes Epiphyton (EPh), Epibryon (EB), herbarisiertes Epibryon (EBh), gealtertes

Epiphyton (EPa), herbarisiertes gealtertes Epiphyton (EPah), gealtertes Epibryon (EBa) und herbarisiertes gealtertes Epibryon (EBah).

Der Wilcoxon-Test ($p < 0,05$; vgl. Anhang, Abschnitt D) für gepaarte Proben (EP-EPa, EB-EBa, jeweils neun Fälle) ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den Indexwerten der sofort aufbereiteten und der gealterten Proben. Nur beim SI sind die Indexwerte von Epibryon und gealtertem Epibryon signifikant verschieden. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs bleibt die Aussagekraft der Testergebnisse jedoch gering.

Eine gemeinsame Darstellung der Indexwerte aller an diesen Probestellen untersuchten Substrate zeigt ebenfalls, dass sich die Proben aus dem Alterungsversuch nicht von den übrigen Proben abheben. Dazu werden die Indexwerte der Gesellschaften aller pflanzlichen Substrate (EP, EPh, EPa, EPah bzw. EB, EBh, EBa, EBah) gegen den Indexwert des Epilithons aufgetragen (Abbildung 4.19 und Abbildung 4.20).

Um Abweichungen aufzuzeigen, die in der Zuordnung zu einer besseren bzw. schlechteren Saprobie- oder Trophieklasse resultieren, wurden die Klassengrenzen des jeweiligen Indexes ins Streudiagramm eingezeichnet. Rechtecke, die diagonal entlang der Winkelhalbierenden verlaufen, enthalten diejenigen Substratpaare, für die das Epilithon und die Gesellschaften pflanzlicher Substrate die gleiche Zustandsklasse indizieren.

In allen Diagrammen ist eine Verschiebung der Punktwolke nach rechts unten zu erkennen, die beim DI-CH besonders stark ausgeprägt ist. Für diesen Index stimmen die von den Gesellschaften des Epilithons und der verschiedenen pflanzlichen Substrate angezeigten Zustandsklassen für den hier untersuchten Teildatensatz nur in wenigen Fällen überein. Die Lage der Punktwolken kann als Hinweis darauf gedeutet werden, dass die Gesellschaften der pflanzlichen Substrate dazu tendieren, eine bessere Zustandsklasse anzuzeigen als die entsprechenden Epilithonindexwerte. Diese Tendenz ist auch für Epibryon und herbarisiertes Epibryon zu beobachten.

Die Proben aus dem Alterungsversuch heben sich nicht von den Proben der übrigen pflanzlichen Substrate ab. Daraus kann abgeleitet werden, dass die Alterung der Pflanzen keine größeren Schwankungen oder Abweichungen der Indexwerte hervorruft, als sie durch den Vorgang des Herbarisierens und das pflanzliche Substrat an sich auftreten. Die eutrophierenden Bedingungen, die während der fünftägigen Lagerung nachweislich geherrscht haben (TP- und SRP-Konzentrationen oberhalb des Messbereichs, vgl. BRAUN 2001), führten also nicht zu einer Änderung der Diatomeengesellschaft, die sich in der Indikation niederschlägt.

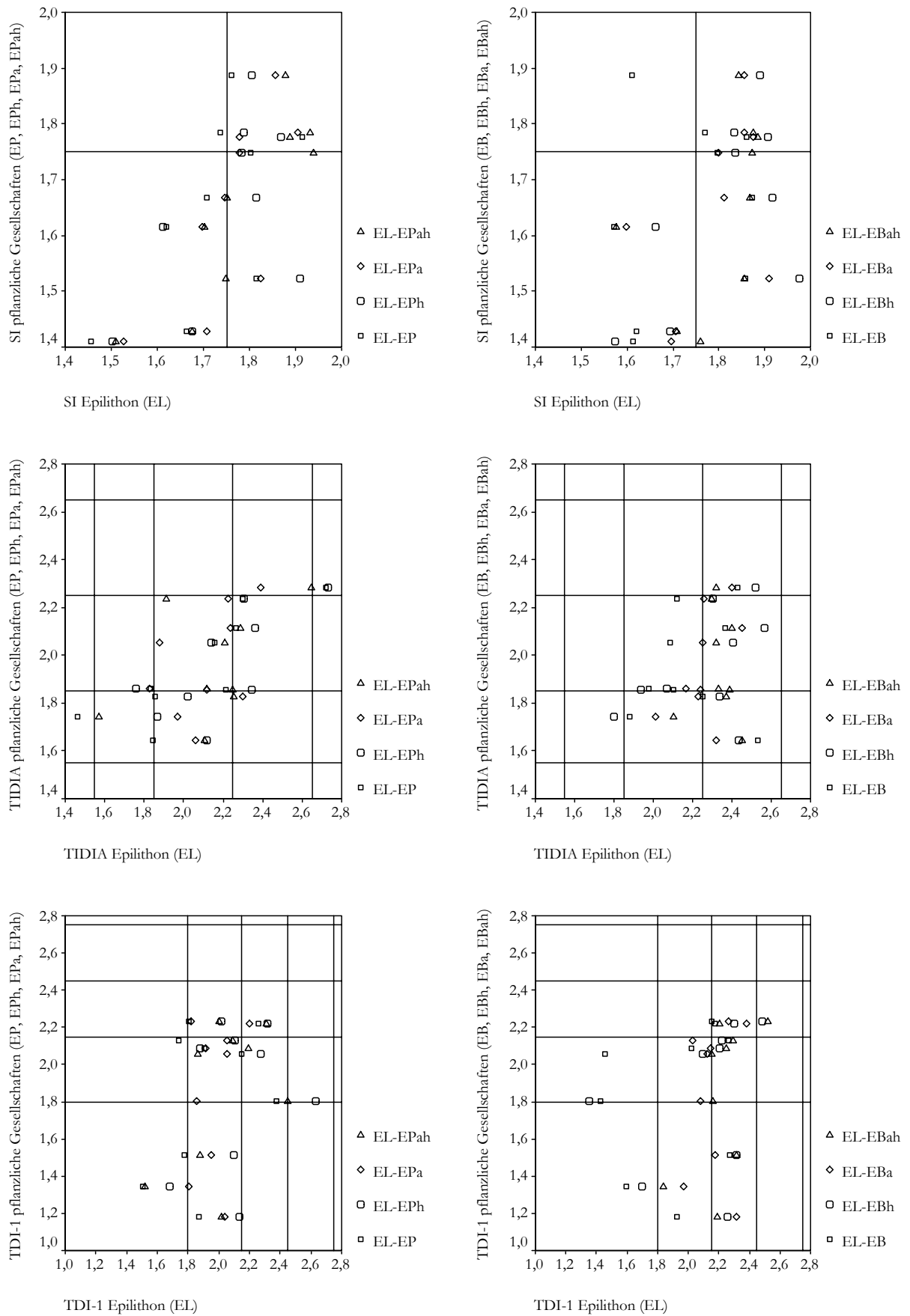


Abbildung 4.19: Streudiagramme der Indexwerte des Epilithons und der Gesellschaften pflanzlicher Substrate (1; Erklärung der Abkürzungen vgl. Glossar)

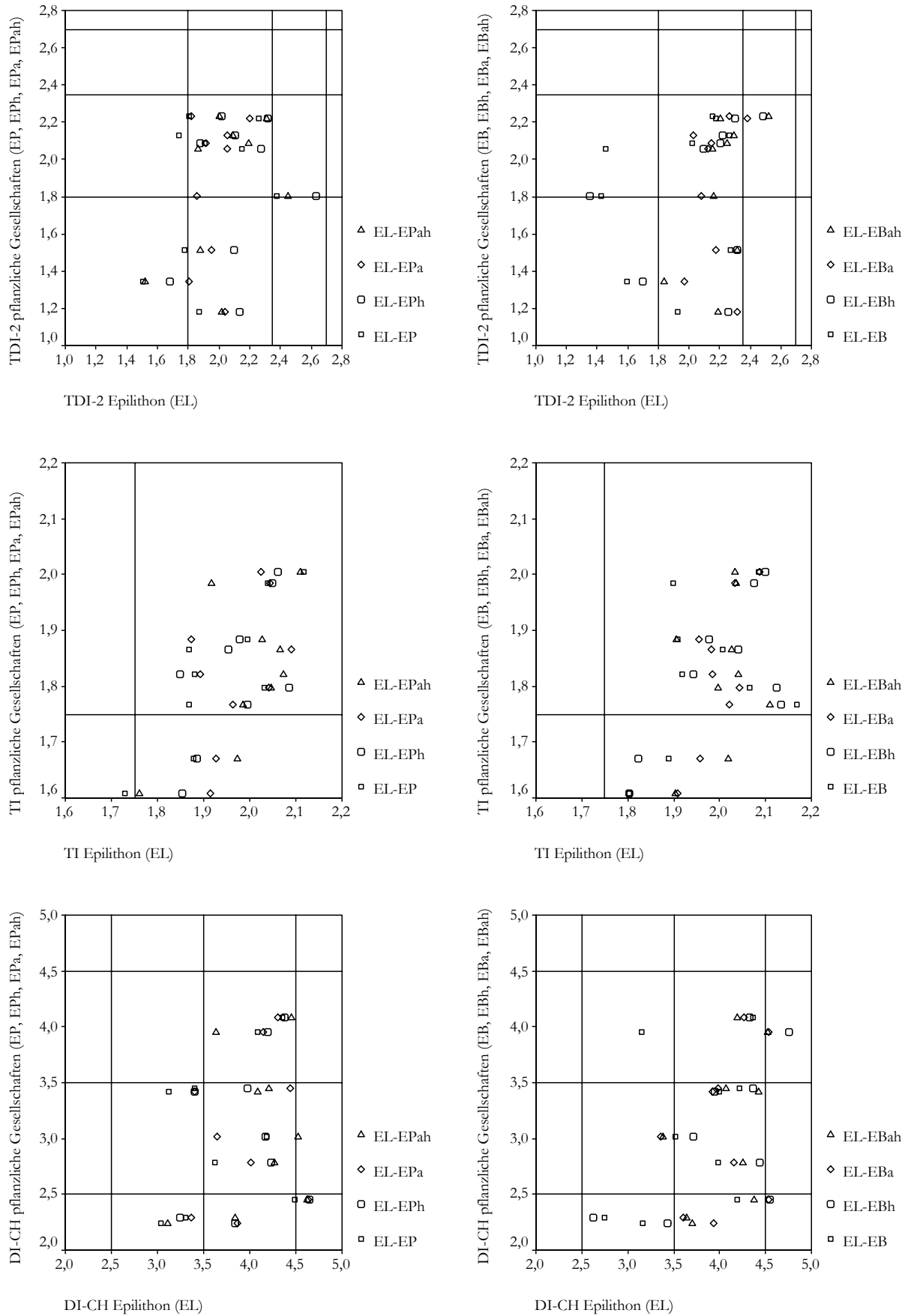


Abbildung 4.20: Streudiagramme der Indexwerte des Epilithons und der Gesellschaften pflanzlicher Substrate (2; Erklärung der Abkürzungen vgl. Glossar)

4.3.5 Vergleich unterschiedlicher Substratpflanzen

4.3.5.1 Vergleich unterschiedlicher Substratpflanzen der historischen Proben

Von einigen Fundorten lagen mehrere historische Herbarbelege des gleichen Funddatums vor. Zwar kann heute nicht mehr nachgeprüft werden, ob die Entnahme der Pflanzen an genau der gleichen Stelle erfolgte, doch legt die gleich lautende Fundortangabe und der oftmals gleiche Sammler der Belege diese Vermutung nahe. Die Auswertung solcher „Parallelproben“ konnte zeigen, wie stark die Indexwerte am (wahrscheinlich) selben Standort variieren. Ob sich die Art der Substratpflanze auf die Indikation auswirkt, konnte nicht überprüft werden, da die einzelnen Makrophytentaxa mit zu wenigen Herbarbelegen vertreten waren.

Tabelle 4.4 fasst den paarweisen Vergleich der für die historischen Proben ermittelten Indexwerte (62 Fälle) zusammen. Bei den Indizes SI und TDI-2 werden jeweils 60 % der Vergleichspaare in die gleiche Indexklasse eingestuft. Von den übrigen Indizes werden zwischen 50 % und 55 % der Vergleichspaare derselben Indexklasse zugeordnet. Abweichungen in der Indikation um eine Indexklasse sind bei allen Indizes häufig und treten bei 26 % (TDI-2) bis 44 % (TI) der Vergleichspaare auf. Werden Abweichungen um eine Indexklasse toleriert, fällt der Großteil der Vergleichspaare in diese Kategorie (SI: 95 %, TI_{DIA}: 87 %, TDI-1: 84 %, TDI-2: 86 %, TI: 99 %, DI-CH: 85 %). Abweichungen um mehr als drei Indexklassen kommen ausschließlich bei den Indizes TDI-1 und TDI-2 vor.

Tabelle 4.4: Paarweiser Vergleich der historischen Proben unterschiedlicher Substratpflanzen derselben Probestelle

SI = Saprobienindex (ROTT et al. 1997), TI_{DIA} = Trophieindex (ROTT et al. 1999), TDI-1 = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999, Klassifikationsschema von BEHRENDT & OPITZ 1996), TDI-2 = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999, Klassifikationsschema von LAWA-AK „Stehende Gewässer“ 1998), TI = Trophieindex (SCHMEDITJE et al. 1998), DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002)

hist. Probenpaare	SI	TI _{DIA}	TDI-1	TDI-2	TI	DI-CH
gleich eingestuft	60 %	50 %	53 %	60 %	55 %	53 %
Abweichung um eine Kl.	35 %	37 %	31 %	26 %	44 %	32 %
Abweichung um zwei Kl.	3 %	8 %	6 %	5 %	2 %	11 %
Abweichung um drei Kl.	2 %	5 %	3 %	8 %	0 %	3 %
Abweichung um vier Kl.	0 %	0 %	6 %	2 %	0 %	0 %

Im Vergleich zu den rezenten „Parallelproben“ (siehe unten), die einen deutlich höheren Grad an Übereinstimmung erreichen, sind bei den historischen Proben stärkere Abweichungen in der Indikation zu beobachten. Der Grad an Übereinstimmung bei den Indexwerten der historischen „Parallelproben“ entspricht etwa dem der Indexwerte verschiedener Substrate (vgl. Abschnitt 4.3.2.2 und 4.3.2.3).

4.3.5.2 Vergleich unterschiedlicher Substratpflanzen der rezenten Proben

An den Fließgewässern Amper und Würm wurden an einigen Probestellen die Epiphytongesellschaften verschiedener Substratpflanzen untersucht. Der paarweise Vergleich der für das Epiphyton ermittelten Indexwerte (14 Fälle) konnte zeigen, wie stark die Werte an derselben Probestelle variieren (Tabelle 4.5). Ob sich die Art der Substratpflanze auf die Indikation auswirkt, konnte nicht überprüft werden, da für die einzelnen Makrophytentaxa zu wenig Proben vorliegen.

Beim TI werden alle Vergleichspaare derselben Indexklasse zugeordnet. Für die Indizes SI und TI_{DIA} liegen 79 % der Epiphytonpaare jeweils in der gleichen Indexklasse, während für die übrigen Indizes der Anteil gleich eingestufter Proben bis auf einen Wert von 50 % abnimmt. Abweichungen um mehr als eine Indexklasse treten nicht auf. Der Grad an Übereinstimmung bei der Bewertung der „Parallelproben“ ist damit für die meisten Indizes deutlich höher als derjenige, welcher bei der Bewertung der Proben verschiedener Substrate derselben Probestelle erreicht wird (vgl. Abschnitt 4.3.2.2 und 4.3.2.3).

Tabelle 4.5: Paarweiser Vergleich von Epiphytonproben unterschiedlicher Substratpflanzen derselben Probestelle

SI = Saprobienindex (ROTT et al. 1997), TI_{DIA} = Trophieindex (ROTT et al. 1999), TDI-1 = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999, Klassifikationsschema von BEHRENDT & OPITZ 1996), TDI-2 = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999, Klassifikationsschema von LAWA-AK „Stehende Gewässer“ 1998), TI = Trophieindex (SCHMEDIJE et al. 1998), DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002), TP = Gesamtphosphor,
* keine Angaben zu TP-Konzentrationen der Indexklassen verfügbar

Epiphytonpaare	SI	TI_{DIA}	TDI-1	TDI-2	TI	DI-CH
gleich eingestuft	79 %	79 %	57 %	50 %	100 %	57 %
Abweichung um eine Kl.	21 %	21 %	43 %	50 %	0 %	43 %
gleich eingestuft wie TP	- *	50 %	36 %	14 %	- *	14 %
mindestens eine Probe gleich eingestuft wie TP	- *	57 %	50 %	50 %	- *	50 %

Wenn zusätzlich der an der entsprechenden Stelle gemessene TP-Gehalt miteinbezogen wird, zeigen beim TI_{DIA} an 50 % der Probestellen sowohl die beiden Epiphytonproben als auch der TP-Gehalt die gleiche Indexklasse an. Für TDI-1, TDI-2 und DI-CH verringert sich der gleich eingestufte Anteil der Stellen merklich. Verglichen mit den Ergebnissen für die Gesamtheit der Epiphytonproben (vgl. Abschnitt 4.3.6) werden beim TI_{DIA} somit mehr, beim TDI-1 etwa gleich viele und für die Indizes TDI-2 und DI-CH deutlich weniger Stellen gemäß dem TP-Gehalt klassifiziert.

Mindestens eine der beiden Epiphytonproben wird häufiger, nämlich an 57 % bzw. 50 % der Stellen, der gleichen Indexklasse wie der gemessene TP-Gehalt zugeordnet, unabhängig davon, welcher Index verwendet wird. Die Einstufung der verbleibenden Epiphytonprobe weicht um eine Klasse davon ab.

4.3.6 Korrelation der Indexwerte der rezenten Proben mit chemischen Parametern

Um zu überprüfen, wie gut die Werte der Diatomeenindizes die chemischen Bedingungen an der Probestelle widerspiegeln, wurden Rangkorrelationen der gesicherten Indexwerte mit den Phosphorparametern durchgeführt. Dabei sind alle Indizes stärker mit den SRP-Konzentrationen korreliert als mit dem TP-Gehalt, unabhängig davon, ob die Korrelationen mit den Daten aller rezenten Proben (330 Fälle) oder getrennt für die Indexwerte des Epilithons, des Epiphytons und des Epibryons gerechnet wurden (vgl. Anhang, Abschnitt E). Die höchsten Korrelationen mit den TP-Konzentrationen weist der SI auf (alle Daten $r_{sp}=0,64$; Epiphyton $r_{sp}=0,67$; Epibryon $r_{sp}=0,64$). Nur für das Epilithon ist der TI stärker mit dem TP-Gehalt korreliert ($r_{sp}=0,65$). Der TDI zeigt für alle Gesellschaften den schwächsten Zusammenhang mit den gemessenen Phosphorparametern. Für die Epibryonproben wurden stets schwächere Korrelationen mit TP und SRP ermittelt als für die übrigen Substrate.

Die beobachteten Rangkorrelationen sind alle signifikant ($p<0,01$), aber mit Korrelationskoeffizienten r_{sp} um 0,6 relativ schwach ausgeprägt. Dazu trägt sicherlich bei, dass mit nur einer Messung pro Probestelle, die zeitgleich mit der Diatomeenprobenahme erfolgte, die Phosphorkonzentrationen nur stichprobenhaft erfasst werden konnten.

Die Zuordnung der gemessenen TP-Werte zu den in den Klassifikationsschemata der Indizes angegebenen TP-Spannen (vgl. Abschnitt 3.2.2.2 und 3.2.2.3) ergab ein differenzierteres Bild. Sie konnte für die Indizes TI_{DIA} , TDI-1, TDI-2 und DI-CH durchgeführt werden, zu deren Indexklassen die zugehörigen TP-Spannen in der Literatur (CORING et al. 1999, ROTT et al. 1999, BUWAL 2002) angegeben waren.

Ein Vergleich der aus den TP-Werten abgeleiteten Indexklassen mit den anhand der Epilithongesellschaften (155 Fälle) ermittelten Indexklassen ist in Abbildung 4.21 dargestellt.

Für den TI_{DIA} stimmt bei 43 % der Proben der von den epilithischen Diatomeengesellschaften und der vom TP angezeigte Trophiegrad überein. Beim DI-CH sind dies nur 31 %. Hierbei fällt auf, dass der DI-CH gleich große Abweichungen in beide Richtungen aufweist, d. h. die Wahrscheinlichkeit, eine Probestelle besser oder schlechter zu bewerten, ist gleich groß. Werden zur Indikation die Indizes TI_{DIA} , TDI-2 und DI-CH verwendet, beträgt bei über 80 % der Proben die Abweichung maximal eine Trophieklasse. Der TDI neigt in beiden Fällen (TDI-1 und TDI-2) dazu, Stellen anhand der Diatomeengesellschaften besser zu bewerten, als dies nach der TP-Konzentration zu erwarten wäre.

Diese Tendenz ist auch bei den Epiphytonproben zu beobachten (Abbildung 4.22). Zudem fällt beim TI_{DIA} ein Rückgang der gleich eingestufteten Proben auf 26 % auf.

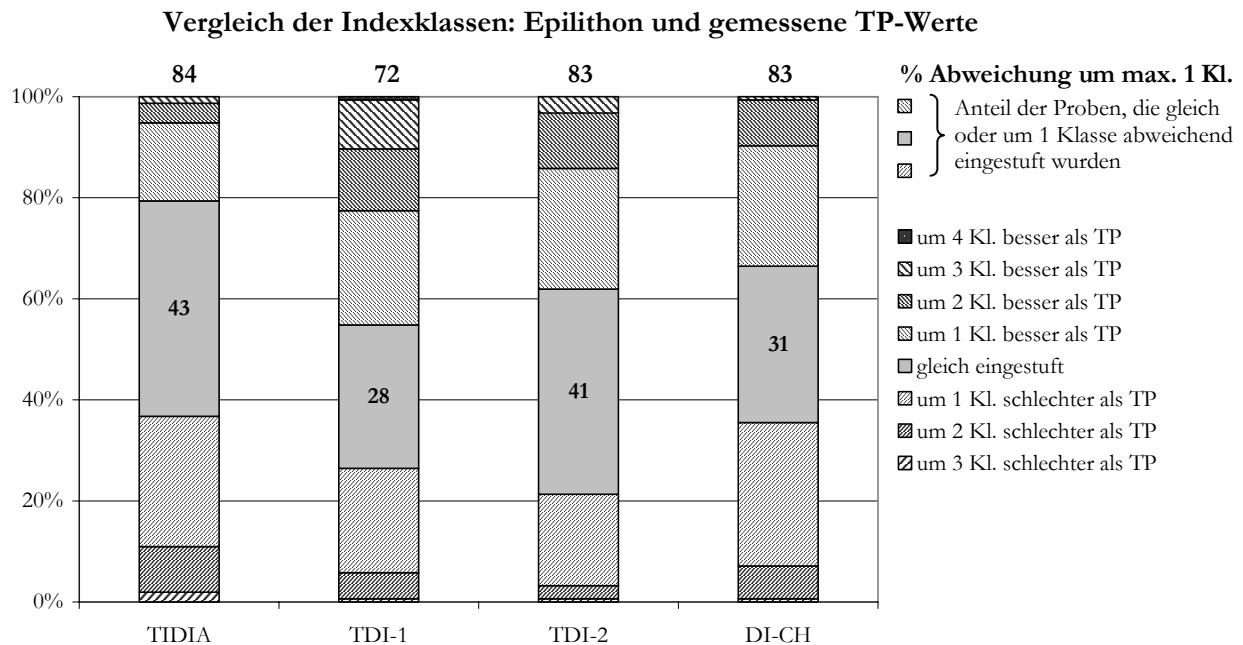


Abbildung 4.21: Vergleich der Indexklassen des Epilithons mit den aus den gemessenen Gesamtposphorwerten (TP) abgeleiteten Klassen

TI_{DIA} = Trophieindex (ROTT et al. 1999), TDI-1 = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999, Klassifikationsschema von BEHRENDT & OPITZ 1996), TDI-2 = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999, Klassifikationsschema von LAWA-AK „Stehende Gewässer“ 1998), DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002)

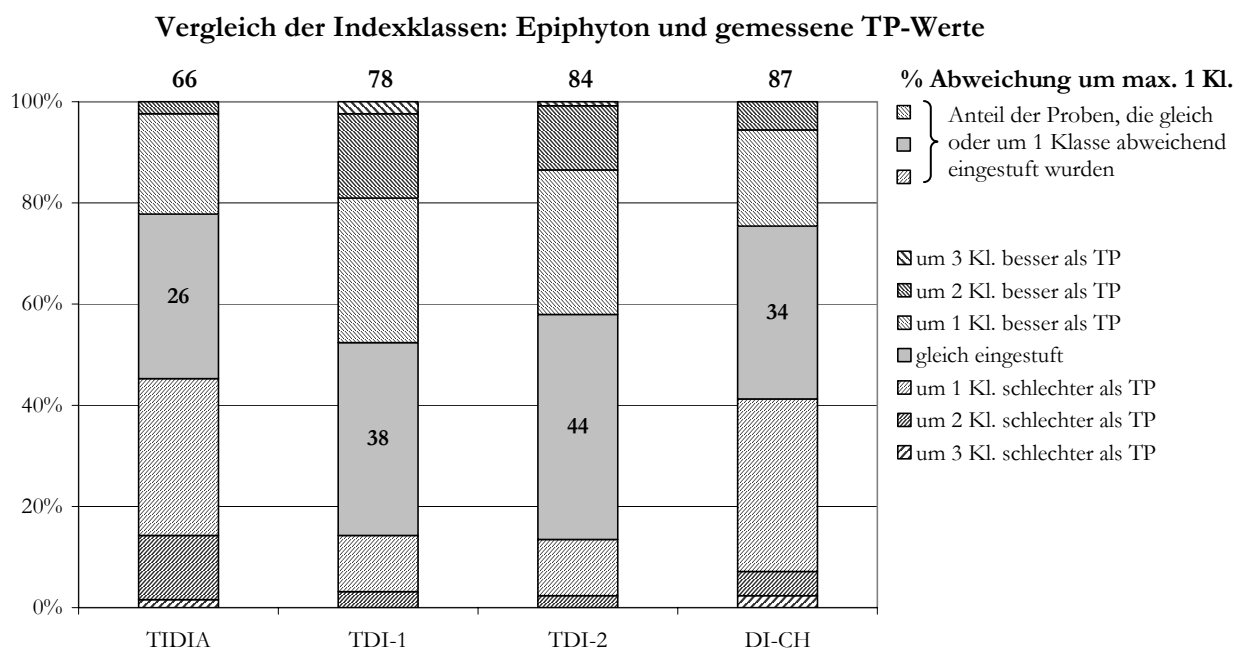


Abbildung 4.22: Vergleich der Indexklassen des Epiphytons mit den aus den gemessenen Gesamtposphorwerten (TP) abgeleiteten Klassen (Erklärung der Abkürzungen vgl. Abbildung 4.21)

Anhand des Epibryons (48 Fälle) wurden für den TI_{DIA} und den DI-CH im Vergleich mit den TP-Konzentrationen teilweise zu hohe Werte ermittelt. Dies zeigt sich darin, dass für viele Stellen

anhand der Diatomeengesellschaften schlechtere Trophieklassen abgeleitet wurden als sie nach der TP-Konzentration zu erwarten gewesen wären.

Dennoch ist der Grad an Übereinstimmung zwischen Indexklassen und TP-Werten für das Epibryon am größten. Die Einstufung der meisten Probestellen weicht nur um maximal eine Klasse von den aus den gemessenen TP-Werten abgeleiteten Trophieklassen ab. Beim TDI-2 ist dies für 94 % der Probestellen der Fall. Damit weist der TDI-2 insgesamt die größten Übereinstimmungen auf.

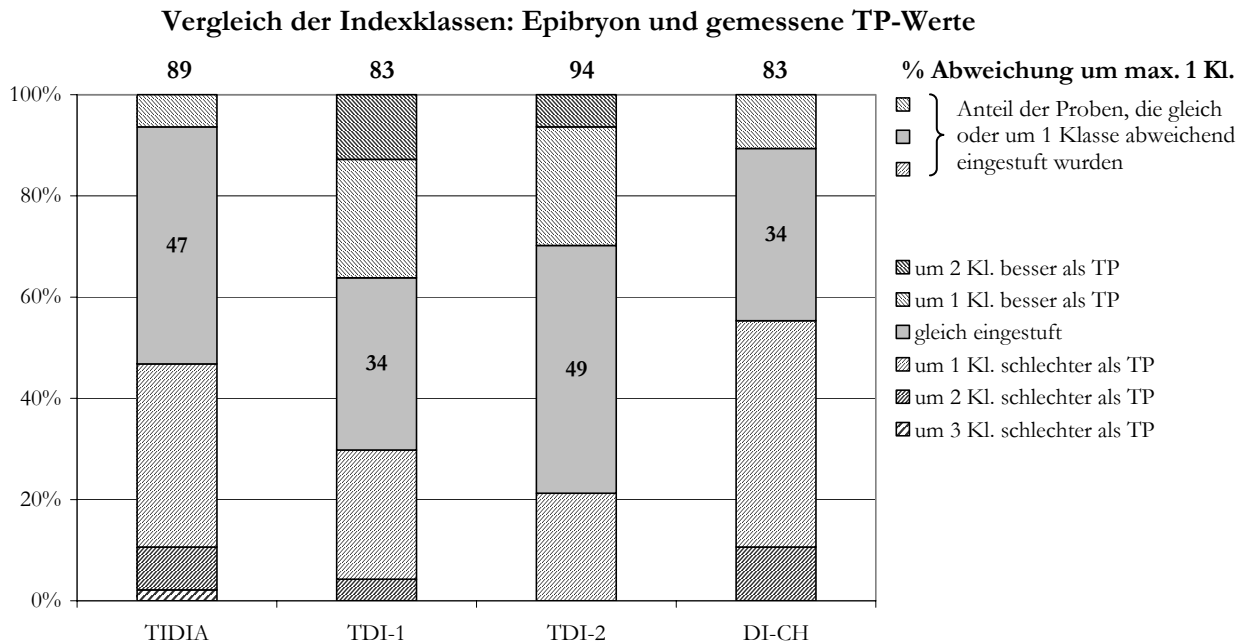


Abbildung 4.23: Vergleich der Indexklassen des Epibryons mit den aus den gemessenen Gesamtposphorwerten (TP) abgeleiteten Klassen (Erklärung der Abkürzungen vgl. Abbildung 4.21)

4.3.7 Korrelation der Indexwerte untereinander

Wenn keine Daten zur Wasserchemie vorlagen, konnte nur die Rangkorrelation der Indexwerte untereinander betrachtet werden. Dabei wurde geprüft, ob Änderungen der Indexwerte bei den verglichenen Indizes in die gleiche Richtung verlaufen. Es wurde also festgestellt, inwiefern die Indizes die gleichen Tendenzen bei der Bewertung der Wasserqualität aufweisen.

4.3.7.1 Korrelation der Indexwerte der historischen Proben

Da für die historischen Proben keine chemischen Messwerte verfügbar waren, wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN berechnet. Bei der Analyse aller historischen Proben treten die größten Korrelationskoeffizienten beim Vergleich der Indizes SI und TI bzw. TDI und TI auf (beide $r_{sp}=0,93$). Alle Korrelationen sind signifikant ($p < 0,01$, $n=119$) und liegen für die übrigen Indexpaare im Bereich 0,77 bis 0,87 (vgl. Anhang, Abschnitt E). Der DI-CH zeigt einen

geringfügig schwächeren Zusammenhang mit den Trophieindizes als dies beim TI_{DIA} , TDI oder TI der Fall ist. Der SI ist mit den Trophieindizes gleich stark korreliert wie die Trophieindizes untereinander.

Amper und Maisach

Wurden Rangkorrelationen für die historischen Proben aus Amper bzw. Maisach durchgeführt, konnten Korrelationskoeffizienten in der gleichen Größenordnung wie für die Gesamtheit aller historischen Proben ermittelt werden. Zwischen allen Indizes bestehen signifikante Zusammenhänge ($p < 0,01$, $n_{Amper}=27$, $n_{Maisach}=14$).

Seebach

Im Seebach korrelieren mit Ausnahme des SI alle Indizes signifikant miteinander ($p < 0,01$, $n_{Seebach}=13$). Dabei sind die Korrelationskoeffizienten höher als für die Gesamtheit aller historischen Proben. Die stärksten Zusammenhänge wurden zwischen TI_{DIA} und TI ($r_{sp}=0,97$) sowie TDI und DI-CH ($r_{sp}=0,96$) beobachtet.

Ölschnitz

Bei den historischen Proben aus der Ölschnitz fällt auf, dass der TI_{DIA} keine signifikanten Korrelationen zu den übrigen Indizes aufweist. Für alle anderen Indizes nimmt r_{sp} Werte von 0,78 bis 0,96 ein und zeigt signifikante Zusammenhänge an ($p < 0,01$, $n_{Ölschnitz}=13$). Für SI und TI ($r_{sp}=0,95$) sowie für TDI und TI ($r_{sp}=0,96$) sind die Korrelationen am deutlichsten.

Bayerische Schwarzach und Schwarzach

An der Bayerischen Schwarzach und der Schwarzach sind für den DI-CH die schwächsten Korrelationen zu den übrigen Indizes zu verzeichnen. Die Korrelationskoeffizienten für SI und die Trophieindizes liegen zwischen 0,64 und 0,88. Stärkere Zusammenhänge sind mit einem r_{sp} von 0,73 bis 0,9 zwischen TI_{DIA} , TDI und TI ausgebildet. Bis auf eine Ausnahme sind alle Korrelationen auf dem Niveau $p < 0,01$ signifikant ($n_{Schwarzach}=32$).

4.3.7.2 Korrelation der Indexwerte der rezenten Proben

Zusätzlich zu den Korrelationen mit den chemischen Parametern (vgl. Abschnitt 4.3.6) wurden auch für die Indexwerte der rezenten Proben die Rangkorrelationen der Indizes untereinander ermittelt. Dabei erfolgte die Berechnung getrennt nach Substrattypen. Alle Korrelationen sind auf dem Niveau $p < 0,01$ signifikant ($n_{Epilithon}=155$, $n_{Epiphyton}=128$, $n_{Epibryon}=47$; vgl. Anhang, Abschnitt E).

Beim **Epilithon** ist der stärkste Zusammenhang mit einem r_{sp} von 0,94 zwischen SI und TI ausgebildet. Der TDI weist in den meisten Fällen die schwächsten Korrelationen zu den übrigen

Indizes auf (zum SI: $r_{sp}=0,65$, zum TI: $r_{sp}=0,79$, zum DI-CH: $r_{sp}=0,77$). Die für die Indexwerte des **Epiphytons** ermittelten Korrelationskoeffizienten sind meist etwas niedriger als die entsprechenden Werte des Epilithons. Sie nehmen Werte von 0,67 bis 0,88 ein, wobei die Indizes SI und TI sowie TI_{DIA} und DI-CH am stärksten korreliert sind ($r_{sp}=0,88$). Für das **Epibryon** tritt beim DI-CH die höchste Korrelation zum SI ($r_{sp}=0,79$) auf. Gleichzeitig sind für den DI-CH die Korrelationen zu den Trophieindizes am schwächsten ausgeprägt ($r_{sp}=0,62$ bis $r_{sp}=0,74$). Die Korrelationen zwischen den Trophieindizes TI_{DIA} und TDI bzw. TI_{DIA} und TI sind hier jedoch stärker als bei den übrigen Substraten ($r_{sp}=0,86$ bzw. $r_{sp}=0,91$). Alle weiteren Korrelationen der Epibryonindexwerte ergeben einen etwas schwächeren Zusammenhang als er für Epilithon bzw. Epiphyton festgestellt wurde.

4.3.8 Vergleichende Bewertung der Indizes mittels Hassediagrammtechnik

Die Ergebnisse der angewendeten Diatomeenindizes sind nicht direkt miteinander vergleichbar, da die im Eichdatensatz erfassten Gesamtphosphorspannen sowie deren numerische und verbale Einteilung in Zustandsklassen bei den einzelnen Verfahren voneinander abweichen. In der Praxis führt das zu dem Problem, dass bei gleichzeitiger Anwendung mehrerer Indizes widersprüchliche Ergebnisse auftreten können. Die Hassediagrammtechnik (HDT) kann hier eine Entscheidungshilfe dafür sein, welcher Index für den jeweiligen Datensatz, z. B. für ein bestimmtes Fließgewässer oder ein bestimmtes Substrat, einen besonders hohen Informationsgehalt hat bzw. ein geeignetes Bewertungsverfahren darstellt. Außerdem kann anhand der HDT herausgearbeitet werden, welche Probestellen bzw. Gewässerabschnitte von den verschiedenen Indikationsverfahren übereinstimmend eingestuft werden.

Dazu wurden getrennt nach historischen und rezenten Proben Hassediagramme (HDs) ermittelt, die die Probestellen nach abnehmender Wasserqualität vertikal anordnen. Auf eine graphische Darstellung der HDs wurde wegen ihrer hohen Komplexität verzichtet. Stattdessen wurden die **Hassediagramme als Grundlage für Sensitivitätsanalysen** herangezogen (vgl. Abschnitt 3.2.5.2), die Auskunft über das Indikationsverhalten der einzelnen Indizes geben. Sensitivitätsanalysen wurden für verschiedene Teildatensätze sowohl bezüglich der Indexwerte als auch für die daraus abgeleiteten Indexklassen durchgeführt. In die Analyse gingen nur die gesicherten Indexwerte ein (vgl. Abschnitt 4.3.1). Die resultierenden Werte der W-Matrix wurden normiert und sind in Abschnitt F im Anhang aufgelistet.

Zur Berechnung der W-Matrix für die Indexwerte wurden die folgenden Attribute verwendet:

- (1) alle Indizes (SI, TI_{DIA} , TDI, TI und DI-CH)
- (2) alle Indizes ohne SI (TI_{DIA} , TDI, TI und DI-CH)

Als Attributkombinationen zur Berechnung der W-Matrix für die Indexklassen dienten:

- (1) alle Indizes mit nur einer Version des TDI (SI, TI_{DIA} , TDI-1 bzw. TDI-2, TI und DI-CH)

(2) alle Indizes ohne SI mit nur einer Version des TDI (SI, TI_{DIA}, TDI-1 bzw. TDI-2, TI und DI-CH)

Dabei wurde der TDI sowohl nach dem Klassifikationsschema von BEHRENDT & OPITZ (= TDI-1; 1996, zit. in CORING et al. 1999) als auch nach dem von LAWA-AK „Stehende Gewässer“ (= TDI-2; 1998, zit. in CORING et al. 1999) eingestuft. Der SI wurde beim zweiten Ansatz jeweils weggelassen, um getrennt zu analysieren, wie sich die Indizes, die Bezug zum Gesamtphosphorgehalt aufweisen, untereinander verhalten.

4.3.8.1 Bewertung der Indizes

Generell sind die ermittelten Einträge der W-Matrix sehr niedrig (vgl. Anhang, Abschnitt F). Das liegt zum einen an der extremen Einschätzung von W_{\max} . Zum anderen ist die Antikettenbildung einzelner Attribut-Teilungen für die niedrigen W-Werte verantwortlich (BRÜGGEMANN, mündl. Mitteilung).

Der **SI** weist bei den rezenten Proben meist eher geringe W-Matrix-Werte auf und verhält sich damit nur in wenigen Fällen abweichend zu den übrigen Indizes. Dies kann durch die heute weitgehend geringe saprobielle Belastung und der damit geringen Wertespanne des Index erklärt werden. Für einige Fließgewässer sind die W-Matrix-Werte für den SI dagegen bei den historischen Proben am höchsten. Dass der SI sich abweichend von den Trophieindizes verhält, weist auf eine früher stärkere saprobielle Belastung der Fließgewässer hin. Diese war anscheinend stark genug, um sich von der Trophie abzuheben und die Struktur der HDs gesondert zu beeinflussen.

Beim **TI_{DIA}** heben sich die W-Matrix-Werte nicht oder nur geringfügig von den übrigen Einträgen ab. Wenn der Index maximale W-Werte aufweist, dann meist gemeinsam mit weiteren Indizes.

Auf Klassenebene wird das Indikationsverhalten des **TDI** erst dann deutlich, wenn der Index entweder als TDI-1 oder als TDI-2 in die Analyse eingeht. Da die beiden Klassifikationsschemata nur leicht gegeneinander verschoben sind, kann, sofern beide verwendet werden, beim Weglassen des einen Index der jeweils andere die enthaltene Information weitergeben. Erst wenn nur noch einer der beiden Indizes für die Analyse herangezogen wird, wirkt sich dessen Weglassen auf die W-Matrix für die Indexklassen aus. In diesen Fällen weist der TDI-1 bzw. der TDI-2 häufig die höchsten Einträge auf, d. h. der Index verhält sich weitgehend gegenläufig zum Rest. Die Eigenschaft des TDI, Probestellen tendenziell besser einzustufen als nach der gemessenen TP-Konzentration zu erwarten gewesen wäre (vgl. Abschnitt 4.3.6), wird also auch von der HDT erkannt.

Die Einträge der W-Matrix sind für den **TI** durchgehend sehr niedrig. Als mögliche Ursache hierfür kann angeführt werden, dass der Index sich konform zu den übrigen Trophieindizes verhält. Wahrscheinlicher ist jedoch, dass aufgrund der engen Wertespanne, die der TI einnimmt (vgl. Abschnitt 4.3.2.1), die Mehrzahl der Proben derselben Klasse zugeordnet wird. Durch die

zahlenmäßig nahe beieinander liegenden Indexwerte und die kaum vorhandene Differenzierung in Indexklassen bleibt der Beitrag des TI zur Struktur der HDs sehr gering.

Für den **DI-CH** liegen die Einträge der W-Matrix bei Betrachtung der Indexwerte häufig höher als für die übrigen Indizes. Der DI-CH basiert im Gegensatz zu den anderen Trophieindizes nicht allein auf dem Gesamtphosphorgehalt, sondern auf einer Gesamtchemiebewertung der Probestelle, was auch die Struktur des HD beeinflusst. Auf Klassenebene hebt sich der DI-CH nicht mehr von den übrigen Indizes ab.

4.3.8.2 Sensitivitätsanalyse der Hassediagramme der historischen Proben

Für die Gesamtheit aller historischen Proben schwanken die Einträge der W-Matrix nur wenig (vgl. Anhang, Abschnitt F). Bei den Indexwerten sind die W-Werte für den TI_{DIA} und den DI-CH geringfügig höher. Werden die Indexklassen betrachtet, sind die Werte der W-Matrix für SI, TI_{DIA} , TDI-1 bzw. TDI-2 und DI-CH nahezu gleich, was auf ein ähnliches Indikationsverhalten der Indizes schließen lässt. Wenn die Analyse ohne den SI durchgeführt wird, heben sich TDI-1 bzw. TDI-2 und DI-CH von den übrigen Indizes ab.

Werden die historischen Proben aus **Amper** und **Maisach** jeweils gesondert analysiert, ist ebenfalls eine geringe Schwankung der W-Matrix-Werte zu beobachten, d. h. keiner der Indizes hat einen größeren Einfluss auf die Struktur der HDs als ein anderer. Bei den Proben aus der **Amper** treten höhere W-Werte bei den Indizes SI, TI_{DIA} und DI-CH auf. Die Analyse der Indexklassen aller Indizes zeigt hier ein abweichendes Verhalten des SI, dessen W-Werte maximal sind. Für die **Maisach**-Proben sind die maximalen W-Werte, abhängig von der Auswahl der Indizes, bei unterschiedlichen Indizes zu finden. Ein abweichendes Indikationsverhalten eines bestimmten Index konnte somit nicht festgestellt werden.

Die Analyse der Indexwerte sowie der Indexklassen für die **Seebach**-Proben liefert hohe Einträge der W-Matrix für den SI, der sich dadurch deutlich von den übrigen Indizes abhebt. Dies kann als Hinweis dafür gewertet werden, dass die frühere saprobielle Belastung des Fließgewässers durch den SI getrennt von der Trophie erfasst wird. Werden nur die Trophieindizes analysiert, sind die höchsten W-Werte beim DI-CH zu finden, ebenfalls ein Hinweis dafür, dass neben dem Gesamtphosphor andere chemische Parameter für die Belastung verantwortlich waren.

Für die historischen Proben aus der **Ölschnitz** weist der TI_{DIA} bei der Betrachtung der Indexwerte die höchsten W-Matrix-Einträge auf, die deutlich über den Werten der anderen Indizes liegen. Auch auf der Ebene der Indexklassen sind die höchsten W-Werte beim TI_{DIA} zu finden, unabhängig davon, welche Indexkombination verwendet werden. Dass der TI_{DIA} sich im Fall der Ölschnitz abweichend zu allen übrigen Indizes verhält, steht in Einklang mit den Ergebnissen der Rangkorrelation der historischen Indexwerte (vgl. Abschnitt 4.3.7.2). Hier weist der TI_{DIA} als einziger Index keine signifikanten Korrelationen auf. Insgesamt erscheint der TI_{DIA} damit zur Trophiebewertung der Ölschnitz nur wenig geeignet.

Bei der Bewertung der Proben aus den Flüssen **Schwarzach** und **Bayerische Schwarzach** fällt der DI-CH durch die höchsten Einträge in der W-Matrix für die Indexwerte auf. Werden die Indexklassen betrachtet, weichen der TDI-1 bzw. der TDI-2 am stärksten von den übrigen Indizes ab.

4.3.8.3 Sensitivitätsanalyse der Hassediagramme der rezenten Proben

Die Sensitivitätsanalyse für die HDs aller aktuellen Probestellen ergab für Indexwerte und Indexklassen die höchsten W-Matrix-Werte beim TDI (vgl. Anhang, Abschnitt F). Das abweichende Verhalten des TDI liegt darin begründet, dass an vielen Probestellen die trophische Belastung von diesem Index zu gering bewertet wird.

Werden nur die Proben aus der **Amper** betrachtet, weist der DI-CH maximale W-Werte bei der Analyse der Indexwerte auf. Für das Epibryon ist der W-Matrix-Eintrag besonders hoch, das abweichende Indikationsverhalten des DI-CH also stärker ausgeprägt. Auch bei der Analyse auf Klassenebene treten substratabhängige Unterschiede im Verhalten der Indizes auf. TDI-1 bzw. TDI-2 besitzen maximale W-Werte, wenn die Gesamtheit der Amper-Proben oder das Epilithon der Amper analysiert werden. Für das Epiphyton sind die Einträge beim DI-CH am höchsten. Die Epibryonproben sind durch besonders hohe W-Matrix-Werte der Indizes TDI-1 bzw. DI-CH gekennzeichnet.

Bei den Indexwerten der **Maisach**-Proben sind die höchsten W-Werte meist beim SI und beim DI-CH zu finden. Die abweichende Indikation durch diese Indizes weist darauf hin, dass die heutige Belastung des Fließgewässers über den Gesamtphosphor hinausgeht. Auf der Ebene von Indexklassen treten die höchsten Einträge bei den Indizes SI und TDI-1 bzw. TDI-2 auf. Werden nur die Epiphytonproben analysiert, fallen die W-Werte beim TDI-1 bzw. TDI-2 deutlich höher aus als dies für die Proben des Epilithons der Fall ist. Das gegenläufige Verhalten des TDI ist damit substratabhängig und für pflanzliche Substrate stärker ausgeprägt.

Für die Fließgewässer **Schwarzach** und **Bayerische Schwarzach** führen die Indexwerte von T_{DIA} und DI-CH zu hohen W-Matrix-Einträgen. Bei Betrachtung der Indexklassen zeichnet sich der DI-CH durch hohe W-Werte und ein zu den übrigen Indizes gegenläufiges Verhalten aus.

4.3.9 Zusammenfassung

Die Definition eines Kriteriums zur **Indexsicherung** war notwendig, um Pioniergesellschaften mit ausgeprägten Dominanzstrukturen von der Indikation auszuschließen. Es wurde ein Schwellenwert der Evenness von 0,25 festgelegt, unterhalb dessen die für diese Diatomeenproben ermittelten Indexwerte als nicht gesichert galten. Proben mit nicht gesicherten Indexwerten wurden bei der weiteren statistischen Auswertung zur Bewertung der Wasserqualität nicht berücksichtigt.

Durch den Vergleich der Indexwerte konnte der **Einfluss des untersuchten Substrats** auf das Ergebnis der Indikation abgeschätzt werden. Die **Indexwerte** der Gesellschaften pflanzlicher

Substrate wiesen gegenüber den Epilithonindexwerten geschrumpfte Wertespannen auf, was besonders stark beim Epibryon und bei den Indizes SI und TI ausgeprägt war. Die höchsten Korrelationen zwischen den Indexwerten epilithischer und epiphytischer Gesellschaften traten bei den Indizes TI_{DIA} und DI-CH auf. Für die Indizes TI und DI-CH waren die für Epilithon und Epibryon ermittelten Werte signifikant verschieden. Wurden die **Indexklassen** betrachtet, führte die Analyse der Gesellschaften von Stein- bzw. Pflanzensubstrat vielfach zur gleichen Bewertung. Einen besonders hohen Grad an Übereinstimmung zeigten die Indizes SI und TI. Bei TDI-1 und TDI-2 war auffällig, dass vor allem das Epilithon häufiger als bei den übrigen Indizes eine oligotrophe Trophieklasse indizierte. Damit tendierte der TDI dazu, den Trophiezustand zu positiv zu bewerten. Wenn eine beidseitige Abweichung um eine Klasse toleriert wurde, betrug der Grad an Übereinstimmung für alle Indizes, mit Ausnahme des TDI, mehr als 90 %. Eine grobe Indikation der Zustandsstufen gering, mäßig und stark belastet war demnach unabhängig vom Substrat mit allen Indizes sicher möglich.

Sowohl das **Herbarisieren** als auch die **Alterung** der Substratpflanzen hatten **keinen Einfluss** auf die Indikation. Die beobachteten Schwankungen und Abweichungen der Indexwerte lagen im selben Bereich wie bei den pflanzlichen Frischproben. Signifikante Unterschiede der Indexwerte traten bei den Indizes TDI und DI-CH zwischen Epiphyton und herbarisiertem Epiphyton auf, wirkten sich auf der Ebene von Indexklassen jedoch nicht auf die Indikation aus.

Die Analyse des **Epiphytons verschiedener Substratpflanzen** derselben Probestelle zeigte für das rezente Epiphyton gute Übereinstimmungen bei den Indizes SI und TI_{DIA} . Die auftretenden Abweichungen waren geringer als für die Gesellschaften unterschiedlicher Substrattypen. Bei den historischen „Parallelproben“ waren stärkere Abweichungen in der Indikation zu beobachten.

Die **Rangkorrelation der Indexwerte** mit den gemessenen Phosphorparametern ergab für alle Indizes signifikante Korrelationen, die zum SRP-Gehalt stärker ausgebildet waren als zur TP-Konzentration. Der SI zeigte, außer beim Epilithon, die stärkste Korrelation mit dem Gesamtphosphor. Der TDI wies die schwächste Korrelation zum TP-Gehalt auf. Mit Werten des Rangkorrelationskoeffizienten r_{SP} um 0,6 waren alle Korrelationen relativ schwach ausgeprägt.

Beim Vergleich der **TP-Konzentrationen mit den Indexklassen** fiel der Anteil gleich eingestufte Proben deutlich geringer aus als beim Vergleich der verschiedenen Substrate. Abhängig vom Substrat und vom verwendeten Index lagen nur zwischen 26 % und 49 % der Proben in der gleichen Indexklasse wie der TP-Wert.

Für die Indexwerte der **historischen sowie der rezenten Proben** zeigte die Rangkorrelation, dass Änderungen der Indexwerte bei allen Indizes signifikant in die gleiche Richtung verlaufen.

Die **Hassediagrammtechnik (HDT)** gab Auskunft über das Indikationsverhalten der Indizes. Der SI hob sich bei einem Teil der historischen Proben von den übrigen Indizes ab, was auf eine früher stärkere saprobielle Belastung hinweist. Der TDI gewann an Bedeutung, wenn auf Ebene der Indexklassen entweder TDI-1 oder TDI-2 in die Analyse eingingen. Auch hierin zeigte sich die Tendenz des TDI, Probestellen besser zu bewerten als nach der TP-Konzentration zu erwarten wäre. Der DI-CH zeichnete sich häufig durch ein zu den übrigen Indizes gegenläufiges

Verhalten aus, worin sich die auf der Gesamtchemie basierenden Eichung des Index widerspiegelte. Bei den rezenten Proben lagen die Einträge der W-Matrix höher, wenn nur die Proben des Epiphytons oder des Epibryons analysiert wurden. Das gegenläufige Verhalten der Indizes war demnach bei Gesellschaften pflanzlicher Substrate stärker ausgeprägt.

In Tabelle 4.6 sind alle Ergebnisse, die bei der Bewertung der Indizes gewonnen wurden, noch einmal zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 4.6: Zusammenfassende Übersicht der Bewertung der Indizes, bezogen auf die Indikationseigenschaften bei den rezenten Epiphytonproben

SI = Saprobienindex (ROTT et al. 1997), TI_{DIA} = Trophieindex (ROTT et al. 1999), TDI-1 = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999, Klassifikationsschema von BEHRENDT & OPITZ 1996), TDI-2 = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999, Klassifikationsschema von LAWA-AK „Stehende Gewässer“ 1998), TI = Trophieindex (SCHMEDITJE et al. 1998), DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002)

+ = gut geeignet, (+) = gut geeignet, aber aufgrund der geringen Wertespanne nicht zu empfehlen, - = weniger gut geeignet, kein Eintrag = keine Aussage möglich

	SI	TI _{DIA}	TDI-1	TDI-2	TI	DI-CH
Substratabhängigkeit des Wertebereichs	+	+	-	-	-	+
Substratabhängigkeit der Indexwerte		++			-	++
Substratabhängigkeit der Indexklassen	+	+	-	-	(+)	+
Einfluss des Herbarisierens			--	--	(+)	-
Übereinstimmung bei „Parallelproben“	+	+			(+)	
Korrelation mit dem Gesamtphosphor	+		-	-		
Hassediagrammtechnik	+	+	-	-	-	+

4.4 *Bewertung der aktuellen Wasserqualität*

Das passive Monitoring anhand von Diatomeengesellschaften stellt ein weit verbreitetes Verfahren zur Untersuchung von Gewässerbelastungen dar (BUWAL 2002). Neben den methodischen Ansätzen dieser Arbeit zur Rekonstruktion der ehemaligen Wasserqualität soll daher im folgenden Kapitel auch ein Überblick über die aktuelle Wasserqualität an den untersuchten Probestellen gegeben werden.

Zunächst wurden die physikalisch-chemischen Bedingungen an den aktuellen Probestellen anhand einer Hauptkomponentenanalyse zusammengefasst und interpretiert (vgl. Abschnitt 4.4.1). Zur Abschätzung der Wasserqualität anhand der Diatomeengesellschaften wurden verschiedene Indizes berechnet und vergleichend gegenübergestellt (vgl. Abschnitt 4.4.2).

4.4.1 **Physikalisch-chemische Bedingungen der aktuellen Probestellen**

Um die aktuellen Probestellen anhand der Gesamtheit der gemessenen Umweltparameter zu charakterisieren, wurde eine **Hauptkomponentenanalyse (PCA)** durchgeführt, welche die Probestellen nach ihrer Ähnlichkeitsstruktur gruppierte. Dabei stellen die PCA-Achsen theoretische Gradienten dar, die von den Umweltparametern abgeleitet sind und linear mit diesen zusammenhängen. Bei jeder Probenahme wurden die folgenden Umweltvariablen erfasst: die physikalischen Parameter pH-Wert (pH), Leitfähigkeit (LF), Sauerstoffsättigung (O₂) und Temperatur (Temp), die chemischen Parameter Gesamtphosphor (TP), gelöster reaktiver Phosphor (SRP), Ammoniumstickstoffgehalt (NH₄-N) und Nitratstickstoffgehalt (NO₃-N) sowie die strukturellen Parameter Fließgeschwindigkeit (v) und Beschattung (beide ordinal skaliert).

Vor der Analyse wurde der Gesamtdatensatz der Umweltvariablen nach SACHS (1999; vgl. Abschnitt 3.2.3.1) auf Normalverteilung getestet (Teststatistik vgl. Anhang, Abschnitt D). Da die chemischen Parameter nicht normalverteilt waren, wurden diese Daten einer Logarithmustransformation unterzogen, um eine Normalverteilung zu approximieren.

Die PCA wurde auf der Basis der **standardisierten und zentrierten Umweltvariablen** für den Gesamtdatensatz der aktuellen Probestellen berechnet. Probestellen, an denen mehrere Probenahmen durchgeführt wurden, gingen getrennt in die Analyse ein, so dass insgesamt 172 Aufnahmen verwendet wurden. Umweltvariablen, die wenig zur Erklärung der Varianz beitrugen und daher im Streudiagramm als sehr kurze Pfeile erschienen, wurden nicht dargestellt.

Tabelle 4.7 fasst die Kenngrößen der PCA zusammen. Der Eigenwert der ersten PCA-Achse beträgt 2,8, wobei die ersten beiden Achsen zusammen 47 % der Varianz der Umweltdaten erklären. Die Hauptkomponenten-Ladungen zeigen an, welche relative Bedeutung der jeweiligen Umweltvariablen für die Konstruktion des theoretischen Gradienten, d. h. für die Extraktion der PCA-Achse zukommt. Bei der ersten PCA-Achse sind die höchsten Hauptkomponenten-Ladungen für die Phosphorparameter TP und SRP zu beobachten. Zudem tragen die Umweltvariablen Nitratstickstoff und Leitfähigkeit zur Konstruktion der ersten PCA-Achse bei. Somit

wurden die Probestellen entlang der ersten PCA-Achse hauptsächlich nach ihrem Nährstoffgehalt bzw. ihrer Trophie aufgetrennt. Die zweite PCA-Achse weist die höchsten Hauptkomponenten-Ladungen bei den Umweltvariablen pH-Wert und Temperatur auf und trennt die Grundwasser beeinflussten bzw. silikatischen Fließgewässer ab.

Tabelle 4.7: Kenngrößen der PCA der aktuellen Probestellen auf der Basis der standardisierten Umweltvariablen und die Hauptkomponenten-Ladungen der Umweltvariablen auf den ersten vier PCA-Achsen

Die Hauptkomponenten-Ladungen der Umweltvariablen sind jeweils auf der PCA-Achse, auf der sie den höchsten Wert erreichen, fett gedruckt.

PCA-Achse	1	2	3	4
Eigenwert	2,810	1,864	1,763	1,222
prozentuale Varianz	28,1	18,6	17,6	12,2
kumulative prozentuale Varianz	28,1	46,7	64,4	76,6

Hauptkomponenten-Ladungen der Umweltvariablen auf den jeweiligen PCA-Achsen				
PCA-Achse	1	2	3	4
Umweltvariable	Hauptkomponenten-Ladung			
v	0,03	-0,28	-0,10	-0,64
Beschattung	0,01	0,11	-0,34	-0,62
pH	0,23	-0,57	-0,02	-0,07
LF	0,34	0,17	-0,43	0,08
O ₂	0,27	-0,31	-0,23	0,38
Temp	0,36	-0,46	0,14	-0,02
TP	0,48	0,23	0,27	-0,10
SRP	0,48	0,12	0,30	-0,06
NH ₄ -N	-0,03	0,09	0,64	-0,17
NO ₃ -N	0,41	0,41	-0,22	-0,02

Im Streudiagramm (Abbildung 4.24) ist die Auftrennung der Probestellen graphisch dargestellt. Dabei zeichnen sich die Fließgewässer **Maisach** sowie die Amper-Zuflüsse **Windach** und **Glonn** durch hohe TP-, SRP- und Nitratstickstoffgehalte sowie durch eine hohe Leitfähigkeit aus. Auch die Probestellen am Seebach sowie an den Flüssen Main und Regnitz wurden am oberen Ende des Trophiegradienten angeordnet. Die Probestellen an der **Amper** weisen teilweise höhere Temperaturen und pH-Werte auf, während sie bezüglich der Trophie im mittleren bzw. unteren Bereich des Gradienten platziert wurden. Insbesondere die Proben aus dem Amper-Oberlauf liegen am unteren Ende des Trophiegradienten, was durch die breite Ellipse im Streudiagramm verdeutlicht wird. Die längliche Ellipse markiert die Probestellen an Amper und Würm direkt am Seeausfluss des Ammersees bzw. Starnberger Sees, die sich infolge ihrer geringeren Trophie und Leitfähigkeit noch einmal von den übrigen Probestellen an Amper bzw. Würm absetzen.

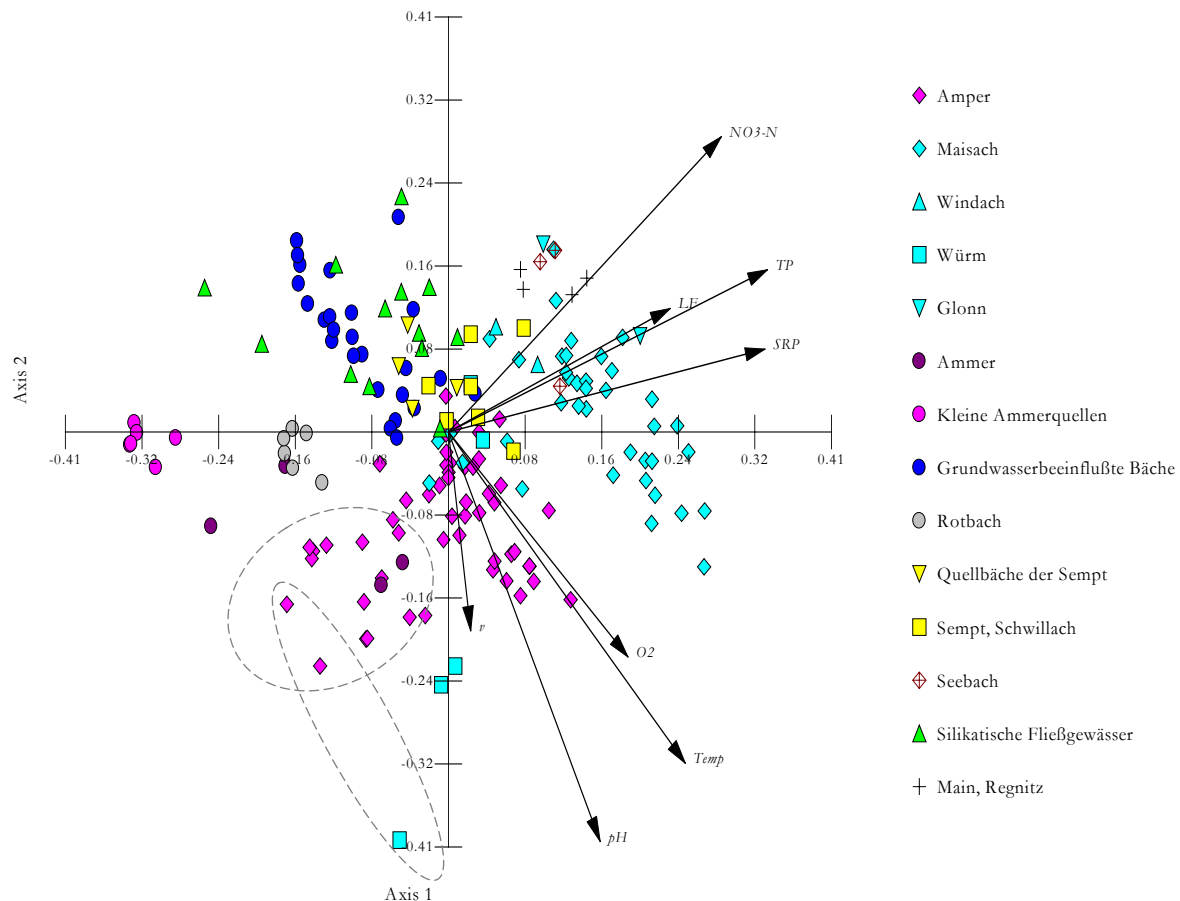


Abbildung 4.24: Streudiagramm der PCA der aktuellen Probestellen auf der Basis der standardisierten Umweltvariablen

längliche Ellipse = Probestellen am Seeausfluss von Ammersee und Starnberger See
breite Ellipse = Probestellen am Amper-Oberlauf

Die **Kleinen Ammerquellen** sowie die Probestellen am Oberlauf der **Ammer** sind am linken Rand des Streudiagramms dargestellt und wurden damit als die am wenigsten nährstoffbelasteten Probestellen identifiziert. Zudem nehmen die Parameter Temperatur, pH-Wert und Sauerstoffsättigung hier niedrigere Werte als in der Amper ein.

Auch die Probestellen des **Rotbachs** bilden eine eigene Gruppe, die sich entlang des Trophiegradienten von den übrigen Grundwasser beeinflussten Bächen abgrenzt. Die **Grundwasser beeinflussten Bäche** (Angerbach, Ettinger Bach, Hungerbach, Tiefenbach und Pullinger Graben) wurden im oberen linken Quadranten angeordnet und sind demnach durch geringere pH-Werte, niedrigere Temperaturen und eine geringere Sauerstoffsättigung charakterisiert. Das gilt auch für die Probestellen der **silikatischen Fließgewässer** (Bayerische Schwarzach, Schwarzach und Ölschnitz), die ebenfalls im oberen linken Quadranten anzutreffen sind.

Die Probestellen am Fließgewässersystem der **Sempt** liegen im Zentrum des Streudiagramms und sind leicht zu niedrigeren Temperaturen und pH-Werten hin verschoben, was den Probestellen an den **Quellbächen der Sempt** (Forstinninger und Anzinger Sempt) etwas deutlicher zu beobachten ist.

4.4.2 Diatomeenindizes für die aktuellen Probestellen

Um die Wasserqualität der aktuellen Probestellen anhand der Diatomeengesellschaften abzuschätzen, wurden aus den angewendeten Indikationsverfahren (Saprobie: SI von ROTT et al. 1997; Trophie: TI_{DIA} von ROTT et al. 1999, TDI von CORING et al. 1999, TI von SCHMEDITJE et al. 1998 nach der Einstufung von BUWAL 2002; Gesamtbewertung: DI-CH von BUWAL 2002) bestimmte Indizes ausgewählt. Unter Berücksichtigung der beim Vergleich der verschiedenen Indikationsmethoden gewonnenen Erkenntnisse über die Aussagekraft der einzelnen Verfahren (vgl. Abschnitt 4.3.9) wurden hier nur der **Saprobienindex SI**, der **Trophieindex TI_{DIA}** sowie die **Gesamtbewertung anhand des DI-CH** zur Bewertung der Wasserqualität verwendet.

Da Steine als Substrat für die Diatomeenprobenahme aus Fließgewässern empfohlen werden (KELLY et al. 1998, CEN 2003), wurden für diesen Teilaspekt der Auswertung nur die **rezenten Epilithonproben** herangezogen. Die Proben wurden in den Sommermonaten der Jahre 2000 und 2001 entnommen (vgl. Abschnitt 3.1.2.1). Für Probestellen, an denen mehrere Probenahmen durchgeführt wurden, und somit mehrere Indexwerte vorlagen, wurde jeweils der Mittelwert aus den Indexwerten gebildet. Alle berechneten Indexwerte wurden entsprechend der Einteilung in Tabelle 4.8 eingefärbt und sind in Tabelle 4.9 dargestellt.

Tabelle 4.8: Einteilung der Indexwerte von SI, TI_{DIA} und DI-CH in Indexklassen

SI = Saprobienindex (ROTT et al. 1997), TI_{DIA} = Trophieindex (ROTT et al. 1999),
DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002)

Klasse	SI	TI _{DIA}	DI-CH
1	oligosaprob	oligotroph	unbelastet bis gering belastet
2	oligo- bis β -mesosaprob	oligo-mesotroph	
3	β -mesosaprob	mesotroph	
4	β - α -mesosaprob	meso-eutroph	schwach belastet
5	α -mesosaprob	eutroph	deutlich belastet
6	α -meso- bis polysaprob	eu-polytroph	stark bis sehr stark belastet
7	polysaprob	polytroph	
8	-	poly-hypertroph	

Demnach wird die **Amper** als β -mesosaprob, mäßig belastetes Fließgewässer charakterisiert. Der TI_{DIA} stuft die Amper als überwiegend eutroph ein, wobei im Unterlauf stellenweise eu- bis polytrophe Bedingungen vorliegen. Gemäß dem DI-CH weist die Amper eine schwache bis deutliche Belastung auf. Dagegen ergibt die Chemiebewertung für weite Teile der Amper nur eine geringe Belastung. Für Teile des Oberlaufs, insbesondere für die Probestelle am Seeausfluss, wird von allen Indizes eine geringere saprobielle und trophische Belastung angezeigt.

Tabelle 4.9: Indexwerte von SI, TI_{DIA} und DI-CH (Kieselalgen- und Chemiebewertung) für die Epilithonproben an den aktuellen Probestellen, eingefärbt nach den jeweiligen Indexklassen

Probest = Probestelle, SI = Saprobienindex (ROTT et al. 1997), TI_{DIA} = Trophieindex (ROTT et al. 1999), DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002), TP = Gesamtphosphorkonzentration in [µg/l], A = Amper, MS = Maisach, AM = Ammer, WI = Windach, W = Würm, G = Glonn, KA = Kleine Ammerquellen, AB = Angerbach, EB = Ettinger Bach, HB = Hungerbach, TB = Tiefenbach, PG = Pullinger Graben, RB = Rotbach, FS = Forstinninger Sempt, AS = Anzinger Sempt, SE = Sempt, SW = Schwillach, BS = Bayerische Schwarzach, S = Schwarzach, Ö = Ölschnitz, SB = Seebach, M = Main, R = Regnitz

Probest	SI	TI _{DIA}	DI-CH	Chemie	TP
A1	1,49	1,81	2,71	1,88	11
A3	1,81	2,33	3,72	2,50	19
A4	1,65	2,22	3,53	2,50	28
A5	1,98	2,48	4,52	2,50	26
A6	1,84	2,40	4,06	2,75	38
A7	1,74	2,19	3,13	2,38	34
A8	1,95	2,38	4,41	3,25	60
A9	1,91	1,92	3,15	2,75	40
A10	1,96	2,55	4,22	3,13	46
A11	1,94	2,43	4,23	3,13	43
A12	1,97	2,55	4,63	3,25	44
A13	1,95	2,57	4,43	3,75	56
A14	1,94	2,44	4,36	4,00	44
A15	1,95	2,51	4,21	3,25	60
A16	2,03	2,57	4,62	3,38	58
A17	1,93	2,52	4,38	3,38	61
A18	1,92	2,50	4,49	3,38	51
A19	1,92	2,44	3,84	3,50	48
A20	2,00	2,48	4,68	3,38	53
A21	1,88	2,34	4,31	3,25	47
A22	1,94	2,49	4,49	4,00	55
A23	1,98	2,70	5,33	3,88	83
A24	1,94	2,44	4,60	3,75	60
A25	1,90	2,50	4,18	3,25	70
A26	1,95	2,66	4,60	3,50	64
MS1	1,80	2,42	3,15	2,75	73
MS2	1,75	2,03	2,81	3,00	75
MS3	1,85	2,09	3,39	4,17	73
MS4	2,05	2,63	4,91	4,83	128
MS5	2,28	2,53	4,56	4,75	116
MS6	2,58	2,70	5,48	4,58	111
MS7	2,03	2,53	4,74	4,75	136
MS8	2,19	2,80	5,22	4,33	73
MS9	2,13	2,86	5,18	4,25	99
MS10	2,25	2,62	4,55	4,17	84
MS11	2,21	2,59	4,92	4,25	78
MS12	2,38	2,70	5,10	4,25	81
MS13	2,04	2,68	4,60	4,25	81
WI1	2,06	2,85	5,63	4,50	191
W1	1,56	2,03	3,08	2,00	20
W2	1,85	2,55	4,54	3,00	31
W3	1,91	2,43	4,70	2,50	40
W4	1,96	2,38	4,12	4,38	58
G1	2,10	3,06	5,12	5,75	322

Probest	SI	TI _{DIA}	DI-CH	Chemie	TP
AM1	1,73	2,04	2,99	1,00	11
AM2	1,77	1,80	2,91	2,75	53
AM3	1,56	1,71	2,33	3,00	29
AM4	1,68	1,69	2,68	2,50	15
KA1	1,51	1,57	2,08	1,17	5
KA2	1,55	1,51	1,87	1,08	7
AB1	2,15	1,99	2,27	3,00	38
AB2	1,78	1,66	2,06	3,17	48
EB1	1,96	1,70	2,33	3,17	20
EB2	1,54	1,66	2,14	3,08	23
HB1	1,65	1,66	1,98	2,88	28
HB2	2,17	2,75	4,93	3,25	32
TB1	1,64	1,89	2,28	3,50	60
TB2	1,62	1,90	2,25	3,17	30
PG1	1,45	1,59	2,03	4,00	23
RB1	1,71	1,91	2,41	3,08	31
RB2	1,67	1,62	2,14	3,17	34
FS1	1,41	1,86	2,29	3,75	25
FS2	1,62	2,06	3,01	3,75	23
AS1	1,43	1,74	2,24	3,25	22
AS2	1,67	1,65	2,79	3,00	38
SE2	1,82	2,62	3,54	5,00	106
SE3	1,75	1,86	3,42	4,00	41
SE4	1,78	1,83	3,45	3,50	36
SE5	1,89	2,24	3,96	3,50	44
SW1	1,78	2,28	4,08	3,50	64
SW2	1,52	2,12	2,46	3,75	51
BS1	1,74	2,97	5,16	2,50	32
BS2	2,02	3,19	5,18	3,75	52
BS3	1,97	2,95	5,92	4,00	48
S1	1,94	2,96	4,91	2,00	20
S2	1,61	2,76	5,27	4,00	60
S3	2,05	3,01	5,64	4,00	75
S5	2,06	3,08	5,58	4,50	114
S6	2,08	3,02	5,09	5,00	107
Ö1	2,08	2,97	4,70	4,75	65
Ö2	2,07	3,00	4,89	5,00	86
Ö3	2,20	2,95	5,44	4,50	99
SB2	2,08	2,72	4,64	6,00	309
SB3	2,21	3,21	5,11	5,50	260
M1	2,16	3,02	5,06	5,25	212
M2	2,12	2,82	5,10	5,50	212
R1	2,06	2,85	4,87	5,50	191
R2	1,98	2,75	4,89	5,50	161

Für die **Maisach** wurde eine mäßige bis mäßig-starke organische Belastung ermittelt (β -meso- bzw. β - α -mesosaprob). Der Trophiezustand der Maisach wird vom TI_{DIA} überwiegend als eutroph bzw. eu- bis polytroph bewertet. Der DI-CH indiziert im Oberlauf eine geringe, im Mittel- und Unterlauf dagegen eine deutliche Belastung, während die Chemiebewertung für den Unterlauf eine schwache Belastung feststellt.

Die Amper-Zuflüsse **Windach** und **Glonn** weisen im Unterlauf eu- bis polytrophe Bedingungen auf und sind damit stärker belastet als die Amper selbst. Der DI-CH zeigt eine deutliche bzw. starke Belastung an, während der SI auf β -mesosaprobe Verhältnisse hinweist. Die **Wurm** ist an der Probestelle am Seeausfluss am geringsten belastet (SI: oligo- bis β -mesosaprob; TI_{DIA} : meso- bis eutroph; DI-CH: gering belastet). Im weiteren Verlauf wird sie als mäßig organisch belastetes, eutrophes Fließgewässer charakterisiert.

Die Wasserqualität der **Kleinen Ammerquellen** und der **Ammer** ist an den untersuchten Probestellen als sehr gut zu bezeichnen. Während der SI auf eine geringe saprobielle Belastung hinweist (oligo- bis β -mesosaprob), zeigt der TI_{DIA} überwiegend mesotrophe Verhältnisse an. Der DI-CH ergab sowohl bezüglich der Kieselalgen als auch bezüglich der Chemiebewertung eine geringe Belastung.

Auch an den Probestellen der Grundwasser beeinflussten Bäche **Angerbach**, **Ettinger Bach**, **Hungerbach**, **Tiefenbach** und **Pullinger Graben** liegt gemäß dem DI-CH (Kieselalgen und Chemiebewertung) meist eine geringe Belastung vor. Die Trophieverhältnisse werden als mesotroph bzw. meso- bis eutroph beschrieben, während meist eine geringe organische Belastung auftritt. Dabei ist im Hungerbach an einer Probestelle eine schlechtere Wasserqualität zu verzeichnen (SI: β - α -mesosaprob; TI_{DIA} : eu-polytroph; DI-CH: deutlich belastet). Der **Rotbach** ist durch eine geringe Saprobie, eine mesotrophe bzw. meso- bis eutrophe Nährstoffsituation sowie eine geringe Gesamtbelastung gekennzeichnet.

Für die Quellflüsse der Sempt, **Forstinninger Sempt** und **Anzinger Sempt** wurde ebenfalls eine geringe saprobielle Belastung ermittelt. Die Trophie der Forstinninger Sempt wird mit meso- bis eutroph, die der Anzinger Sempt mit mesotroph bewertet. Gemäß dem DI-CH ist die Belastung in beiden Fließgewässern gering. Nur die Chemiebewertung zeigt für die Forstinninger Sempt eine schwache Belastung an.

Die **Sempt** sowie ihr Zufluss, die **Schwillach**, sind mäßig organisch belastet (β -mesosaprob). Der Trophiezustand schwankt in Abhängigkeit der Probestelle zwischen meso- und eutroph. Für den DI-CH ergibt sich eine geringe bis schwache Belastung, wobei die Chemiebewertung meist auf eine schwache Belastung hinweist.

Bei den silikatischen Fließgewässern **Bayerische Schwarzach**, **Schwarzach** und **Ölschnitz** ist ein deutlich höheres Trophieniveau anzutreffen, das sich im eu- bis polytrophem bzw. polytrophem Bereich bewegt. Auch der DI-CH gibt eine deutliche, stellenweise starke Belastung der Fließgewässer an. Die Chemiebewertung tendiert dabei im Oberlauf der Bayerischen Schwarzach bzw. Schwarzach zu einer besseren Bewertung der Wasserqualität (gering bzw. schwach belastet). Die saprobielle Belastung ist meist mäßig.

Der **Seebach** wird vom TI_{DIA} als eu- bis polytrophes bzw. polytrophes Fließgewässer eingestuft. Während die saprobielle Belastung vom SI mit mäßig bis mäßig-stark angegeben wird, zeigt der DI-CH basierend auf Kieselalgen eine deutliche Belastung an. Der DI-CH auf Basis der Chemiebewertung indiziert eine starke bis sehr starke Belastung.

Für die Probestellen an den Flüssen **Main** und **Regnitz** wurde eine mäßige organische Belastung ermittelt. Ihr Trophiezustand wird als eu- bis polytroph charakterisiert. Der DI-CH stellt eine deutliche (Kieselalgen) bzw. starke bis sehr starke Belastung (Chemiebewertung) fest.

4.4.3 Zusammenfassung

Um die aktuellen Probestellen anhand ihrer **physikalisch-chemischen Bedingungen** zu charakterisieren, wurde eine **Hauptkomponentenanalyse (PCA)** der Probestellen auf der Basis der Umweltvariablen durchgeführt. Dabei konnte die erste PCA-Achse als Gradient der **anorganischen Nährstoffbelastung** bzw. **Trophie** interpretiert werden. Die Probestellen an den Fließgewässern Main, Regnitz und Seebach sowie an den Amper-Zuflüssen Maisach und Glonn wurden am oberen Ende des Trophiegradienten angeordnet, während die Amper-Probestellen im mittleren bis unteren Bereich des Gradienten platziert wurden. Die Kleinen Ammerquellen waren durch die niedrigste Trophie gekennzeichnet. Entlang der zweiten PCA-Achse erfolgte eine Auftrennung der Probestellen nach dem **pH-Wert** und der **Temperatur**. Hierbei zeichneten sich die Grundwasser beeinflussten Bäche sowie die silikatischen Fließgewässer durch niedrige Temperaturen und pH-Werte aus.

Um die Wasserqualität anhand des Diatomeenaufwuchses abzuschätzen, wurden für die **rezenten Epilithonproben** die **Indizes SI, TI_{DIA} und DI-CH** berechnet. Bezüglich der organischen Belastung wurde die Mehrzahl aller Probestellen vom SI als mäßig belastet eingestuft. Nur die Maisach wies stellenweise eine mäßig-starke organische Belastung auf. Die Probestellen an den Kleinen Ammerquellen, an der Ammer, an den Grundwasser beeinflussten Bächen sowie an Forstinninger und Anzinger Sempt waren durch eine geringe Belastung sowohl mit organischen als auch mit anorganischen Nährstoffen gekennzeichnet. Für die Amper wurden überwiegend eutrophe Verhältnisse ermittelt, wobei die Amper-Zuflüsse im Unterlauf als eu- bis polytroph charakterisiert wurden und damit eine höhere Trophie aufwiesen als die Amper selbst. Bei den silikatischen Fließgewässern sowie bei Main, Regnitz und Seebach lag das ermittelte Trophie-niveau über dem der karbonatischen Fließgewässer. Hier zeigte der TI_{DIA} eu- bis polytrophe bzw. polytrophe Bedingungen an, während der DI-CH auf eine deutliche bzw. starke bis sehr starke Belastung hinwies.

4.5 *Rekonstruktion der historischen Wasserqualität*

Rezente Proben des Diatomeenaufwuchses lassen anhand der Artenzusammensetzung Rückschlüsse auf die Wasserqualität am Standort zu. Die Organismen integrieren dabei über die physikalisch-chemischen Bedingungen, die in den vorangegangenen zwei bis vier Wochen an der Probestelle geherrscht haben. In dieser Zeitspanne können sich Diatomeengesellschaften durch Änderung ihrer Artenzusammensetzung und Verschiebung der Abundanzen auf eine veränderte Umwelt einstellen (HÜRLIMANN & SCHANZ 1993). Insbesondere in Fließgewässern können variierende Fließgeschwindigkeiten, wechselnde Abflussverhältnisse sowie saisonale Unterschiede für ein zeitlich und räumlich sehr heterogenes Muster der Umweltbedingungen verantwortlich sein (STEVENSON et al. 1996). Eine einzelne Probe ist daher wenig aussagekräftig. CORING et al. (1999) empfehlen, mehrere Probenahmen innerhalb einer Vegetationsperiode durchzuführen. Da Hartsubstrate ganzjährig entlang des gesamten Flusslaufs vorhanden sind (KELLY et al. 1998), wird deren Aufwuchs bevorzugt zur Analyse der Diatomeengesellschaften herangezogen (CEN 2003). Um ein ganzes Fließgewässer umfassend zu charakterisieren, müssen Probestellen in regelmäßigen Abständen entlang des Flusslaufs eingerichtet werden, die möglichst alle Zuflüsse und Einleitungen erfassen.

Diese Anforderungen können historische Herbarbelege nicht erfüllen. Sie stellen Stichproben aus einem Raum-Zeit-Kontinuum dar. Die Zusammensetzung ihrer Aufwuchsgesellschaften wurde von den physikalisch-chemischen Bedingungen an der Entnahmestelle der Pflanze bestimmt. Auch das Zeitfenster, das durch die Bioindikation abgedeckt werden kann, ist mit zwei bis vier Wochen vor dem Zeitpunkt der Pflanzenentnahme sehr eng. Nur wenn diese Einschränkungen bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden, kann der historische Diatomeenaufwuchs zur Bewertung der früheren Wasserqualität herangezogen werden.

Um die historische Entwicklung der Wasserqualität zu rekonstruieren, wurden in der vorliegenden Studie unterschiedliche Ansätze verfolgt. Zum einen erfolgte eine Abschätzung der früheren Wasserqualität unter Verwendung bereits bestehender Diatomeenindizes (vgl. Abschnitt 4.5.1). Zum anderen wurden die historischen Diatomeenproben auf Gesellschaftsebene analysiert und anhand von multivariaten statistischen Methoden den rezenten Diatomeengesellschaften gegenübergestellt (vgl. Abschnitt 4.5.2).

Eine historische Regionalanalyse des Amper-Einzugsgebiets lieferte Informationen zur Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung (vgl. Abschnitt 4.5.3), die mit den Ergebnissen der Diatomeenanalyse kombiniert wurden. So wurde eine umfassende Bewertung der ehemaligen Wasserqualität möglich.

4.5.1 Ansatz unter Verwendung bestehender Indikationsverfahren

Bereits bestehende Diatomeenindizes zur Bioindikation (Saprobie: SI von ROTT et al. 1997; Trophie: TI_{DIA} von ROTT et al. 1999, TDI von CORING et al. 1999, TI von SCHMEDITJE et al. 1998 nach der Einstufung von BUWAL 2002; Gesamtbewertung: DI-CH von BUWAL 2002) wurden angewendet, um beispielhaft an den Fließgewässern Ölschnitz, Regnitz und Seebach die zeitliche Veränderung der Wasserqualität an einem Fundort bzw. Fließgewässerabschnitt aufzuzeigen. Für die Schwarzach konnte die Entwicklung der Wasserqualität entlang der Fließstrecke innerhalb einer bestimmten Zeitspanne beobachtet werden.

Beim Vergleich der ermittelten Indexklassen für die einzelnen Indizes bleibt zu beachten, dass die verbale Bezeichnung sowie die Einteilung der Klassen nach chemischen Parametern nicht einheitlich erfolgte. Tabelle 4.10 gibt einen Überblick über die Einteilung der Zustandsklassen und kann als Hilfe für die Interpretation der im Folgenden dargestellten Ergebnisse herangezogen werden. Die Klasseneinteilung des TDI ist sowohl für den TDI-1 als auch für den TDI-2 gültig.

Tabelle 4.10: Übersicht der Einteilung und der verbalen Bezeichnung der Indexklassen für die angewendeten Indizes

SI = Saprobienindex (ROTT et al. 1997), TI_{DIA} = Trophieindex (ROTT et al. 1999), TDI = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999), TI = Trophieindex (SCHMEDITJE et al. 1998), DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002)

Klasse	SI	TI _{DIA}	TDI	TI	DI-CH
1	oligosaprob	oligotroph	oligotroph	oligotroph	
2	oligo- bis β -mesosaprob	oligo- bis mesotroph	mesotroph	mesotroph	unbelastet bis gering belastet
3	β -mesosaprob	mesotroph	eutroph	eutroph	
4	β - α -mesosaprob	meso- bis eutroph	eu- bis polytroph	eu- bis polytroph	schwach belastet
5	α -mesosaprob	eutroph	polytroph	polytroph	deutlich belastet
6	α -meso- bis polysaprob	eu- bis polytroph	poly- bis saprotroph	poly- bis hypertroph	
7	polysaprob	polytroph	saprotroph	hypertroph	stark bis sehr stark belastet
8	-	poly-bis hypertroph	-	-	

Obwohl sich bei der Bewertung der Indizes einzelne Verfahren als geeigneter herausstellten (vgl. Abschnitt 4.3.9), wurden der Vollständigkeit halber alle angewendeten Indizes in die Rekonstruktion der ehemaligen Wasserqualität einbezogen. Für die Indikationsgenauigkeit ist anzunehmen, dass sie im gleichen Bereich liegt, wie sie auch für das rezente Epiphyton nachgewiesen wurde (vgl. Abschnitt 4.3.2 und 4.3.6), d. h. es muss auch bei den historischen Proben mit Abweichungen um eine Indexklasse gerechnet werden.

4.5.1.1 Zeitliche Veränderung der Wasserqualität

Zeitreihen historischer Herbarbelege vom selben Fundort bzw. Fließgewässerabschnitt sind aus der Ölschnitz bei Bad Berneck, der Regnitz bei Bamberg und dem Seebach zwischen Dechsendorf und Erlangen vorhanden.

Ölschnitz bei Bad Berneck

Aus der Ölschnitz in bzw. bei Bad Berneck liegen aus dem Zeitraum von 1865 bis 1977 elf historische Herbarbelege der Pflanzen *Ranunculus fluitans* (1972: vier Belege) und *Fontinalis squamosa* (sieben Belege) vor, deren Aufwuchsgesellschaften gesicherte Indexwerte liefern (vgl. Anhang, Abschnitt B). Für Proben von Herbarbelegen mit gleicher Fundortangabe und identischem Funddatum wurde zunächst der Mittelwert der Indexwerte gebildet und dann die zugehörige Indexklasse bestimmt (1903: zwei Belege, 1972: vier Belege). Ergänzend dazu wurden auch die für die rezente Epibryonprobe (2001) berechneten Werte in die Analyse einbezogen. Darüber hinaus sind zwei historische Belege mit Fundorten oberhalb von Bad Berneck vorhanden (1911: *Fontinalis squamosa* bei Gefrees, 1968: *Ranunculus peltatus* bei Fleisnitzmühle), die eine Abschätzung der Wasserqualität im Oberlauf ermöglichen.

In Abbildung 4.25 sind die anhand der historischen Epiphytongesellschaften ermittelten Indexklassen für die Ölschnitz in bzw. bei Bad Berneck dargestellt. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass die Zeitachse ungleichmäßig skaliert ist. Die Indexklassen sind relativ zueinander aufgetragen und beinhalten für die einzelnen Indizes unterschiedliche Zustandsbezeichnungen (vgl. Tabelle 4.10). Die Verbindungslinien zwischen den Punkten dienen dem besseren Verständnis. Sie können eine Entwicklungstendenz anzeigen, lassen jedoch wegen der fehlenden Stichproben für den Zeitraum zwischen zwei Punkten keine sicheren Aussagen über den Verlauf der Wasserqualität zu.

Bereits 1865 zeigt der **SI** eine mäßige Verunreinigung der Ölschnitz bei Bad Berneck an. Die geringste saprobielle Belastung für die untersuchten Stichproben wurde zu Beginn des 20. Jahrhunderts beobachtet. Bis zum Jahr 1972 war eine deutliche Zunahme der organischen Belastung zu verzeichnen (α -meso- bis polysaprob; vgl. Tabelle 4.10), die 1977 auf eine mäßige Verunreinigung zurückging. Die rezente Probe deutet auf einen erneuten Anstieg der Saprobie hin. Der **DI-CH** indiziert für die chemischen Bedingungen ähnliche Tendenzen, bleibt jedoch 1977 auf demselben Niveau wie 1972 (starke bis sehr starke Belastung). Für das Jahr 2001 indiziert der **DI-CH** eine Verbesserung der Wasserqualität um eine Indexklasse. Die Indikation durch die Trophieindizes **TI_{DIA}**, **TDI-1**, **TDI-2** und **TI** weist große Unterschiede auf. So reicht die angezeigte Trophiespanne an einigen Stellen über drei Indexklassen (z. B. 1903: oligotroph bis eutroph, 1977: eutroph bis polytroph), wobei für den Verlauf der Bewertung die gleichen Tendenzen festgestellt werden können. Der aktuelle Trophiezustand wird von allen Indizes mit eu- bis polytroph bzw. polytroph bewertet.

Oberhalb von Bad Berneck bei Gefrees wies die Ölschnitz 1911 eine schlechtere Wasserqualität auf als in Bad Berneck selbst. Im Oberlauf bei Fleisnitzmühle konnte 1972 eine deutlich gerin-

gere, mäßige saprobielle Belastung festgestellt werden. Die trophische Belastung des Oberlaufs war zu dieser Zeit etwas geringer als in Bad Berneck.

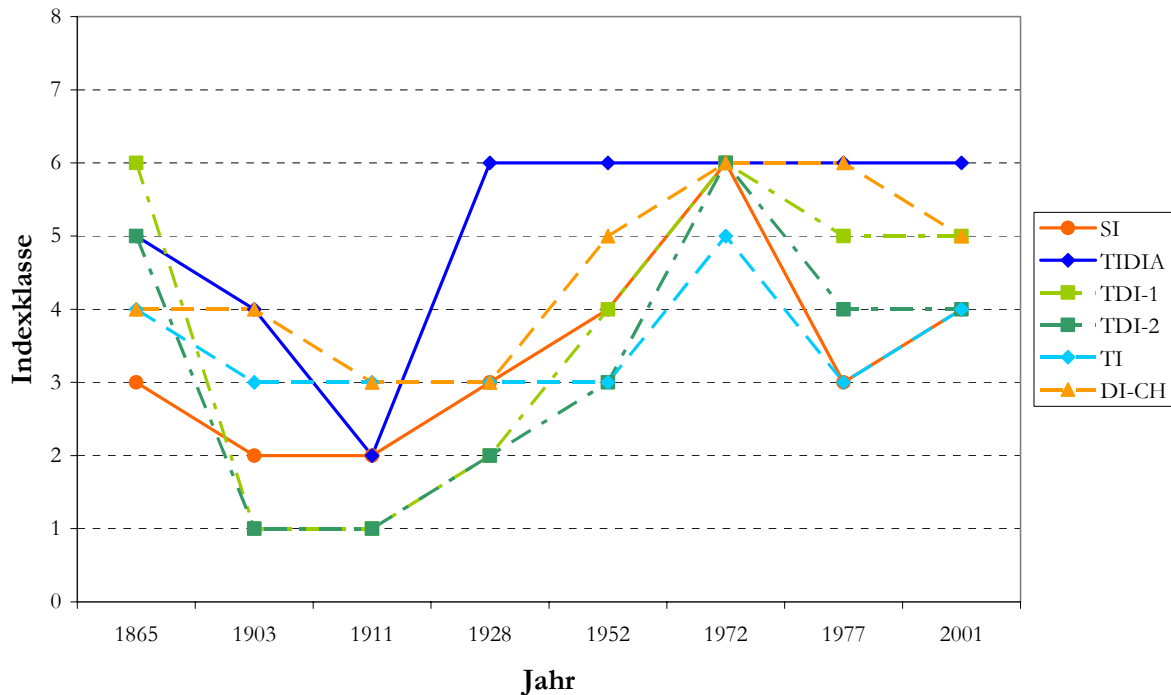


Abbildung 4.25: Entwicklung der Wasserqualität der Ölschnitz bei Bad Berneck

SI = Saprobienindex (ROTT et al. 1997), TI_{DIA} = Trophieindex (ROTT et al. 1999), TDI-1 = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999, Klassifikationsschema von BEHRENDT & OPITZ 1996), TDI-2 = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999, Klassifikationsschema von LAWA-AK „Stehende Gewässer“ 1998), TI = Trophieindex (SCHMEDTJE et al. 1998), DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002)

Durch die Anwendung der **Hassediagrammtechnik (HDT)** konnte die Wasserqualität der Ölschnitz unter Einbeziehung aller Indizes vergleichend bewertet werden. Hier gingen auch die beiden historischen Proben aus dem Oberlauf in die Analyse ein. Das resultierende Hassediagramm (HD) für die Indexklassen zeigt die partielle Ordnung der Proben von guter hin zu schlechter Wasserqualität (Abbildung 4.26).

Im Gegensatz zu Abbildung 4.25, welche die Indexklassen der einzelnen Indizes für die Probestellen nebeneinander darstellt, erfolgt die Reihung im HD, indem für die einzelnen Probestellen **die Indexklassen aller Indizes gleichzeitig** berücksichtigt werden. Dabei sind Objekte, die, von der Basis des HD ausgehend, durch aufsteigende Linien miteinander in Verbindung stehen, untereinander vergleichbar. Demnach können aus dem HD von unten nach oben, d. h. nach abnehmender Wasserqualität bzw. steigender Belastung, die im Folgenden angegebenen Objektreihen abgelesen werden:

1911 < 1903 < 1911a < 1972a < 1952 < 2001 < 1972,

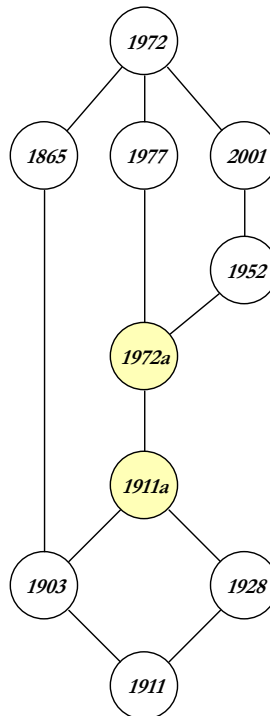
1911 < 1928 < 1911a < 1972a < 1952 < 2001 < 1972,

1911 < 1903 < 1911a < 1972a < 1977 < 1972,

1911 < 1928 < 1911a < 1972a < 1977 < 1972 sowie 1911 < 1903 < 1865 < 1972.

Die beste Wasserqualität in der Ölschnitz war im Jahr 1911 zu verzeichnen, gefolgt von den Proben aus den Jahren 1903 und 1928. Die Proben aus dem Oberlauf der Ölschnitz wurden im mittleren Bereich des HD angeordnet und weisen damit auf eine mäßige Wasserqualität hin. In jüngerer Zeit trat eine Verschlechterung der Wasserqualität ein, wobei die Probe aus dem Jahr 1972 die stärkste Belastung anzeigt. Da die in einer Ebene liegenden Objekte (1903, 1928 sowie 1865, 1977, 2001) nicht miteinander vergleichbar sind (vgl. Abschnitt 3.2.5.1), erlaubt das HD keine Aussage über ihre Beziehung zueinander.

Schlechte Wasserqualität



Gute Wasserqualität

Abbildung 4.26: Hassediagramm der Indexklassen der historischen Proben aus der Ölschnitz

Über das Verfahren der **linearen Extensionen** (vgl. Abschnitt 3.2.5.3) konnten, ausgehend von der Struktur des HD, alle Proben in eine lineare Anordnung gebracht werden (Abbildung 4.27). Die Wahrscheinlichkeiten, mit der die einzelnen Objekte einen bestimmten Rang einnehmen, sind im Anhang aufgelistet (vgl. Abschnitt F). Demzufolge nimmt die Wasserqualität in der unten angegebenen Reihe schrittweise ab:

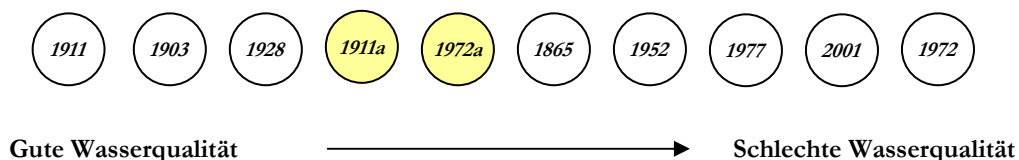


Abbildung 4.27: Lineare Anordnung der historischen Proben aus der Ölschnitz

Die vorhandenen Stichproben aus der Ölschnitz im Raum Bad Berneck weisen also darauf hin, dass zu Beginn des 20. Jahrhunderts eine bessere Wasserqualität vorlag. Auch der Oberlauf der Ölschnitz war damals gering belastet. Im Jahr 1972 wurde für die Probestelle am Oberlauf immer noch eine geringere Belastung festgestellt als für den Unterlauf in Bad Berneck. Die Probe aus dem Jahr 1865 wurde in der Mitte der Reihe angeordnet, was eine mäßige Wasserqualität anzeigt, die vor allem auf eine hohe Trophie zurückzuführen war. Die stärkere Belastung des Flusses in jüngerer Zeit ist daran zu erkennen, dass die Proben aus den Jahren 1952, 1977, 2001 und 1972 am unteren Ende der Reihe platziert wurden. Die am geringsten (1911) und die am stärksten belastete Probestelle (1972) wurden dabei eindeutig erkannt.

Regnitz bei Bamberg

Während der Zeitspanne von 1900 bis 1913 wurden aus dem Unterlauf der Regnitz bei Bamberg Herbarexemplare der Gattung *Potamogeton* (*P. nodosus*, *P. pectinatus*, *P. perfoliatus*) gesammelt. Ein weiterer Beleg stammt aus dem Jahr 1962 (*Myriophyllum spicatum*). Für alle der vorliegenden neun historischen Herbarbelege (vgl. Anhang, Abschnitt B) konnten gesicherte Indexwerte berechnet werden. Da aus den Fundortangaben meist nicht genau hervorgeht, ob die Pflanzen oberhalb bzw. unterhalb von Bamberg entnommen wurden, konnten nur die Indexklassen für die beiden Belege aus dem Jahr 1900 aus den Mittelwerten der Indexwerte ermittelt werden. Ein Herbarbeleg ist ungenau datiert (1901-2). Drei Herbarbelege aus dem Jahr 1902 werden aufgrund der nicht einheitlichen Fundortangaben und unterschiedlicher Indikationsergebnisse getrennt aufgeführt (1902a, 1902b: bei Bamberg, 1902c: bei Bamberg oberhalb Bug). Zusätzlich wurde eine rezente Epiphytonprobe von *Ceratophyllum demersum* aus dem Jahr 2001 ausgewertet und in die Darstellung einbezogen. Da an der Probestelle keine wurzelnden submersen Makrophyten vorkamen, wurde ersatzweise *Ceratophyllum demersum* verwendet. Infolge der geringen Strömung war die Wahrscheinlichkeit hoch, dass die Pflanze hier mit Rhizoiden im Sediment verankert war.

Abbildung 4.28 zeigt die Indexklassen, die für die Regnitz bei Bamberg aus dem historischen Epiphyton ermittelt wurden (für Hinweise zur Interpretation vgl. Abbildung 4.25). Die drei Proben aus dem Jahr 1902 liefern stark voneinander abweichende Ergebnisse bezüglich aller Indizes. Am besten wird die Probe 1902c eingestuft (oligosaprob, oligo- bzw. mesotroph), die oberhalb der Stadt Bamberg gesammelt wurde, bevor eine Verunreinigung des Flusses durch städtische Abwässer eintreten konnte. Für die Probe 1902a dagegen wurden α -mesosaprobe, eu- bis polytrophe Verhältnisse berechnet, was auf eine Entnahme des Herbarexemplars im urbanen Einflussbereich hinweist. Die Probe 1902b indiziert eine schwache Belastung.

Für die übrigen Proben zeigt der **SI** eine mäßige bzw. eine mäßige bis starke organische Belastung an. Anhand der Trophieindizes **TI_{DIA}**, **TDI-1**, **TDI-2** und **TI** wurden überwiegend eutrophe, eu- bis polytrophe oder polytrophe Verhältnisse ermittelt. Die geringste Trophie war in den Jahren 1901-2 und 1913 zu beobachten, wobei der TDI-2 mesotrophe Bedingungen indiziert. Die stärkste chemische Belastung der Regnitz trat laut **DI-CH** zu Beginn des 20. Jahrhunderts auf (stark bis sehr stark). In den Jahren 1913 und 2001 war eine leichte Verbesserung

des Gesamtzustandes zu verzeichnen. Der aktuelle Zustand der Regnitz (2001) wurde als mäßig organisch belastet und eu- bis polytroph bzw. polytroph bewertet.

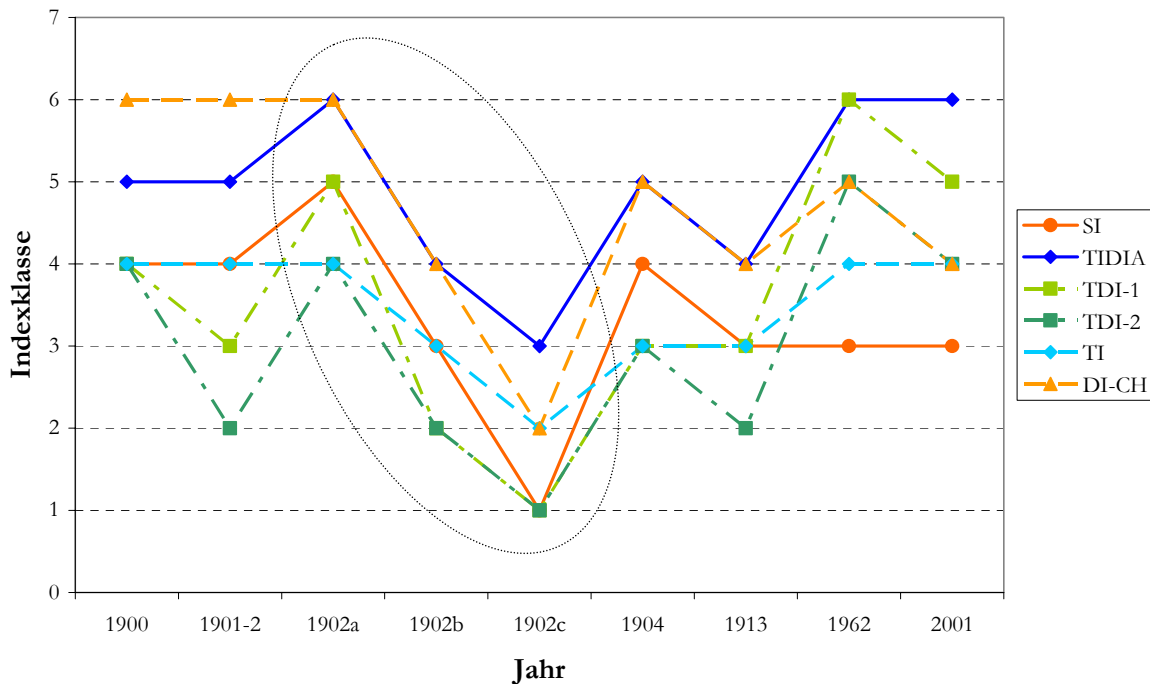


Abbildung 4.28: Entwicklung der Wasserqualität der Regnitz bei Bamberg

SI = Saprobienindex (ROTT et al. 1997), TI_{DIA} = Trophieindex (ROTT et al. 1999), TDI-1 = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999, Klassifikationsschema von BEHRENDT & OPITZ 1996), TDI-2 = Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999, Klassifikationsschema von LAWA-AK „Stehende Gewässer“ 1998), TI = Trophieindex (SCHMEDITJE et al. 1998), DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002). Die Ellipse markiert die drei historischen Proben aus dem Jahr 1902.

Die Reihung der historischen Proben nach den ermittelten Indexklassen unter Einbeziehung aller Indizes mittels **HDT** ergab ebenfalls die beste Wasserqualität für die Probe 1902c (Abbildung 4.29). Die historischen Belege aus den Jahren 1902b und 1913 zeigen eine schrittweise Verschlechterung der Wasserqualität an, während die Proben aus den Jahren 1902a und 1962 die schlechteste Wasserqualität indizieren. Als längste Objektketten mit abnehmender Wasserqualität können $1902c < 1902b < 1913 < 1901-02 < 1900 < 1902a$ sowie $1902c < 1902b < 1913 < 1904 < 1900 < 1902a$ abgelesen werden. Die nebeneinander angeordneten Objekte im oberen Bereich des HD sind nicht direkt miteinander vergleichbar, weshalb die linearen Extensionen für das vorliegende HD berechnet wurden.

Mit dem Verfahren der **linearen Extensionen** wurden für mehrere Objekte gleich große Wahrscheinlichkeiten dafür berechnet, einen bestimmten Rang einzunehmen (vgl. Anhang, Abschnitt F). Demnach wurden die Proben 1901-02, 1904 und 2001 bezüglich ihrer Wasserqualität gleich eingestuft und weisen auf eine mäßige Belastung hin (Abbildung 4.30). Die ersten drei Ränge wurden eindeutig zugeordnet und entsprechen der Reihung im HD. Innerhalb der maximalen Objekte des HD konnte eine Auftrennung erfolgen und die Probe 1902a als die am stärksten belastete herausgestellt werden.

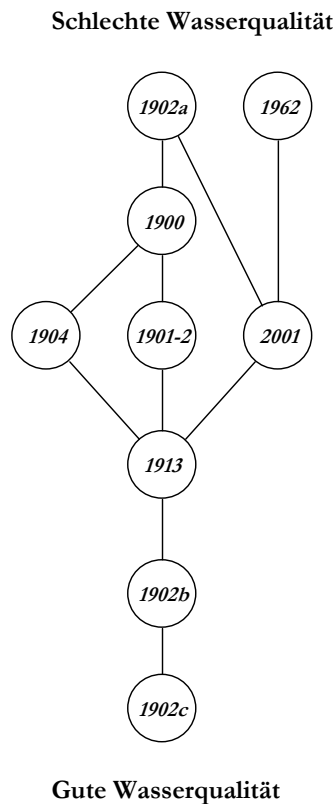


Abbildung 4.29: Hassediagramm der Indexklassen der historischen Proben aus der Regnitz bei Bamberg

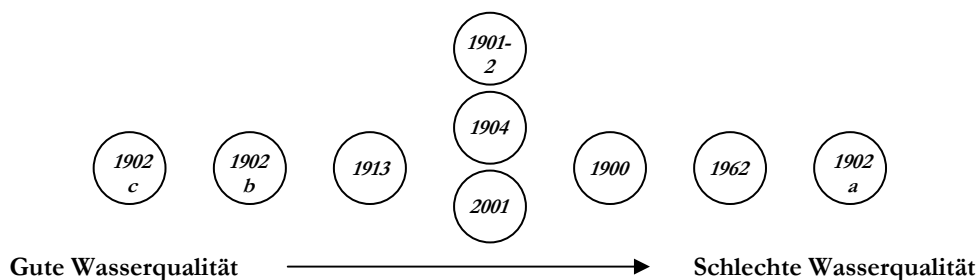


Abbildung 4.30: Lineare Anordnung der historischen Proben aus der Regnitz bei Bamberg

Die Rekonstruktion der Wasserqualität der Regnitz im Raum Bamberg wurde dadurch erschwert, dass aus den Fundortangaben der Herbarbelege meist nicht hervorgeht, ob die Pflanzen oberhalb oder im Einflussbereich der Stadt entnommen wurden. Deshalb war eine vergleichende Interpretation der Ergebnisse nur bedingt möglich. Die Daten weisen darauf hin, dass in der Regnitz damals überwiegend β - α -mesosaprobe und eu- bis polytrophe Bedingungen vorherrschten. Die Probestelle oberhalb des Stadtgebiets (1902c) sowie eine der Probestellen mit der Fundortangabe „bei Bamberg“ (1902b) zeichnen sich durch eine bessere Wasserqualität aus. Zur gleichen Zeit (1902c) jedoch war in der Regnitz „bei Bamberg“ auch die schlechteste Wasserqualität anzutreffen, was den Einfluss städtischer Abwässer an dieser Probestelle vermuten lässt. Im Jahr 1962 wies die Regnitz eine schlechtere Wasserqualität auf als zu Anfang des 20. Jahrhunderts. Die Situation im Jahr 2001 konnte anhand der linearen Extension als mäßig belastet charakterisiert werden.

Seebach bei Erlangen

Aus dem Seebach bei Erlangen wurden bereits Ende des 18. Jahrhunderts Pflanzen herbarisiert. Für den Zeitraum von 1796 bis 1925 sind insgesamt 13 historische Herbarbelege aus dem Unterlauf des Bachs zwischen Dechsendorf und Erlangen vorhanden (vgl. Anhang, Abschnitt B), deren Diatomeenaufwuchs gesicherte Indexwerte liefert. Dabei liegen zu einigen Jahren mehrere Proben mit gleichem Fundort vor (1899: zwei Belege, 1902: drei Belege, 1904: zwei Belege). Hier wurden die zugehörigen Indexklassen anhand der Mittelwerte der Indexwerte bestimmt. Alle Herbarexemplare sind Vertreter der Gattung *Potamogeton*. In neun Fällen handelt es sich um Belege von *Potamogeton nodosus*. Zusätzlich zu den historischen Proben wurde auch die rezente Epiphytonprobe (2001: *Elodea canadensis*) aus dem Seebach mit ausgewertet.

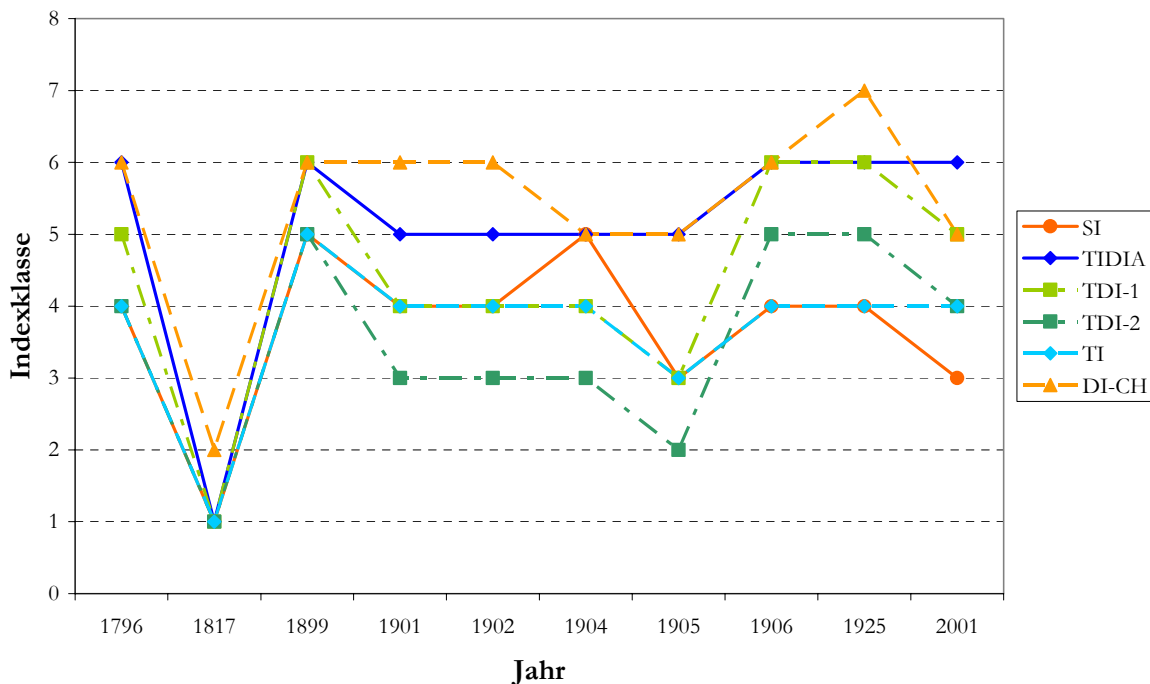


Abbildung 4.31: Entwicklung der Wasserqualität des Seebachs zwischen Dechsendorf und Erlangen

SI = Saprobienindex (Rott et al. 1997), TI_{DIA} = Trophieindex (Rott et al. 1999), TDI-1 = Trophischer Diatomeenindex (Coring et al. 1999, Klassifikationsschema von Behrendt & Opitz 1996), TDI-2 = Trophischer Diatomeenindex (Coring et al. 1999, Klassifikationsschema von LAWA-AK „Stehende Gewässer“ 1998), TI = Trophieindex (Schmedtje et al. 1998), DI-CH = Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002)

Mit Ausnahme des Jahres 1817, für das übereinstimmend oligotrophe und oligosaprobe Bedingungen indiziert wurden, stufen alle Indizes den Seebach als belastetes Fließgewässer ein (Abbildung 4.31, für Hinweise zur Interpretation vgl. Abbildung 4.25). Der **SI** liegt im Bereich mäßiger bis starker Belastung, wobei die stärksten organischen Verunreinigungen (α -mesosaprob) in den Jahren 1899 und 1904 auftraten. Für das Jahr 2001 wird eine mäßige saprobielle Belastung angezeigt. Die Trophieindizes **TI_{DIA}**, **TDI-1**, **TDI-2** und **TI** pendeln bei der Indikation zwischen eutroph, eu- bis polytroph und polytroph. Nur der TDI-2 zeigt für die Jahre 1904 und 1905 mesotrophe Verhältnisse an. Die Gesamtbewertung des Seebachs anhand des **DI-CH** ergibt für

die meisten Stichproben eine starke bis sehr starke Belastung. In den Jahren 1904, 1905 und 2001 indiziert der DI-CH dagegen nur eine deutliche Belastung. Seit 1925 hat sich die Wasserqualität gemäß der für das Jahr 2001 ermittelten Indexklassen von SI, DI-CH, TDI-1 und TDI-2 geringfügig verbessert.

Die Anwendung der **HDT** auf die historischen Seebach-Proben ist in Abbildung 4.32 dargestellt. Das aus der vergleichenden Bewertung anhand der Indexklassen aller Indizes resultierende HD gibt ebenfalls für die Probe aus dem Jahr 1817 die beste Wasserqualität an. Die Proben aus den Jahren 1901 und 1902 wurden als äquivalente Objekte identifiziert, d. h. sie weisen für jeden der angewendeten Indizes jeweils dieselbe Indexklasse auf und werden daher im Diagramm an gleicher Stelle positioniert. Als längste Ketten, in denen die Wasserqualität schrittweise abnimmt, können die folgenden Objektreihen abgelesen werden:

1817<1905<1901/1902<1796<1906<1925,

1817<1905<1901/1902<1796<1906<1899,

1817<1905<2001<1796<1906<1925 sowie 1817<1905<2001<1796<1906<1899.

Im oberen Bereich des HD treten Unvergleichbarkeiten zwischen den Objekten auf. Als maximale Objekte, d. h. als Zeiger der schlechtesten Wasserqualität, fungieren die historischen Proben aus den Jahren 1899 und 1925.

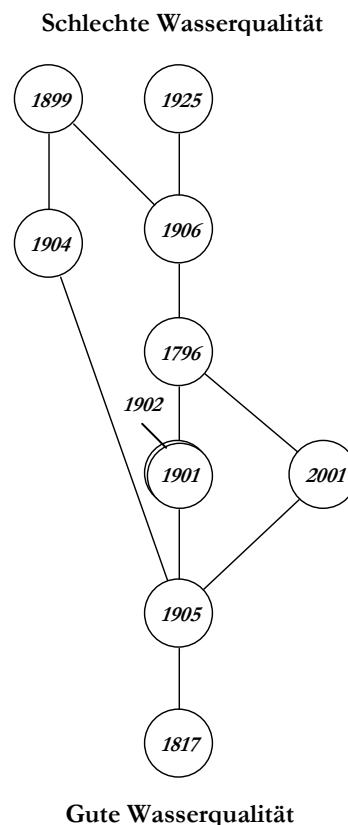


Abbildung 4.32: Hassediagramm der Indexklassen der historischen Proben aus dem Seebach zwischen Dechsendorf und Erlangen

Um die historischen Proben in eine Rangfolge zu bringen, wurden die **linearen Extensionen** für das dargestellte HD berechnet (vgl. Anhang, Abschnitt F). Die lineare Anordnung der Objekte nach abnehmender Wasserqualität zeigt Abbildung 4.33:

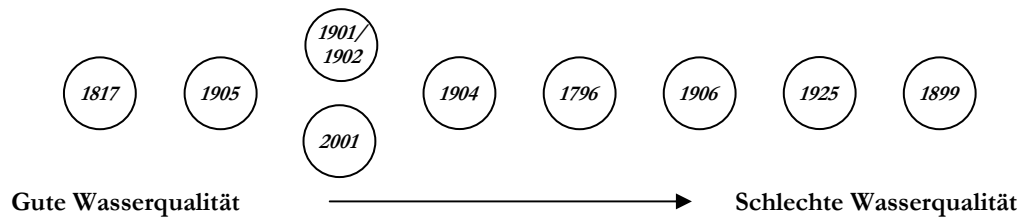


Abbildung 4.33: Lineare Anordnung der historischen Proben aus dem Seebach zwischen Dechsendorf und Erlangen

Die ersten beiden Ränge werden mit einer Wahrscheinlichkeit von eins von den historischen Proben aus den Jahren 1817 und 1905 belegt, die demnach eine gute Wasserqualität anzeigen. Die übrigen Belege, die zu Beginn des 20. Jahrhunderts gesammelt wurden, weisen auf eine schlechtere Wasserqualität hin. Auch die Probe aus dem Jahr 1796, die in der Mitte der Reihe angeordnet wurde, indiziert für den Unterlauf des Seebachs zwischen Dechsendorf und Erlangen eine mittlere bis schlechte Wasserqualität. Dies deutet darauf hin, dass der Seebach schon damals anthropogen bedingter Belastung ausgesetzt war. Der aktuelle Zustand des Seebachs wurde ähnlich dem der Jahre 1901 bzw. 1902 bewertet. Im Vergleich zu den früheren Bedingungen wurde die Wasserqualität im Jahr 2001 als relativ gut eingestuft.

Die zahlreichen Herbarexemplare von *Potamogeton nodosus* weisen auf eine Verbreitung der Pflanze im Seebach von 1796 bis zum Jahr 1925 hin. *Potamogeton nodosus* wird bezüglich seiner Nährstoffansprüche als eutraphentes Taxon eingestuft (BLFW 1998, SCHNEIDER 2000). Die Pflanze indiziert in Seen einen sehr hohen Nährstoffgehalt (MELZER 1993) und tritt nach KRAUSE (1978) im Bereich mäßig-starker bis sehr starker organischer Belastung auf. Die anhand der Diatomeengesellschaften rekonstruierten Bedingungen decken sich demnach mit den ökologischen Ansprüchen des Taxons. Bei der aktuellen Untersuchung des Seebachs wurde *Potamogeton nodosus* nicht mehr gefunden.

4.5.1.2 Zeitliche und räumliche Veränderung der Wasserqualität

Eine zeitlich und räumlich differenzierte Abschätzung der Wasserqualität war nur für die Schwarzach möglich, da historisches Herbarmaterial aus dem gesamten Flusslauf vorhanden ist (vgl. Anhang, Abschnitt B).

Schwarzach und Bayerische Schwarzach

Die historischen Herbarbelege aus der Schwarzach und ihrem Zufluss, der Bayerischen Schwarzach, stammen aus dem Zeitraum von 1959 bis 1961 bzw. 1971 bis 1978 und wurden im Zuge einer vegetationskundlichen Kartierung von KOHLER & ZELTNER (1974) gesammelt. Nur ein Beleg aus dem Oberlauf der Schwarzach bei Höll ist deutlich älter (1883). Insgesamt liegen 32

historische Herbarbelege vor (Bayerische Schwarzach: vier Belege, Schwarzach: 28 Belege), die durch neun rezente Epiphytonproben aus dem Jahr 2001 ergänzt werden (Bayerische Schwarzach: zwei Proben, Schwarzach: sieben Proben). Wenn bei den historischen Proben zu einem Fundort mehrere Belege mit dem gleichen Funddatum vorhanden waren, gingen die Indexklassen der Mittelwerte der Indexwerte in die Analyse ein (Bayerische Schwarzach 1972: zwei Belege; Schwarzach 1959: zwei Belege, 1961: zwei Belege, 1971: zwei Belege, 1972: zwei, drei und vier Belege).

In Abbildung 4.34 ist die Entwicklung der Wasserqualität der Schwarzach getrennt für Ober-, Mittel- und Unterlauf dargestellt. Die Proben aus dem Oberlauf der Schwarzach bis zum Zufluss der Bayerischen Schwarzach sowie die Proben aus der Bayerischen Schwarzach wurden zum Oberlauf gezählt. Als Unterlauf wurde die Fließstrecke der Schwarzach unterhalb von Neunburg vorm Wald bis zur Mündung in die Naab bezeichnet. Zudem erfolgte eine zeitliche Aufteilung der Proben in drei Gruppen: die Belege aus den 1970er Jahren, alle älteren Belege sowie die aktuell entnommenen Proben. Dabei wurden die ermittelten Indexklassen für jeden Flussabschnitt entsprechend der Zeitgruppen durch Mittelwertbildung zusammengefasst (Tabelle 4.11).

Tabelle 4.11: Verteilung der historischen und der rezenten Proben aus der Schwarzach und der Bayerischen Schwarzach auf Ober-, Mittel- und Unterlauf

Für die Proben einer Zelle wurde jeweils der Mittelwert der Indexklassen gebildet.

	1883	1958-61	1971-78	2001
Oberlauf	1	-	5	3
Mittellauf	-	5	5	4
Unterlauf	-	5	11	2

Demnach war in den 1970er Jahren die saprobielle Belastung der Schwarzach am höchsten. Für den Oberlauf gibt der **SI** eine mäßige Verunreinigung an, während im Mittel- und Unterlauf eine mäßig bis starke Verunreinigung festgestellt wurde. Ende des 19. Jahrhunderts dagegen war der Oberlauf gering belastet. Auch für den Mittellauf war 1959-61 noch eine geringe Saprobie zu verzeichnen. Erst im Unterlauf lag eine mäßige bis starke saprobielle Belastung vor. Der aktuelle Zustand des Schwarzach-Mittellaufs hat sich gegenüber der Situation von 1971-78 etwas verbessert. Die Saprobie in Ober- und Unterlauf jedoch entsprach 2001 noch den Verhältnissen der 1970er Jahre.

Der **TI_{DIA}** indiziert bereits 1883 meso- bis eutrophe Bedingungen im Oberlauf der Schwarzach. Mittel- und Unterlauf waren in den Jahren 1958-61 durch eutrophe Verhältnisse gekennzeichnet. Während 1971-78 der Oberlauf noch einen eutrophen Zustand aufwies, herrschten im Mittel- und Unterlauf der Schwarzach sowie im Jahr 2001 entlang der gesamten Fließstrecke eu- bis polytrophe Bedingungen.

Beim **TDI-1** ist für alle drei Zeitgruppen ein gradueller Anstieg der Trophie entlang der Fließstrecke zu verzeichnen. Auch im Oberlauf nahm die trophische Belastung von 1883 (oligotroph)

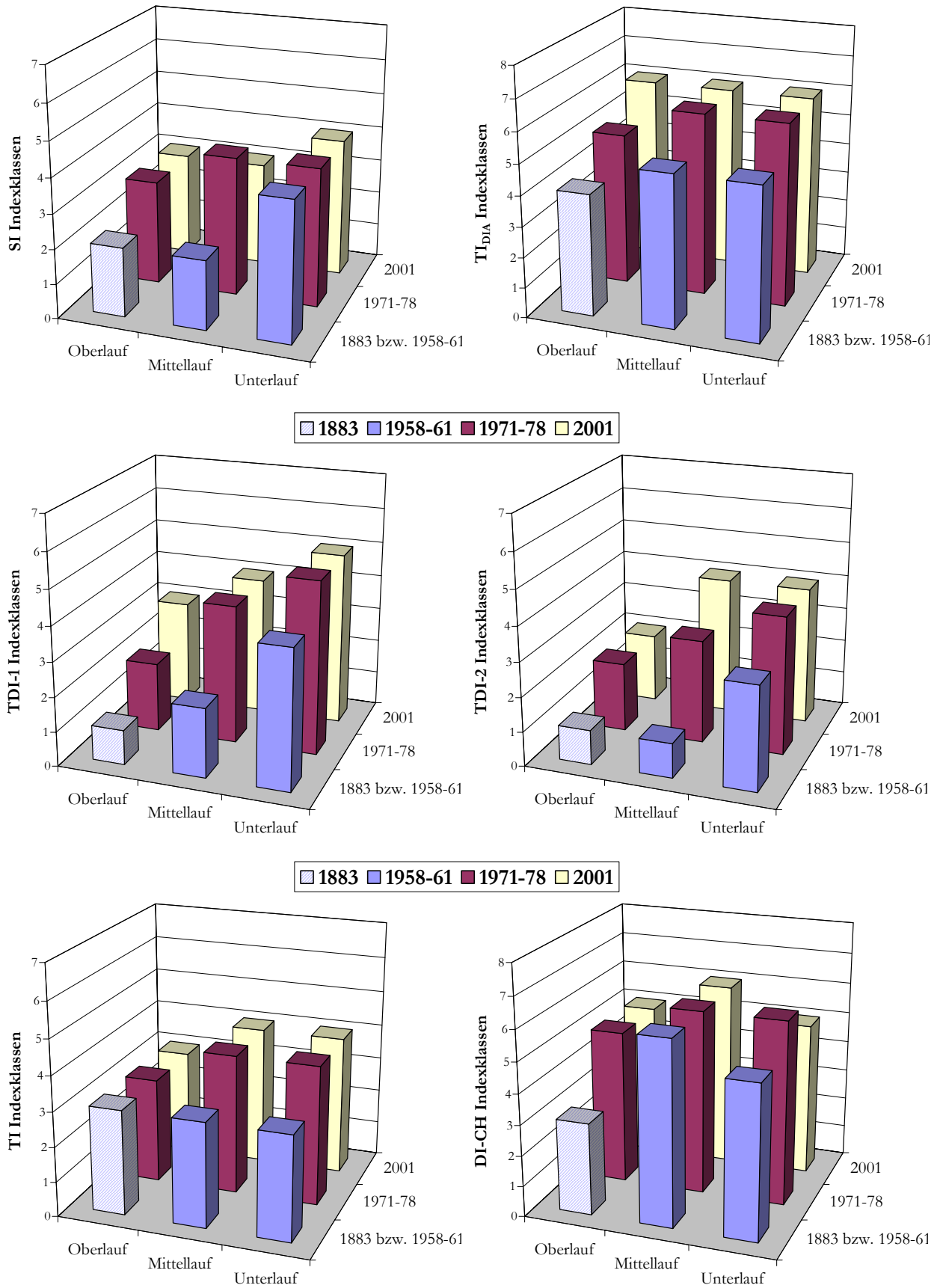


Abbildung 4.34: Entwicklung der Wasserqualität der Schwarzach und der Bayerischen Schwarzach (Erklärung der Abkürzungen vgl. Glossar)

über 1971-78 (mesotroph) bis 2001 (eutroph) schrittweise zu. Am stärksten belastet waren 1971-78 und 2001 Mittel- und Unterlauf, die eu- bis polytroph bzw. polytroph eingestuft wurden. Ähnliche Tendenzen sind beim **TDI-2** zu beobachten, der jedoch aufgrund der weiter gefassten Klassengrenzen oft ein niedrigeres Trophieniveau anzeigt. Als maximale Belastung wurden eu- bis polytrophe Verhältnisse für den Mittel- (2001) bzw. Unterlauf (1971-78, 2001) der Schwarzach ermittelt.

Der **TI** gibt für die Jahre 1883 und 1958-61 für die gesamte Schwarzach einen eutrophen Trophiezustand an, der über die 1970er Jahre bis heute im Oberlauf erhalten blieb. Im Mittel- und Unterlauf ist ein Anstieg der Trophie auf eu- bis polytrophe Verhältnisse zu erkennen.

Ausgehend von den chemischen Bedingungen stufte der **DI-CH** den Mittellauf der Schwarzach für alle drei Zeitgruppen als am stärksten belastet ein (stark bis sehr stark). Während in den 1970er Jahren die Belastung im Unterlauf auf gleich hohem Niveau blieb, verbesserte sich die Wasserqualität in den Jahren 1959-61 und 2001 und lag im Bereich deutlicher Belastung. Der Oberlauf der Schwarzach war 1883 noch unbelastet, wies in den Jahren 1971-78 und 2001 jedoch eine deutliche Belastung auf. Abweichend zu den übrigen Indizes zeigte der DI-CH eine Verbesserung der aktuellen Wasserqualität im Unterlauf an.

Die Anwendung der **HDT** auf die Indexklassen der historischen und rezenten Epiphytonproben aus den Flüssen Schwarzach (rezent = S, historisch = s) und Bayerische Schwarzach (rezent = BS, historisch = bs) ergab ein sehr komplexes HD (Abbildung 4.35). Die dargestellten Proben wurden nach dem Lage ihres Fundorts beschriftet und entsprechend der Zeitgruppe und des Flussabschnitts markiert. Die Abschnitte B und C im Anhang geben Auskunft über die genaue Lage der Probestellen.

Das aus der vergleichenden Bewertung aller Indizes hervorgegangene HD identifiziert zwei Belege aus dem Mittel- und Unterlauf der Schwarzach aus dem Jahr 1972 als Zeiger für die schlechteste Wasserqualität. Auch die restlichen Proben aus Mittel- und Unterlauf sind überwiegend im oberen Teil des HD anzutreffen, ebenso wie der Großteil der rezenten Proben, und weisen damit auf eine schlechtere Wasserqualität hin. Die Proben aus dem Oberlauf wurden an der Basis des Diagramms angeordnet, was auf eine gute Wasserqualität schließen lässt. Die beste Wasserqualität wurde für den Oberlauf der Schwarzach bei Höll im Jahr 1883, den Oberlauf der Bayerischen Schwarzach im Jahr 2001 sowie für den Mittellauf der Schwarzach im Zeitraum von 1959-61 ermittelt. Die Objekte bs3 und bs4 sowie die Objekte BS3 und S5 wurden als äquivalente Objekte eingestuft, d. h. sie sind für jeden der angewendeten Indizes jeweils derselben Indexklasse zugeordnet und wurden daher im Diagramm an gleicher Stelle positioniert. Maximal können elf Objekte nach abnehmender Wasserqualität in eine Reihe gebracht werden. Ausgehend vom Oberlauf der Schwarzach bei Höll im Jahr 1883 (Probestelle s1) sind dies die folgenden Objekte:

$$s1 < s30 < bs1-2 < bs3/bs4 < s9-10 < BS3/S5 < S2 < S6 < S3 < s16-19 < s23-24.$$

Proben, die in eine Ebene angeordnet wurden, sind untereinander nicht vergleichbar, z. B. die Objekte s25 und s23-24 oder die Objekte s20-22, S4 und S6.

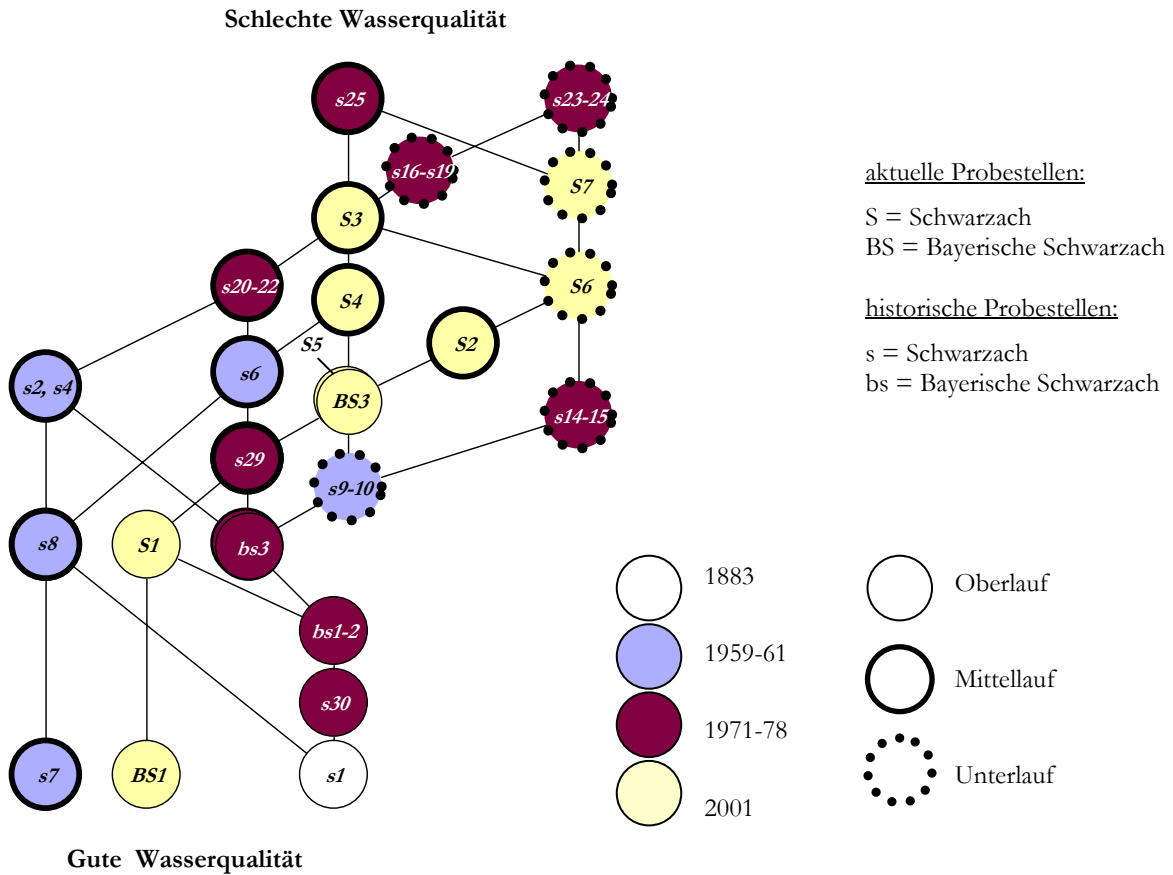


Abbildung 4.35: Hassediagramm der Indexklassen der historischen und der rezenten Proben aus den Flüssen Schwarzach und Bayerische Schwarzach

Um auch diese Proben aus Mittel- und Unterlauf miteinander vergleichen zu können, wurden die **linearen Extensionen** für das HD bestimmt. Die für die einzelnen Objekte berechneten Wahrscheinlichkeiten und mittleren Ränge sind in Abschnitt F im Anhang aufgelistet.

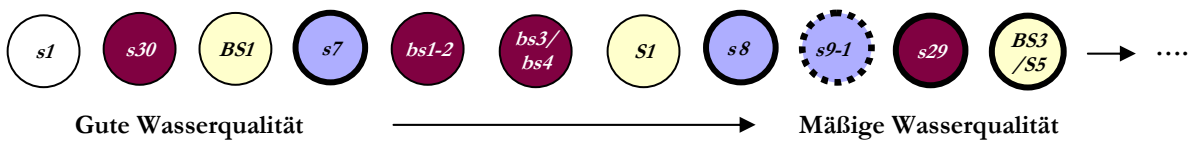


Abbildung 4.36: Lineare Anordnung der Proben aus der Schwarzach und der Bayerischen Schwarzach (1; Legende vgl. Abbildung 4.35)
 Dargestellt sind die ersten elf Ränge der linearen Extensionen.

Dabei wurden sowohl die historischen als auch die rezenten Proben aus dem Oberlauf (Schwarzach bei Höll und Bayerische Schwarzach) am Anfang der Reihe angeordnet, was auf eine gute Wasserqualität der Probestellen hinweist (Abbildung 4.36). Demnach war die Wasserqualität im Oberlauf zu jeder Zeit besser als im Mittel- oder Unterlauf. Nur eine Probe aus dem Mittellauf der Schwarzach aus dem Jahr 1959 zeigt ebenfalls eine gute Wasserqualität an (Probestelle s7). Die übrigen Proben aus dem Zeitraum von 1959 bis 1961 sowie einige Proben aus der

Zeitspanne von 1971 bis 1978 sind im mittleren Bereich der Reihe zu finden und indizieren damit ein mäßige Wasserqualität. Auch die rezente Probe aus dem Unterlauf der Bayerischen Schwarzach (Probestelle BS3) wurde hier platziert.



Abbildung 4.37: Lineare Anordnung der Proben aus der Schwarzach und der Bayerischen Schwarzach (2; Legende vgl. Abbildung 4.35)

Dargestellt sind die letzten zwölf Ränge der linearen Extensionen.

Die jüngeren historischen Proben (1971-78) sowie die rezenten Proben aus dem Mittel- und Oberlauf wurden dem Bereich schlechterer Wasserqualität am unteren Ende der Reihe zugeordnet (Abbildung 4.38). Während die rezenten Proben wieder auf einen etwas besseren Zustand der Wasserqualität der Schwarzach hindeuten, liegen die Proben aus den 1970er Jahren mit einer hohen Wahrscheinlichkeit im Bereich schlechter Wasserqualität. Die beiden maximalen Objekte des HD werden ebenfalls als die Probestellen mit der schlechtesten Wasserqualität identifiziert (Probestelle s25, s23-24). Demnach trat die stärkste Belastung im Jahr 1972 im Mittel- und Unterlauf der Schwarzach auf.

Die anhand der linearen Extensionen berechneten Wahrscheinlichkeitswerte für die einzelnen Ränge und die daraus resultierenden mittleren Ränge liegen teilweise sehr dicht beisammen (z. B. für die Probestellen s2,s4 und s14-15; vgl. Anhang, Abschnitt F). Auch die Varianz der eingenommenen Ränge ist im aufgeführten Beispiel mit einer Spanne von elf Rängen, die von den beiden Objekte belegt werden können, sehr hoch. Dass hier vergleichsweise unscharf nach steigender Belastung differenziert wird, weist auf eine sehr ähnliche, gleich starke Belastung dieser Probestellen hin.

4.5.2 Ansatz auf Gesellschaftsebene: Kanonische Korrespondenzanalyse

Aus den Flüssen Amper und Maisach wurden mehrmals rezente Diatomeenproben entnommen und begleitend dazu physikalische und chemische Messungen durchgeführt, so dass ein umfassender Datensatz für die multivariate Analyse entstand. Anhand einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) der Diatomeendaten mit den gemessenen Umweltparametern konnte der Zusammenhang zwischen den Diatomeengesellschaften und den Umweltbedingungen analysiert und graphisch dargestellt werden. Als Umweltvariablen wurden die physikalischen Parameter pH-Wert (pH), Leitfähigkeit (LF), Sauerstoffsättigung (O₂) und Temperatur (Temp), die chemischen Parameter Gesamtphosphor (TP), gelöster reaktiver Phosphor (SRP), Ammoniumstickstoff- (NH₄-N) und Nitratstickstoffgehalt (NO₃-N) sowie die strukturellen Parameter Fließgeschwindigkeit (v) und Beschattung (beide ordinal skaliert) verwendet.

Vor der Analyse wurde der Gesamtdatensatz der Umweltvariablen nach SACHS (1999; vgl. Abschnitt 3.2.3.1) auf Normalverteilung getestet (Teststatistik vgl. Anhang, Abschnitt D). Da die

chemischen Parameter nicht normalverteilt sind, wurden diese Daten einer Logarithmustransformation unterzogen, um eine Normalverteilung zu approximieren.

Anschließend wurde eine Vorauswahl (**forward selection**) der Umweltvariablen getroffen, wobei die Rangfolge bestimmt wurde, mit der die einzelnen Umweltvariablen an der Erklärung der Gesamtvarianz der Diatomeendaten beteiligt waren. Dazu wurde für jeden einzelnen Umweltfaktor durch eine partielle CCA berechnet, welcher Anteil der Gesamtvarianz durch dessen Gradienten erklärt werden kann, wenn zugleich die Wirkung aller anderen Umweltfaktoren herausgerechnet wird. Beginnend mit der ranghöchsten Umweltvariable erfolgte unter schrittweiser Hinzunahme der jeweils rangniedrigeren Umweltvariable eine Serie partieller CCAs. Ob die einzelnen Variablen signifikant zur Erklärung der Gesamtvarianz beitragen, konnte anhand eines Monte Carlo Permutationstests überprüft werden (999 Permutationen, $p \leq 0,05$; vgl. Abschnitt 3.2.4.3). In die Berechnung der CCAs gingen später nur die signifikanten Umweltvariablen ein.

Darüber hinaus wurden diejenigen Umweltvariablen weggelassen, die einen hohen Varianz-Inflations-Faktor (**variance inflation factor, VIF**) aufweisen. Bei einem VIF größer 20 ist die Variable stark mit anderen Umweltvariablen korreliert und enthält keine zusätzliche Information (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998).

In die CCAs gingen nur die Abundanzen der **epiphytischen Diatomeengesellschaften** aus den Flüssen Amper bzw. Maisach ein. Zusätzlich wurden die **historischen Diatomeengesellschaften** aus Amper bzw. Maisach als **passive Proben** miteinbezogen, d. h. sie wurden nachträglich zu der bereits bestehenden Ordination durch Projektion hinzugefügt, indem für die Abundanzen der einzelnen Taxa Regressionen mit den bereits bestehenden Ordinationsachsen durchgeführt wurden (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998). Dieses Vorgehen bietet die Möglichkeit, die historischen Proben, zu denen keine Umweltvariablen vorliegen, anhand ihrer Gesellschaftszusammensetzung und deren Ähnlichkeit mit den rezenten epiphytischen Diatomeengesellschaften im Ordinationsdiagramm zu platzieren. Dabei lässt ihre Lage im Raum, der von den aktuellen Umweltvariablen aufgespannt wird, Rückschlüsse auf die damaligen Umweltbedingungen zu.

Die von CANOCO ermittelten Aufnahmen mit Extremwerten verblieben dabei aus thematischen Überlegungen im Datensatz, da die gesamte Spanne möglicher Umweltbedingungen für die Zuordnung der historischen Proben zur Verfügung stehen sollte.

Die Signifikanz der CCA-Achsen wurde ebenfalls mit Monte Carlo Permutationstests überprüft (999 Permutationen, $p \leq 0,001$; vgl. Abschnitt 3.2.4.3).

4.5.2.1 Teildatensatz Amper

Zur CCA der epiphytischen Diatomeengesellschaften aus der Amper wurden 47 rezente Diatomeenproben mit insgesamt 179 Taxa herangezogen. Bei der forward selection der Umweltvariablen erwiesen sich die Parameter Sauerstoffsättigung, Temperatur, TP-, SRP-, Ammoniumstickstoff- und Nitratstickstoffgehalt sowie die Fließgeschwindigkeit als signifikant und wurden in

die Analyse miteinbezogen. Als passive Aufnahmen wurden 33 historische Diatomeenproben der bereits bestehenden Ordination nachträglich zugeordnet.

In Tabelle 4.12 sind die Kenngrößen der CCA dargestellt. Demnach beträgt die Summe aller Eigenwerte 2,6. Die Summe aller kanonischen Eigenwerte ergibt 0,9. Auf den ersten vier Achsen werden 27,7 % der Varianz in den Vegetationsdaten (= Abundanzen der Diatomeentaxa) erklärt, wobei ein Anteil dieser Varianz von 80,4 % durch die Umweltvariablen erfasst wird. Der Monte Carlo Permutationstest weist den Zusammenhang zwischen Vegetationsdaten und Umweltvariablen als signifikant aus.

Für die Koordinaten der Aufnahmen auf den Achsen eins bis vier und die Umweltvariablen wurde von CANOCO der Korrelationskoeffizient nach PEARSON berechnet (= interset correlations). Er gibt Auskunft darüber, welche Umweltvariablen am besten von den jeweiligen Achsen repräsentiert werden (vgl. Tabelle 4.12). Dabei wurden die Umweltvariablen nach der in der forward selection bestimmten Rangfolge angeordnet. Ein Korrelationskoeffizient r_p größer oder gleich 0,30 zeigt einen signifikanten Zusammenhang an (beidseitig, $p < 0,05$; vgl. Abschnitt 3.2.4.3).

Tabelle 4.12: Kenngrößen der CCA des Teildatensatzes Amper und die bivariaten Korrelationen nach PEARSON zwischen den Koordinaten der Aufnahmen auf den Achsen eins bis vier mit den Umweltvariablen

Signifikante Korrelationskoeffizienten nach SACHS (1999) sind fett gedruckt.

Summe aller uneingeschränkten Eigenwerte	2,689			
Summe aller kanonischen Eigenwerte	0,924			
CCA-Achse	1	2	3	4
Eigenwert	0,325	0,169	0,145	0,104
Kumulative prozentuale Varianz				
a) der Vegetationsdaten	12,1	18,4	23,8	27,7
b) der Beziehung zwischen Vegetationsdaten und Umweltvariablen	35,2	53,5	69,2	80,4

Bivariate Korrelationen zwischen den Koordinaten der Aufnahmen auf den Achsen 1 bis 4 mit den Umweltvariablen					
CCA-Achse		1	2	3	4
Rang	Umweltvariable	Korrelationskoeffizienten r_p			
1	TP	-0,89	0,05	0,14	-0,07
2	NO ₃ -N	-0,69	-0,19	0,23	-0,20
3	SRP	-0,69	0,12	0,15	-0,29
4	v	-0,12	-0,28	-0,76	-0,01
5	NH ₄ -N	0,07	-0,25	0,09	-0,73
6	O ₂	-0,04	-0,01	0,26	-0,36
7	Temp	0,00	-0,22	0,05	-0,48

Die erste CCA-Achse ist am stärksten mit den Umweltvariablen TP-Gehalt, SRP-Gehalt und Nitratstickstoffkonzentrationen korreliert und entspricht somit einem Gradienten anthropogener Nährstoffbelastung. Während die zweite CCA-Achse keine signifikanten Korrelationen zu den Umweltparametern aufweist, besteht für die dritte CCA-Achse ein signifikanter Zusammenhang mit der Fließgeschwindigkeit. Die Umweltvariablen Ammoniumstickstoffgehalt, Sauerstoffsätti-

gung und Temperatur korrelieren signifikant mit der vierten CCA-Achse. Da die Eigenwerte nach der ersten CCA-Achse deutlich abnehmen und da für die zweite CCA-Achse keine signifikanten Zusammenhänge mit den gemessenen Umweltfaktoren festgestellt wurden, kann nur die erste CCA-Achse interpretiert werden.

Das Ergebnis der CCA ist in Abbildung 4.38 graphisch dargestellt. Dazu wurden Aufnahmen und Umweltvariablen gemeinsam in einem Biplot aufgetragen (zur Interpretation vgl. Abschnitt 3.2.4.3). Die Ordination der Diatomeentaxa und der Umweltvariablen wurde der Übersichtlichkeit halber getrennt dargestellt (vgl. kleine Abbildung rechts unten).

Den stärksten Einfluss auf die **Ordination der rezenten Epiphytonproben** hatte der TP-Gehalt, der den längsten Gradienten aufspannt (= längster Pfeil im Streudiagramm) und signifikant negativ mit der ersten CCA-Achse korreliert ist. Ebenso weisen die Umweltvariablen SRP- und Nitratstickstoffgehalt signifikant negative Korrelationen mit der ersten CCA-Achse auf, die damit deutlich als Gradient anthropogen bedingter Nährstoffbelastung herausgestellt wird.

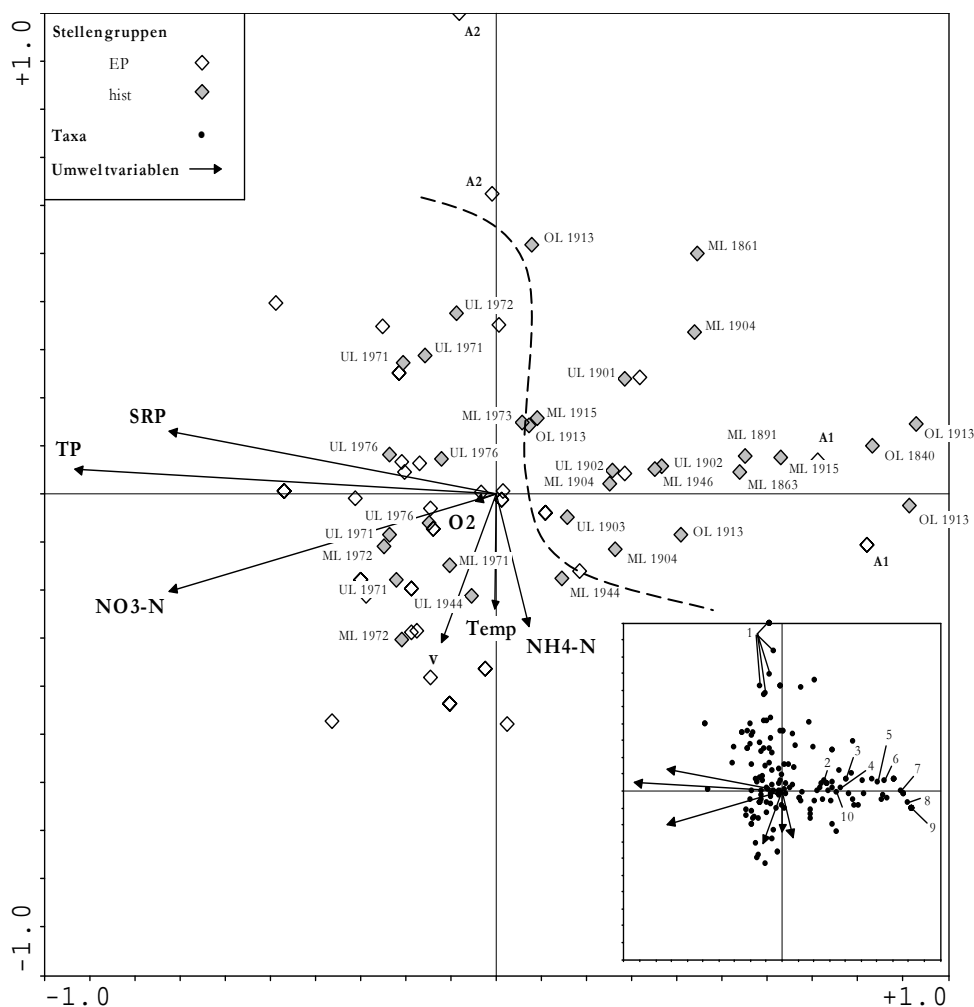


Abbildung 4.38: Ordination der rezenten Aufnahmen des Teildatensatzes Amper durch die CCA mit den historischen Aufnahmen als passiven Proben
Die Ordination der Diatomeentaxa ist rechts unten klein dargestellt.

Abkürzungen in der Legende: EP = rezentes Epiphyton, hist = historischer Herbarbeleg

Die gestrichelte Linie trennt die neueren von den älteren historischen Proben aus der Amper.

Abkürzungen der Fundorte:

Historische Probestellen: OL = Oberlauf, ML = Mittellauf, UL = Unterlauf

Aktuelle Probestellen: **A1** = Amper am Seeauslauf Ammersee, **A2** = Amper nach dem Zufluss der Windach

Abkürzungen der Taxa:

1 = *Achnanthes minutissima* var. *inconspicua* OESTRUP, *Fragilaria ulna acus*-Sippen KRAMMER et LANGE-BERTALOT, *Navicula atomus* var. *permitis* (HUSTEDT) LANGE-BERTALOT, *Navicula capitata* EHRENBERG, *Navicula minima* klein oval GRUNOW, *Navicula minuscula* var. *muralis* (GRUNOW) LANGE-BERTALOT, *Navicula molestiformis* HUSTEDT, *Navicula praeterita* HUSTEDT, *Navicula pseudolanceolata* LANGE-BERTALOT, *Navicula saprophila* LANGE-BERTALOT, *Navicula seminulum* GRUNOW, *Nitzschia acicularis* (KUETZING) W.SMITH, *Nitzschia bacillum* HUSTEDT, *Nitzschia graciliformis* LANGE-BERTALOT et SIMONSEN

2 = *Cymbella microcephala* GRUNOW

3 = *Achnanthes minutissima* var. *scotica* (CARTER) LANGE-BERTALOT, *Diatoma ehrenbergii* KUETZING

4 = *Fragilaria brevistriata* GRUNOW

5 = *Gomphonema lateripunctatum* REICHARDT et LANGE-BERTALOT

6 = *Asterionella formosa* HASSALL

7 = *Brachysira neoexilis* LANGE-BERTALOT

8 = *Gomphonema bavaricum* REICHARDT et LANGE-BERTALOT

9 = *Achnanthes minutissima* var. *saprophila* KOBAYASI et MAYAMA, *Cymbella amphicephala* NAEGELI, *Cymbella cesatii* (RABENHORST) GRUNOW, *Cymbella lacustris* (J.G.AGARDH) CLEVE, *Diatoma tenue* J.G.AGARDH, *Diploneis modica* HUSTEDT, *Fragilaria capucina* var. *distans* (GRUNOW) LANGE-BERTALOT, *Fragilaria capucina* perminuta-Sippen, *Fragilaria incognita* REICHARDT, *Fragilaria nanana* LANGE-BERTALOT, *Fragilaria ulna angustissima*-Sippen KRAMMER et LANGE-BERTALOT, *Navicula radiosa* KUETZING, *Navicula phyllepta* KUETZING, *Navicula subalpina* REICHARDT, *Navicula veneta* KUETZING, *Nitzschia semirobusta* LANGE-BERTALOT, *Surirella amphioxys* W.SMITH

10 = *Cymbella affinis* KUETZING

Die Mehrzahl der rezenten Amper-Proben befindet sich in den beiden linken Quadranten und ist demnach durch eine höhere Nährstoffbelastung gekennzeichnet. Für die aktuelle Probestelle A1 direkt am Seeausfluss des Ammersees wurde die geringste Nährstoffbelastung ermittelt. Sie wurde am unteren Ende des TP-Gradienten auf der rechten Seite des Streudiagramms angeordnet. Die übrigen rezenten Aufnahmen, die in den beiden rechten Quadranten platziert wurden, stammen ebenfalls aus dem weniger Nährstoff belasteten Oberlauf der Amper (vgl. Abschnitt 4.4.1). Die Probestellen im Amper-Oberlauf waren stark durch den mesotrophen Ammersee beeinflusst. Insbesondere in den Sommermonaten war das aus dem See ausfließende Wasser des wärmeren Epilimnions infolge biologischer Umsetzungen verarmt an eutrophierenden Nährstoffen (WWA MÜNCHEN 1995). Charakteristisch für diese Proben sind Diatomeentaxa unbelasteter Gewässer wie *Achnanthes minutissima* var. *scotica*, *Brachysira neoexilis*, *Cymbella amphice-*

phala, *Cymbella cesatii*, *Cymbella microcephala*, *Diploneis modica*, *Fragilaria incognita*, *Gomphonema bavaricum* oder *Gomphonema lateripunctatum*. Zudem sind die Diatomeengesellschaften am Seeauslauf durch planktische Taxa wie *Asterionella formosa*, *Fragilaria nanana* und *Fragilaria ulna angustissima*-Sippen gekennzeichnet, die aus dem Plankton des Ammersees verdriftet wurden.

Entlang der zweiten CCA-Achse wurden die beiden Aufnahmen der Probestelle A2 von den übrigen rezenten Proben abgetrennt. Da für die zweite CCA-Achse keine signifikanten Korrelationen festgestellt werden konnten, bleibt unklar, welche Umweltfaktoren die Aufnahmen nach dem Zufluss der Windach von den übrigen Aufnahmen differenzieren. Die Windach als Vorfluter der Kläranlage Eching war jedoch durch eine hohe saprobielle Belastung gekennzeichnet (WWA MÜNCHEN 1995). Auch die in diesen Proben vorkommenden Taxa *Navicula atomus* var. *permitis*, *Navicula capitata*, *Navicula minuscula* var. *muralis*, *Navicula molestiformis*, *Navicula saprophila* und *Navicula seminulum* weisen auf eine unter Umständen deutlich erhöhte organische Belastung hin.

Bei der Projektion der **historischen Diatomeenproben** aus der Amper in die bereits bestehende Ordination ist eine Auftrennung der historischen Proben nach ihrem Alter zu erkennen. Die gestrichelte Linie im Streudiagramm verdeutlicht diese Auftrennung. Dabei wurden die älteren historischen Proben, d. h. Epiphytonproben von Herbarbelegen, die vor 1944 gesammelt worden waren, im oberen rechten Quadranten angeordnet, der sich durch eine geringe Nährstoffbelastung auszeichnet. Da die historischen Proben dem Streudiagramm nach ihrer Gesellschaftszusammensetzung zugeordnet wurden, sind für die älteren historischen Proben ebenfalls die oben aufgeführten Taxa unbelasteter Gewässer sowie die planktischen Taxa charakteristisch. Dabei wurden die Taxa *Cymbella microcephala* und *Gomphonema lateripunctatum*, die auf eine geringe Nährstoffbelastung hinweisen, auch von der TWINSPAN-Analyse als Differentialarten ermittelt (vgl. Abschnitt 4.2.6). Rezente Proben, die in den beiden rechten Quadranten liegen, stammen ausschließlich aus dem nährstoffärmeren Oberlauf der Amper. Historische Amper-Proben aus jüngerer Zeit (1944 bis 1976) sind links der gestrichelten Linie im Bereich erhöhter Nährstoffbelastung zu finden. Demnach ähneln die jüngeren historischen Proben hinsichtlich der Zusammensetzung ihrer Diatomeengesellschaften stärker den rezenten als den älteren historischen Proben, was mit den Ergebnissen der TWINSPAN-Analyse übereinstimmt (vgl. Abschnitt 4.2.6).

4.5.2.2 Teildatensatz Maisach

In die CCA der rezenten Epiphytonproben aus der Maisach gingen 30 rezente Epiphytonproben mit insgesamt 103 Taxa ein. Anhand der forward selection wurden die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Nitratstickstoffgehalt und Fließgeschwindigkeit als signifikante Umweltvariablen ermittelt und für die Analyse verwendet. Aus der Maisach waren 17 historische Diatomeenproben vorhanden, die nachträglich als passive Proben in die bereits bestehende Ordination projiziert wurden.

Die Kenngrößen der CCA sind in Tabelle 4.13 aufgeführt. Die Summe aller uneingeschränkten Eigenwerte beläuft sich auf 1,8, während die Summe der kanonischen Eigenwerte 0,4 beträgt. Die ersten vier Achsen erklären 25,1 % der Varianz in den Vegetationsdaten. Dass hiervon ein Anteil

von 100 % durch die Umweltvariablen erklärt werden kann, liegt an der geringen Anzahl von Umweltvariablen. Da nur vier Umweltvariablen in die Analyse eingingen, hätte theoretisch jede verwendete Umweltvariable von einer der ersten vier CCA-Achsen aufgespannt werden können, was die Angabe von 100 % erklärter Varianz zur Folge hat. Der Monte Carlo Permutationstest weist den Zusammenhang zwischen Vegetationsdaten und Umweltvariablen als signifikant aus.

Die bivariaten Korrelationen zwischen den Koordinaten der Aufnahmen auf den Achsen eins bis vier und den Umweltvariablen (Tabelle 4.13) ergaben keine so eindeutige Zuordnung der Umweltvariablen zu den einzelnen CCA-Achsen wie beim Teildatensatz Amper. Ein Korrelationskoeffizient r_p größer oder gleich 0,39 zeigt einen signifikanten Zusammenhang an (beidseitig, $p < 0,05$; vgl. Abschnitt 3.2.4.3), wobei die Umweltvariablen nach der in der forward selection bestimmten Rangfolge angeordnet wurden.

Tabelle 4.13: Kenngrößen der CCA des Teildatensatzes Maisach und die bivariaten Korrelationen nach PEARSON zwischen den Koordinaten der Aufnahmen auf den Achsen eins bis vier mit den Umweltvariablen

Signifikante Korrelationskoeffizienten nach SACHS (1999) sind fett gedruckt.

Summe aller uneingeschränkten Eigenwerte		1,883			
Summe aller kanonischen Eigenwerte		0,473			
CCA-Achse		1	2	3	4
Eigenwert		0,189	0,127	0,096	0,061
Kumulative prozentuale Varianz					
a) der Vegetationsdaten		10,0	16,8	21,8	25,1
b) der Beziehung zwischen Vegetationsdaten und Umweltvariablen		40,0	66,8	87,1	100,0
Bivariate Korrelationen zwischen den Koordinaten der Aufnahmen auf den Achsen 1 bis 4 mit den Umweltvariablen					
CCA-Achse		1	2	3	4
Rang	Umweltvariable	Korrelationskoeffizienten r_p			
1	NO ₃ -N	-0,62	-0,50	0,44	0,00
2	LF	0,19	-0,43	0,66	-0,28
3	pH	-0,17	0,76	0,32	0,24
4	v	-0,32	0,51	-0,19	-0,57

Wichtigste Umweltvariable ist der Nitratstickstoffgehalt, der signifikante Korrelationen mit den ersten drei CCA-Achsen aufweist. Der stärkste Zusammenhang besteht dabei mit der ersten CCA-Achse, die daher als Nitratstickstoffgradient interpretiert werden kann. Die zweite CCA-Achse korreliert signifikant mit allen vier Umweltvariablen. Dabei wurde der mit 0,76 höchste Korrelationskoeffizient für den Zusammenhang zwischen der zweiten CCA-Achse und dem pH-Wert ermittelt. Für die Leitfähigkeit bestehen signifikante Zusammenhänge mit der zweiten und dritten CCA-Achse ($r_p = -0,43$ bzw. $r_p = 0,66$). Die Fließgeschwindigkeit wird etwa zu gleichen Teilen von der zweiten und der vierten CCA-Achse erklärt ($r_p = 0,51$ bzw. $r_p = -0,57$). Nach der ersten CCA-Achse, die einen Nitratstickstoffgradienten repräsentiert, gehen die Eigenwerte deutlich zurück. Die zweite CCA-Achse ist aufgrund der Korrelationen mit allen Umweltvariablen nicht klar definiert. Deshalb wird nur die erste CCA-Achse interpretiert.

Die Phosphorparameter TP- und SRP-Gehalt scheinen für die Ordination der Maisach-Proben keine Rolle zu spielen. Die forward selection der Umweltvariablen wies sie als nicht signifikant aus, d. h. TP- und SRP-Gehalt tragen so unwesentlich zur Erklärung der Gesamtvarianz der Diatomeengesellschaften der Maisach bei, dass sie bei der CCA weggelassen wurden. Stattdessen kommt dem Nitratstickstoff die Rolle des größten Einflussfaktors zu, was darauf hinweist, dass die Trophieverhältnisse in der Maisach als Fließgewässer mit stark landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet durch den erhöhten Nitratgehalt geprägt werden (LOHMAIER 2003, WWA MÜNCHEN1995).

Abbildung 4.39 zeigt das Ergebnis der CCA. Im Streudiagramm sind Aufnahmen und Umweltvariablen als Biplot dargestellt (zur Interpretation vgl. Abschnitt 3.2.4.3). Die Ordination der Diatomeentaxa und der Umweltvariablen wurde der Übersichtlichkeit halber getrennt dargestellt (vgl. kleine Abbildung unten).

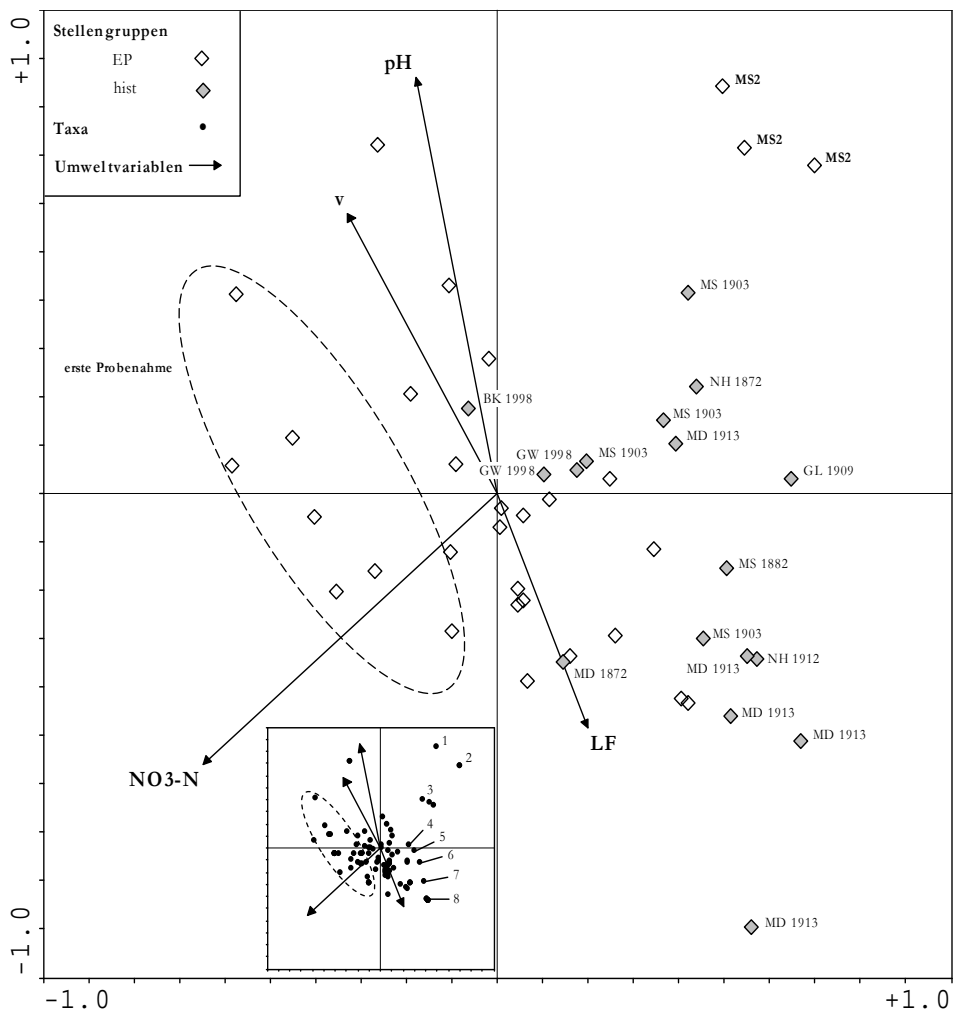


Abbildung 4.39: Ordination der rezenten Aufnahmen des Teildatensatzes Maisach durch die CCA mit den historischen Aufnahmen als passiven Proben
Die Ordination der Diatomeentaxa ist unten klein dargestellt.

Abkürzungen in der Legende: EP = rezentes Epiphyton, hist = historischer Herbarbeleg

Ellipse = Aufnahmen bzw. Taxa der rezenten Epiphytonproben der ersten Probenahme aus der Maisach

Abkürzungen der Fundorte: BK = Bergkirchen, GL = Gernlinden, GW = Germerswang, MD = Mammendorf, MS = Maisach, NH = Nannhofen, **MS2** = Oberlauf der Maisach bei Eismerszell

Abkürzungen der Taxa:

Ellipse = *Caloneis bacillum* (GRUNOW) CLEVE, *Meridion circulare* (GREVILLE) J.G.AGARDH, *Navicula atomus* (KUETZING) GRUNOW, *Navicula pupula* KUETZING, *Navicula viridula* (KUETZING) EHRENBERG, *Nitzschia acicularis* (KUETZING) W.SMITH, *Nitzschia constricta* (KUETZING) RALFS, *Nitzschia pusilla* GRUNOW, *Nitzschia recta* HANTZSCH, *Rhoicosphenia abbreviata* (J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT, *Surirella brebissonii* KRAMMER et LANGE-BERTALOT

1 = *Achnanthes conspicua* A.MAYER

2 = *Gomphonema dichotomum* KUETZING, *Navicula wildii* LANGE-BERTALOT

3 = *Gomphonema minutum* (J.G.AGARDH) J.G.AGARDH, *Gomphonema pumilum* (GRUNOW) LANGE-BERTALOT et REICHARDT, *Navicula menisculus* SCHUMANN

4 = *Amphora libyca* EHRENBERG

5 = *Cymbella minuta* HILSE

6 = *Fragilaria capucina* var. *mesolepta* (RABENHORST) RABENHORST

7 = *Navicula molestiformis* HUSTEDT

8 = *Achnanthes lanceolata* ssp. *frequentissima* var. *rostratiformis* LANGE-BERTALOT, *Cymbella affinis* KUETZING, *Eunotia bilunaris* (EHRENBERG) MILLS, *Gomphonema acuminatum* EHRENBERG, *Gomphonema gracile* EHRENBERG, *Gomphonema parvulum* var. *exilissimum* GRUNOW, *Gomphonema parvulum* var. *parvulus* LANGE-BERTALOT et REICHARDT, *Neidium binodis* (EHRENBERG) HUSTEDT, *Nitzschia diversa* HUSTEDT, *Nitzschia bomburgiensis* LANGE-BERTALOT, *Surirella minuta* BREBISSON

Die **rezenten Epiphytonproben** aus der Maisach wurden entlang des Nitratstickstoffgradienten angeordnet. Dabei zeichnen sich die Aufnahmen der ersten Probenahme durch die höchsten Nitratstickstoffgehalte aus. Sie sondern sich als eigene Gruppe ab, die im Biplot durch eine Ellipse hervorgehoben wird. Charakterisiert werden diese Aufnahmen durch das Vorkommen solcher Diatomentaxa, die nach ROTT et al. (1999) Präferenzen für hohe Nitratstickstoffkonzentrationen zeigen. Zu ihnen zählten *Caloneis bacillum*, *Meridion circulare*, *Navicula atomus*, *Navicula pupula*, *Navicula viridula*, *Nitzschia acicularis*, *Nitzschia constricta*, *Nitzschia pusilla*, *Nitzschia recta*, *Rhoicosphenia abbreviata* und *Surirella brebissonii*. Die Aufnahmen der Probestelle MS2 am Oberlauf der Maisach, die bei allen drei Probenahmen die geringste Konzentration an Nitratstickstoff aufwies, wurden gemeinsam am unteren Ende des Nitratstickstoffgradienten platziert. Kennzeichnend für die Probestelle MS2 sind Taxa, die eine geringe saprobielle Belastung bevorzugen wie *Achnanthes conspicua*, *Gomphonema dichotomum* und *Navicula wildii*.

Die Projektion der **historischen Diatomeenproben** in die bereits bestehende Ordination weist auf niedrigere Nitratstickstoffgehalte in früherer Zeit hin. Mit Ausnahme der Proben aus dem Jahr 1998, die im Zentrum des Streudiagramms angeordnet wurden, liegen alle historischen

Proben in den beiden rechten Quadranten mit niedriger Nitratstickstoffkonzentration. Für die historischen Aufnahmen sind überwiegend oligosaprobe bzw. oligo- bis β -mesosaprobe Taxa charakteristisch, darunter *Cymbella affinis*, *Cymbella minuta*, *Fragilaria capucina* var. *mesolepta*, *Gomphonema acuminatum*, *Gomphonema gracile*, *Gomphonema minutum*, *Gomphonema parvulum* var. *exilissimum*, *Gomphonema parvulum* var. *parvulus*, *Gomphonema pumilum*, *Neidium binodis*, *Navicula menisculus*, *Nitzschia diversa* und *Nitzschia homburgensis*. *Gomphonema acuminatum* reagiert zudem empfindlich auf erhöhte Stickstoffeinträge (SCHÖNFELDER 1997). Demnach lag in der Maisach Ende des 19. bzw. Anfang der 20. Jahrhunderts sowohl eine geringe Nitratbelastung als auch eine geringe organische Belastung vor.

4.5.3 Historische Regionalanalyse des Amper-Einzugsgebiets

Der Zustand eines Fließgewässers wird davon mitbestimmt, welche Faktoren der regionalen Entwicklung, beispielsweise der Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung, im Einzugsgebiet wirken bzw. gewirkt haben. Die beginnende Industrialisierung in Deutschland Mitte des 19. Jahrhunderts führte zu einem gesteigerten Bevölkerungswachstum und zur Verstädterung bisher agrarisch geprägter Regionen (BOSL 1986, zit. in SEHNER 2001), was einen Anstieg der Abwasserbelastung der Flüsse zur Folge hatte. Ungeklärte Siedlungsabwässer, Einleitungen aus Betrieben des verarbeitenden Gewerbes sowie Flächenverluste aus diffusen Quellen begannen, die Wasserqualität der Flüsse verstärkt zu beeinträchtigen.

4.5.3.1 Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung im Amper-Einzugsgebiet

Auch im Einzugsgebiet der Amper war der Einfluss der Industrialisierung auf die Bevölkerungsentwicklung zu beobachten (Abbildung 4.40; Datengrundlage: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENVERARBEITUNG 1991, zit. in SEHNER 2001). Während das Bevölkerungswachstum im 19. Jahrhundert zunächst stetig verlief, war vom Beginn des 20. Jahrhunderts an ein stärkerer Anstieg zu erkennen. Dabei wuchs vor allem die Bevölkerung der München-nahen Teileinzugsgebiete Amper-Oberlauf, Amper-Mittellauf und Würm/Starnberger See stark an.

Der Zweite Weltkrieg hatte einschneidende Veränderungen in der Bevölkerungsentwicklung zur Folge, die in der Amper-Region besonders stark zum Tragen kamen. Kriegsflüchtlinge und Heimatvertriebene aus den ostdeutschen Gebieten fanden vielfach in Bayern Aufnahme, allein 1900 Personen im Landkreis Dachau, was zu einem sprunghaften Anstieg der Einwohnerzahlen führte (HANKE & LIEBHARDT 1992, MAIER 1998, beide zit. in SEHNER 2001). Von 1939 bis 1950 stieg die Bevölkerung der Amper-Region um 60 %, während Bayern im selben Zeitraum nur den halben Bevölkerungszuwachs zu verzeichnen hatte.

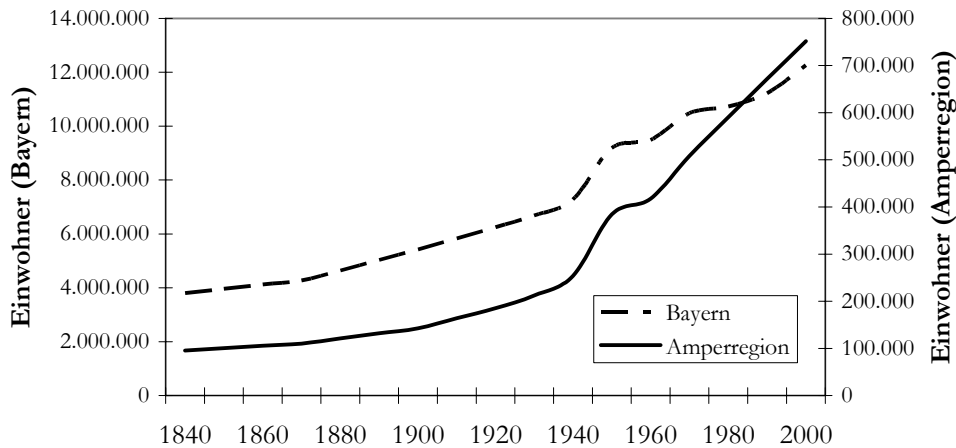


Abbildung 4.40: Bevölkerungsentwicklung Bayerns und des Amper-Einzugsgebiets seit 1840

Das überproportionale Bevölkerungswachstum der Amper-Region im Vergleich zu Bayern war auf die bereits im 19. Jahrhundert wirksam werdende Nähe der Großstadt Münchens und den steigenden Bedarf an Arbeitskräften zurückzuführen. München wuchs von 1800 bis 1910 um das annähernd Zwanzigfache, von ca. 30000 Einwohnern auf 596467 Einwohner, die bayerische Bevölkerung dagegen lediglich um das Doppelte (BUSLEY et al. 1992, zit. in SEHNER 2001). Durch den Ausbau der Infrastruktur seit den 1950er Jahren und den Bau der S-Bahn-Linien in den 1970er Jahren wurde das Gebiet verkehrstechnisch erschlossen. Hohe Grundstückspreise entlang der S-Bahn-Linien förderten die Schaffung großer Wohnsiedlungen mit Mietwohnungen und Mehrfamilienhäusern, so dass die Umlandgemeinden Münchens überproportional hohe Einwohnerzuwächse erfuhren, die bis heute anhalten. Während die Einwohnerdichte (E/km²) der Amper-Region lange Zeit unter der Bayerns lag, kehrte sich ab den 1960er Jahren das Verhältnis um. Im Jahr 1999 wies die Amper-Region eine Einwohnerdichte von 224 E/km² auf, Bayern dagegen von nur 172 E/km² (MAIER 1998, zit. in SEHNER 2001).

Indem die Bevölkerungsverteilung der Amper-Region auf Gemeindeebene betrachtet wurde, konnten Siedlungsschwerpunkte an den Gewässerläufen festgestellt und damit die Abschnitte der voraussichtlich stärksten Gewässerbelastung identifiziert werden. In Abbildung 4.41 sind die Einwohnerdichten von 1900 und 1999 gegenübergestellt (Datengrundlage: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENVERARBEITUNG 1991, zit. in SEHNER 2001).

Im **Jahr 1900** war das gesamte Amper-Einzugsgebiet noch relativ dünn besiedelt und die Bevölkerung war weitgehend gleichmäßig verteilt. Die an München angrenzenden Gemeinden wiesen die höchsten Einwohnerdichten auf (Pasing mit 661 E/km²), ebenso die Amper-Anrainer Fürstenfeldbruck (143 E/km²) und Dachau (177 E/km²), während in der übrigen Amper-Region meist zwischen 0 und 50, maximal jedoch 100 Einwohner pro Quadratkilometer gezählt wurden.

1950 hatte sich ein eindeutiger Siedlungsschwerpunkt an der Würm und an der Amper zwischen Fürstenfeldbruck und Dachau herauskristallisiert. Weitere Gemeinden mit hoher Bevölkerungsdichte entwässerten in den Amper-Abschnitt zwischen Olching und Dachau.

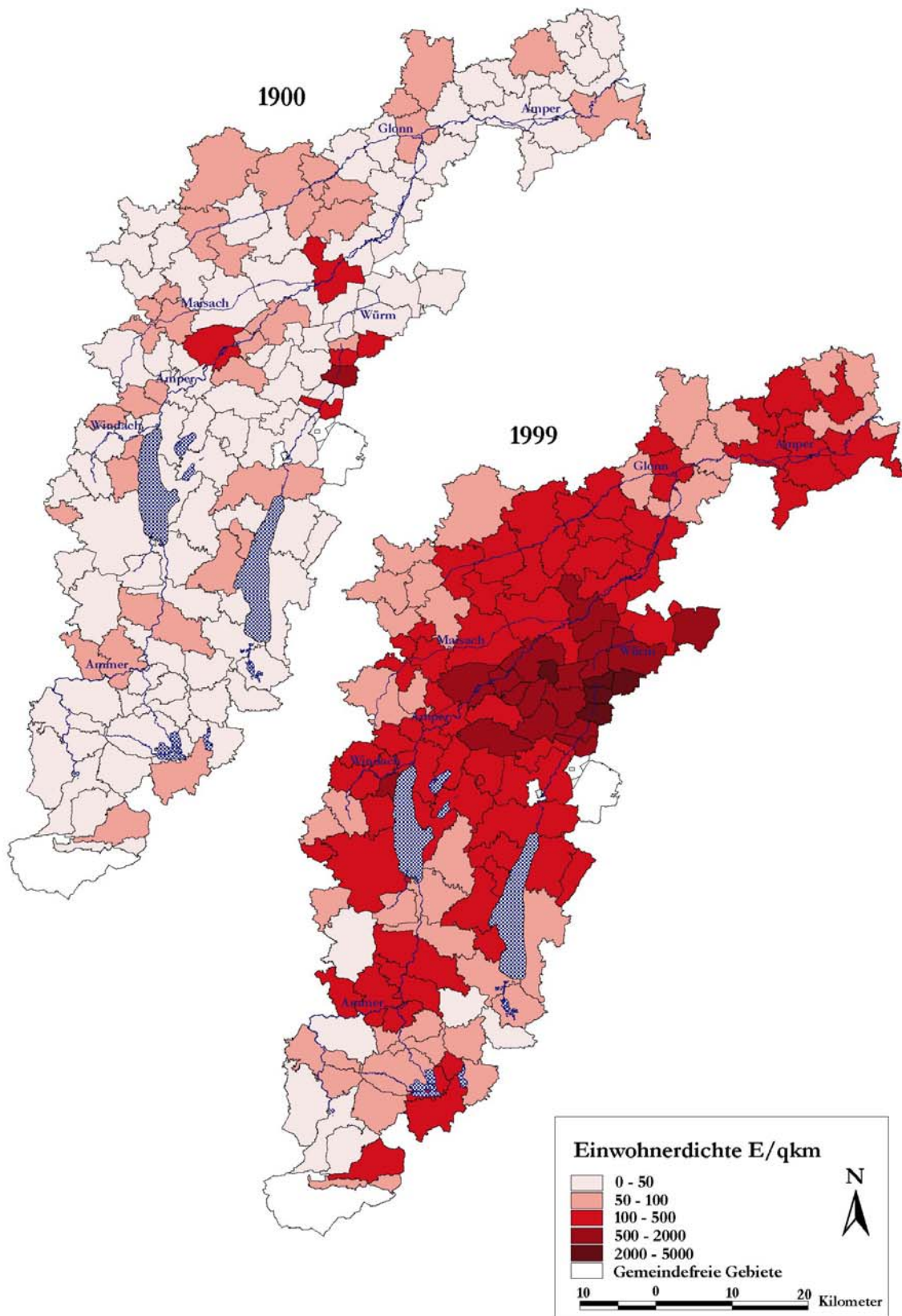


Abbildung 4.41: Einwohnerdichten in den Gemeinden des Amper-Einzugsgebiet 1900 und 1999 im Vergleich (verändert nach SEHNER 2001)

Für das **Jahr 1999** konnte mit zunehmender Entfernung von München ein deutliches Gefälle der Einwohnerdichten beobachtet werden. Die Münchener Stadtteile Pasing, Obermenzing, Moosach und Gröbenzell besaßen über 2000 E/km², bei allen anderen an München angrenzenden Gemeinden lag die Einwohnerdichte noch über 750 E/km². Zudem waren erhöhte Einwohnerdichten entlang der von München ausgehenden „Entwicklungachsen“ zu erkennen, die parallel zu den Eisenbahn- und S-Bahn-Linien entstanden waren. Eine Achse zog sich beispielsweise in Richtung Norden über Dachau, eine weitere Richtung Nordosten über Fürstentfeldbruck nach Augsburg und zwei weitere verliefen Richtung Ammersee und Starnberger See.

Die Amper war nach dem Ausfluss aus dem Ammersee relativ dünn besiedelt. Auch hier stellte die Gemeinde Fürstentfeldbruck (986 E/km²) einen ersten Siedlungsschwerpunkt dar, gefolgt von der Kreisstadt Dachau mit 1094 E/km². Im weiteren Verlauf der Amper bis zur Mündung in die Isar war nur noch dünn besiedelter ländlicher Raum anzutreffen. Dabei war das Gebiet des Amper-Oberlaufs die am dichtesten besiedelte Region mit 474 E/km², gefolgt vom Einzugsgebiet der Würm mit 358 E/km² und dem Amper-Mittellauf mit 295 E/km². Die Einzugsgebiete des Amper-Unterlaufs, der Glonn, der Windach und der Ammer waren 1999 mit unter 131 E/km² dünn besiedelt.

4.5.3.2 Wirtschaftsentwicklung im Amper-Einzugsgebiet

Die wirtschaftliche Entwicklung Bayerns setzte im Vergleich zu anderen Regionen Deutschlands zeitlich später ein, hatte jedoch in der Folgezeit einen umso dynamischeren Aufschwung zu verzeichnen. Waren in der bayerischen Agrarwirtschaft Mitte der 1920er Jahre noch rund eine halbe Million mehr Menschen tätig als im produzierenden Gewerbe, kehrten sich die Beschäftigtenanteile im Jahr 1947 um. Bereits in den 1950er Jahren erreichte Bayern den durchschnittlichen Industrialisierungsgrad der Bundesrepublik und erfuhr seit den 1960er Jahren mit stetig wachsendem Tempo einen industriellen Aufstieg (MAIER 1998, zit. in SEHNER 2001). Auch das Einzugsgebiet der Amper wurde bis nach 1945 von der Landwirtschaft geprägt, wobei dies für große Bereiche, insbesondere die München-fernen Gebiete, heute noch gilt.

Eine Statistik der bayerischen Bevölkerung nach **Berufs- und Erwerbsklassen aus dem Jahr 1871** (Datengrundlage: KÖNIGLICHES STATISTISCHES BUREAU 1885, zit. in SEHNER 2001) spiegelt die damalige Wirtschaftsstruktur im Amper-Einzugsgebiet wider (Abbildung 4.42).

Aus der Verteilung der Beschäftigtenzahlen war ein starkes Stadt-Land-Gefälle mit München als Wirtschaftszentrum der Region ersichtlich. Während das produzierende Gewerbe in der Stadt München einen Anteil von 46 % erreichte, waren die Bezirksamter Dachau und Freising mit 63 % bzw. 62 % der Beschäftigten im primären Sektor stark landwirtschaftlich geprägt. Selbst im Vergleich zu Bayern, wo der primäre Sektor 43 % und der sekundäre Sektor 32 % der Beschäftigten stellte, wiesen die Bezirksamter Dachau und Freising überdurchschnittlich hohe Werte in Land-, Forstwirtschaft und Fischerei auf. Im Bezirksamt Bruck (heutiges Fürstentfeldbruck) war das produzierende Gewerbe mit 27 % etwas stärker vertreten, wobei auch hier der

landwirtschaftliche Sektor dominierte (51 %). Diese Statistik verdeutlicht, dass es im Jahr 1875 im Amper-Einzugsgebiet nur sehr wenige industrielle Mittel- und Großbetriebe gab.

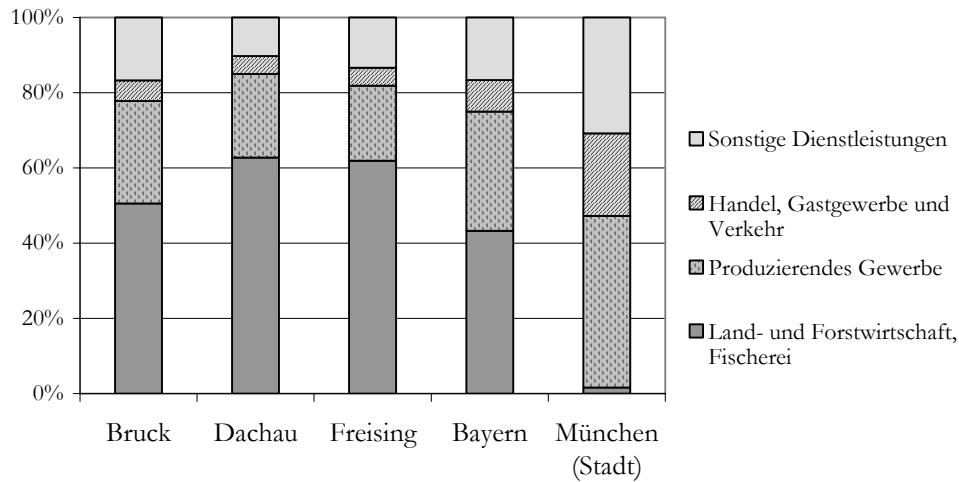


Abbildung 4.42: Anteil der Beschäftigten nach Wirtschaftsbereichen im Jahr 1871, unterteilt nach Bezirksämtern

Für das **Jahr 1970** lagen die ersten detaillierten Erhebungen auf Gemeindeebene differenziert nach Wirtschaftszweigen vor (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENVERARBEITUNG 2001, zit. in SEHNER 2001). Neben dem Stadt-Land-Gefälle mit München als Wirtschaftszentrum, das in fast allen Wirtschaftszweigen dominierte, schien die Verteilung der Betriebe des verarbeitenden Gewerbes von zwei weiteren Faktoren abzuhängen. Zum einen wies die Nähe zu den Fließgewässern auf die ehemalige Bedeutung der Wasserkraft, aber auch auf die einstige Nutzung des Vorfluters als natürlichen Abwassergraben hin. Zum anderen waren und sind die Eisenbahnlinien wichtige Entwicklungsachsen für das verarbeitende Gewerbe.

Tabelle 4.14: Ausgewählte Wirtschaftszweige des verarbeitenden Gewerbes im Amper-Einzugsgebiet im Jahr 1970

x = bis 100 Beschäftigte, xx = bis 1000 Beschäftigte, xxx = über 1000 Beschäftigte je Gemeinde

Gemeinde	Chemische Industrie	Metallerzeugung und -verarbeitung	Zellstoff-, Holzschliff- und Papiererzeugung	Textilgewerbe	Brauerei, Mälzerei	Milchverwertung	Obst- und Gemüseverarbeitung	Schlachthäuser, Fleischverarbeitung
Fürstenfeldbruck		x			x		x	x
Olching	x							x
Dachau		xx	xxx	xx	x	x		xx
Haimhausen				x	x			
Maisach				x	x			x

An der Amper stellten die Gemeinden Fürstenfeldbruck, Olching, Dachau und Haimhausen Schwerpunkte des verarbeitenden Gewerbes dar (Tabelle 4.14). An der Maisach waren in der Ortschaft Maisach Industriebetriebe angesiedelt. Im Glonn-Einzugsgebiet befanden sich außer in Altomünster keine größeren Betriebe des verarbeitenden Gewerbes, während die Würm in ihrer ganzen Länge von Betrieben des verarbeitenden Gewerbes begleitet wurde.

4.5.3.3 Abschätzung der historischen Gewässerbelastung der Amper

Zur Bewertung der historischen Gewässerbelastung der Amper wurden die wesentlichen Aspekte der Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung zusammengefasst. Die Teileinzugsgebiete Ammer und Ammersee wurden dabei nicht berücksichtigt.

Vom Jahr 1840 bis zum Jahr 1961 erhöhte sich die Einwohnerzahl der Amper-Region um den Faktor 4,7 von 72629 auf 344805 Einwohner, wobei der größte Bevölkerungszuwachs zwischen 1939 und 1950 erfolgte. Damit verbunden war eine Zunahme der Belastung mit häuslichen Abwässern. So stieg der Eintrag organischer Stoffe sowie die Zufuhr der anorganischen Nährstoffe Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff von 1840 bis 1961 ebenfalls um den Faktor 4,7, während in diesem Zeitraum abwassertechnisch (Entwässerungstechnik, Kläranlagen) kaum Veränderungen auftraten.

Im Jahr 1840 war die Bevölkerungsdichte zum einen sehr gering, zum anderen war die Bevölkerung gleichmäßig über die gesamte Region verteilt. Selbst die größten Siedlungen an der Amper, Fürstenfeldbruck und Dachau, wiesen noch weniger als 2000 Einwohner auf. Am dichtesten waren die nördlichen Teileinzugsgebiete Glonn und Amper-Unterlauf besiedelt. Im Würm-Tal waren die wenigsten Einwohner anzutreffen. Durch die geringe Abwasserlast waren nur geringe Verunreinigungen der Amper zu erwarten. Zudem sollte der Gütezustand entlang des gesamten Flusslaufs relativ einheitlich gewesen sein (SEHNER 2001).

Bis zu Beginn des 20. Jahrhunderts erfolgte ein mäßiger Bevölkerungszuwachs (50 %), wobei infolge der Industrialisierung Gemeinden mit Eisenbahnanschluss oder in räumlicher Nähe zu München ein stärkeres Bevölkerungswachstum zu verzeichnen hatten. Mit steigender Abwasserlast dürften auch die Verunreinigungen leicht zugenommen haben, blieben jedoch aufgrund der insgesamt noch geringen Bevölkerungsdichte vermutlich auf geringem bis mäßigem Niveau.

Von 1900 bis 1961 wuchs die Einwohnerzahl der Teileinzugsgebiete Amper-Unterlauf, Glonn und Windach zwischen 35 % und 63 %, während die Bevölkerung und damit auch die Abwasserlast am Amper-Mittellauf um das 3,3-fache anstieg. Die Abwasserlast am Amper-Oberlauf erhöhte sich um das 4,4-fache und die des Würm-Einzugsgebiets nahm um den Faktor 4,6 zu (SEHNER 2001). Belastungsschwerpunkte an der Amper waren demnach der Amper-Oberlauf und Amper-Mittellauf, insbesondere der Abschnitt von Fürstenfeldbruck bis unterhalb Dachau, wo sich zudem noch der Zufluss der Würm ausgewirkt haben dürfte.

Die Bevölkerungsentwicklung stand bis Mitte des 20. Jahrhunderts aufgrund der im Vergleich zu heute geringen Mobilität in engem Zusammenhang mit der gewerblichen Entwicklung. Mitte des

19. Jahrhunderts war die gesamte Amper-Region landwirtschaftlich geprägt und das verarbeitende Gewerbe blieb auf einzelne Handwerksbetriebe beschränkt. Infolge der geringen Produktion war kaum eine zusätzliche Belastung der Gewässer zu erwarten. Bis in die 1960er Jahre blieben die Teileinzugsgebiete Amper-Unterlauf, Glonn und Windach frei von größeren Betrieben des verarbeitenden Gewerbes und damit von einem Anstieg der Abwasserlast. Dabei führten gerade Zeiten der wirtschaftlichen Rezession sowie die Nachkriegszeit aufgrund der verminderten Produktion zu einer „Erholung“ der Gewässer (SEHNER 2001).

Besondere Aufmerksamkeit im Amper-Einzugsgebiet kam der Papierindustrie zu. Bis zu Beginn des 20. Jahrhunderts waren in Dachau, Olching, Pasing und Deutenhofen Papierfabriken entstanden, die insbesondere in Dachau die Wasserqualität der Amper beeinträchtigt haben dürften. Des Weiteren wurden in den wachsenden Siedlungen zahlreiche Mittelbetriebe des Nahrungs- und Genussmittelgewerbes gegründet, wobei Fürstenfeldbruck und Dachau Belastungsschwerpunkte durch gewerbliche Abwässer darstellten.

Tabelle 4.15: Überblick über die Trophie des Ammersees und die saprobielle Belastung der Amper und ihrer wichtigsten Zuflüsse seit 1973 (UL = Unterlauf)

Jahr	Trophie Ammersee	Saprobielle Belastung				
		Amper	UL Windach	UL Maisach	UL Würm	UL Glonn
1973	mesotroph	mäßig; unterhalb Fürstenfeldbruck stark verschmutzt, unterhalb Dachau übermäßig bis stark verschmutzt, bis zum Zufluss der Glonn kritisch	kritisch	kritisch	stark verschmutzt	kritisch bis stark verschmutzt
1984	eutroph	mäßig; nach Zufluss von Windach u. Würm sowie oberhalb Dachau kritisch	kritisch	mäßig	mäßig	kritisch
1986	mesotroph	mäßig; nach Zufluss der Windach sowie oberhalb Dachau kritisch	kritisch	mäßig	mäßig	kritisch
1989	mesotroph	mäßig; nach Zufluss von Windach u. Glonn sowie oberhalb Dachau kritisch	kritisch	mäßig	mäßig	kritisch
1992	mesotroph	mäßig; nach Zufluss von Windach u. Glonn kritisch	kritisch	mäßig	mäßig	kritisch
1995	mesotroph	mäßig; nach Zufluss von Windach u. Glonn kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch
1998	mesotroph	mäßig; nach Zufluss von Windach u. Glonn kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch
2001	mesotroph	mäßig; nach Zufluss von Windach u. Glonn kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch

Von 1973 an wurden der Trophiezustand des Ammersees sowie die Gewässergüte der Amper und ihrer wichtigsten Zuflüsse regelmäßig von den Wasserwirtschaftsämtern erfasst (vgl. Tabelle 4.15; OBERSTE BAUBEHÖRDE IM BAYERISCHEN STAATSMINISTERIUM DES INNEREN 1985, STLMU 1987, 1990, 1993, 1996, BLFW 1999a, BLFW 2002). Über die Trophie der Amper lagen erst seit 1998 Daten vor (vgl. Tabelle 4.16.; BLFW 1999b, BLFW 2002).

Demnach wies der Ammersee mit Ausnahme des Jahres 1984 einen mesotrophen Zustand auf. Die Amper war durchgehend den Großteil ihrer Fließstrecke mäßig belastet, wobei die höchsten saprobiellen Belastungen der Amper und ihrer Zuflüsse im Jahr 1973 auftraten. Die Zuflüsse der Amper waren im Unterlauf kurz vor der Mündung meist stärker belastet als die Amper selbst, wirkten sich aber, wie im Fall von Windach und Glonn, nur direkt unterhalb des Zuflusses auf die Gewässergüte der Amper aus. Die Trophieverhältnisse der Amper und ihrer Zuflüsse wurden als eutroph beschrieben. Nur die Glonn war durch einen eu- bis polytrophen Zustand gekennzeichnet.

Tabelle 4.16: Überblick über die Trophie der Amper und ihrer wichtigsten Zuflüsse seit 1998 (UL = Unterlauf)

Jahr	Trophie				
	Amper	UL Windach	UL Maisach	UL Würm	UL Glonn
1998	eutroph	eutroph	eutroph	eutroph	eu- bis polytroph
2001	eutroph	eutroph	eutroph	eutroph	eu- bis polytroph

4.5.4 Zusammenfassung

Die Anwendung der **Diatomeenindizes SI, TI_{DIA} , TDI, TI** und **DI-CH** auf die historischen Proben aus den Fließgewässern Ölschnitz, Regnitz und Seebach gab Auskunft über die zeitlichen Veränderungen der historischen Wasserqualität. Zusätzlich wurde die **Hassediagrammtechnik (HDT)** herangezogen, um die historischen Probestellen unter Einbeziehung aller Indizes anhand der ermittelten Indexklassen vergleichend zu bewerten. Durch das Verfahren der **linearen Extensionen** konnten die historischen Proben nach abnehmender Wasserqualität in einer Reihe angeordnet werden.

Die **Ölschnitz** wies zu Beginn des 20. Jahrhunderts im Unterlauf bei Bad Berneck eine bessere Wasserqualität auf als in den 1970er Jahren. Der Oberlauf der Ölschnitz war auch 1972 noch mäßig belastet, während für den Unterlauf zur gleichen Zeit die stärkste Belastung festgestellt wurde. Die Abschätzung der historischen Wasserqualität der **Regnitz** bei Bamberg erwies sich aufgrund ungenauer Fundortangaben der Herbarbelege als problematisch. So wurde anhand verschiedener Proben aus dem Jahr 1902 einmal die geringste und einmal die stärkste Belastung ermittelt. Einer der Herbarbelege wurde oberhalb von Bamberg gesammelt, während die andere Probe vermutlich im Einflussbereich der Stadt entnommen wurde und einer stärkeren anthropogen bedingten Nährstoffbelastung ausgesetzt war. Der **Seebach** zwischen Dechsendorf und Erlangen war am Anfang des 20. Jahrhunderts merklich belastet. Auch der Herbarbeleg aus dem Jahr 1796 wies bereits auf eine anthropogen bedingte Belastung des Fließgewässers hin. Für das Jahr 1817 dagegen wurden übereinstimmend oligosaprobe bzw. oligotrophe Verhältnisse angezeigt.

Die Proben aus Fließgewässern **Schwarzach** und **Bayerische Schwarzach** ermöglichten eine räumlich und zeitlich differenzierte Abschätzung der historischen Wasserqualität. Für den Oberlauf der Schwarzach wurde dabei stets eine gute Wasserqualität ermittelt. Die historischen Herbarbelege aus dem Zeitraum von 1959 bis 1961 zeigten eine mäßige Wasserqualität an, während die jüngeren historischen Proben (1971-78) sowie die rezenten Proben auf eine schlechte Wasserqualität hinwiesen.

Anhand einer **Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA)** wurde der Zusammenhang der rezenten Epiphytongesellschaften mit den gemessenen Umweltvariablen analysiert. Die historischen Proben konnten entsprechend ihrer Ähnlichkeit zu den rezenten Gesellschaften nachträglich durch Projektion in die bereits bestehende Ordination eingefügt werden. Die CCA für den Teildatensatz **Amper** ergab entlang der ersten CCA-Achse eine Auftrennung nach dem Gehalt anorganischer Nährstoffe, insbesondere dem Gesamtphosphor. Die älteren historischen Proben (vor 1944) sowie die rezenten Proben aus dem Amper-Oberlauf zeichneten sich durch eine geringere Nährstoffbelastung aus. Die CCA für den Teildatensatz **Maisach** identifizierte den Nitratstickstoffgehalt als wichtigste Umweltvariable. Dabei wurden die historischen Proben sowie die rezenten Proben aus dem Oberlauf der Maisach (Probestelle MS2) am unteren Ende des Nitratstickstoffgradienten angeordnet.

Die **historische Regionalanalyse** befasste sich mit der Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung im Amper-Einzugsgebiet. Noch Mitte des 19. Jahrhunderts war die Bevölkerungsdichte sehr gering, wobei sich die Bevölkerung gleichmäßig über die gesamte Region verteilte. Von 1939 bis 1950 trat der größte Bevölkerungszuwachs auf, der mit einer Zunahme der Belastung durch häusliche Abwässer verbunden war. Als Belastungsschwerpunkte kristallisierten sich der Amper-Oberlauf und der Amper-Mittellauf heraus, insbesondere der Abschnitt von Fürstenfeldbruck bis unterhalb Dachau. Darüber hinaus beeinträchtigten gewerbliche Abwässer die Wasserqualität der Amper. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts stellten Papierfabriken in Dachau, Olching, Pasing und Deutenhofen vermutlich die Hauptbelastungsquellen dar.

5 Diskussion

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, das in den Herbarien vorhandene Archiv historischer Diatomeengesellschaften, die als Aufwuchs auf den Herbarbelegen submerser Wasserpflanzen erhalten sind, für die Bewertung der früheren Wasserqualität nutzbar zu machen. Um bereits bestehende Indikationsverfahren auf historische Diatomeenproben anzuwenden, war es zunächst notwendig, die Substrateigenschaften historischer Herbarbelege zu analysieren und die Übertragbarkeit der Indizes auf die historischen Diatomeengesellschaften zu überprüfen. Darüber hinaus wurde ein Rekonstruktionsansatz verfolgt, der auf dem direkten Vergleich der Artenzusammensetzung der historischen und der rezenten Diatomeengesellschaften basiert. Historische Informationen aus dem Einzugsgebiet der untersuchten Fließgewässer konnten die anhand der Diatomeendaten gewonnenen Ergebnisse stützen.

5.1 *Historische Herbarbelege als Substrat für die Diatomeenanalyse*

5.1.1 Recherche nach historischem Herbarmaterial

Die Recherche nach historischen Herbarbelegen erfasste einen repräsentativen Querschnitt des in den Sammlungen vorhandenen historischen Herbarmaterials aus bayerischen Fließgewässern.

Im Zuge der durchgeführten Recherche wurde der Großteil der historischen Herbarbelege submerser Fließgewässermakrophyten aus Bayern erfasst und in eine Datenbank aufgenommen. Da die Aufarbeitung sowie die Inventarisierung des vorhandenen Materials in den einzelnen Herbarien unterschiedlich weit fortgeschritten ist und nicht immer alles vorhandene Herbarmaterial zugänglich war, kann die erstellte Datenbank jedoch keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben. Entlehene Belege sowie Herbarbelege, die gerade umsortiert oder konserviert wurden, konnten bei der Recherche nicht berücksichtigt werden.

Das in den Sammlungen vorhandene historische Herbarmaterial ist in räumlicher und zeitlicher Hinsicht lückenhaft. Wie gut bzw. wie kontinuierlich die Wasserqualität eines bestimmten Fließgewässers rekonstruiert werden kann, hängt davon ab, wie viele Belege verfügbar sind. Darüber hinaus spielt deren zeitliche und räumliche Verteilung eine Rolle. Oft konnte das reichliche Vorhandensein von Herbarmaterial mit der Aktivität einzelner Sammler oder dem Besammeln bevorzugter Fundorte in Verbindung gebracht werden (vgl. Abschnitt 4.1.1). Die beobachteten räumlichen und zeitlichen Muster in der Verteilung der Herbarbelege waren dabei in allen Sammlungen ähnlich. Wenn aus einer Region bzw. während einer bestimmten Zeitspanne verstärkt Herbarexemplare gesammelt wurden, waren die zugehörigen Belege meist auf zahlreiche Sammlungen verteilt. Wies das Herbarmaterial einer Sammlung räumliche und zeitliche Lücken auf, dann waren auch in den übrigen Herbarien ähnliche Defizite zu verzeichnen. Es ist demnach wenig wahrscheinlich, dass durch eine weiterführende Recherche zusätzliche Herbarbelege entdeckt werden, welche die bestehenden Lücken hätten schließen können.

5.1.2 Substrateigenschaften historischer Herbarbelege

5.1.2.1 Einfluss des Herbarisierens

Bei der Auswertung des historischen Herbarmaterials ist zu bedenken, dass die „individuelle Geschichte“ der einzelnen Herbarbelege sehr unterschiedlich sein kann. So ist heute nicht mehr nachvollziehbar, wie oft das Herbarexemplar angesehen und umgeblättert oder neu aufgeklebt wurde und unter welchen Bedingungen der Herbarbeleg gelagert war. Derartige, gegebenenfalls über Jahrzehnte hinweg wirkende und unter Umständen sehr wechselhafte Bedingungen konnten durch das Anlegen eines Herbariums im Rahmen dieser Arbeit nicht simuliert werden. Die Analyse von Diatomeenproben von den für diese Studie angelegten Herbarbelegen zeigte allerdings deutlich, dass der **Vorgang des Herbarisierens**, d. h. das Trocknen und Pressen des Makrophyten, sich **nicht auf die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften auswirkt** (vgl. Abschnitt 4.2.2).

SLATER (1991) verglich in diesem Zusammenhang epiphytische Diatomeengesellschaften historischer Herbarbelege der Gattung *Potamogeton* mit dem rezenten Epiphyton derselben Probestellen. Um den Einfluss des Herbarisierens zu ermitteln, wurden rezente *Potamogeton*-Blätter sowohl trocken als auch nass flutend herbarisiert (d. h. aus einer mit Wasser gefüllten Wanne auf das Papier aufgezogen). Bei dieser Methode besteht für historische Belege die Gefahr von Verunreinigungen, wenn das Wasser zwischen den verschiedenen Pflanzen nicht gewechselt wird. Die Analyse des Epiphytons von trocken und nass herbarisierten *Potamogeton*-Blättern ergab dabei keine signifikanten Unterschiede in der Dichte und der Anzahl der Diatomeentaxa. Auch der Vergleich der auf diese Weise herbarisierten Gesellschaften mit dem sofort analysierten rezenten Epiphyton wies nicht auf gerichtete Unterschiede in Dichte und Anzahl der Diatomeentaxa hin (SLATER 1991). Diese Versuche zeigen, dass auch die beim Herbarisieren eingesetzte Methode keinen Einfluss auf die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften nimmt.

Dagegen kann sich die Art der Befestigung des Herbarexemplars auf die Gesellschaftsstruktur auswirken. Werden mit ihrer ganzen Fläche aufgeklebte Herbarexemplare als Substrat für die Diatomeenanalyse herangezogen, können Diatomeenverluste auftreten (SLATER 1991). Nimmt dabei die Dichte seltener Taxa ab, kann sich neben der Abundanz auch die Artenzusammensetzung ändern. Indem die Diatomeenproben ausschließlich von mit Klebestreifen fixierten Herbarbelegen entnommen wurden, wurde sichergestellt, dass möglichst die gesamte Diatomeenflora erfasst wurde.

5.1.2.2 Repräsentativität der Proben

Da bei der Entnahme der Diatomeenproben von historischen Herbarbelegen im Vordergrund stand, den Beleg möglichst wenig zu beschädigen, konnte die Probenahme nicht so standardisiert erfolgen wie bei rezenten Diatomeenproben und musste sich auf ein Pflanzenstück des Herbarbelegs beschränken. Um die Ergebnisse aus der Analyse der historischen Diatomeengesellschaften miteinander vergleichen zu können, war es wichtig, dennoch repräsentative Proben zu

entnehmen. Im Folgenden wird diskutiert, welche Faktoren die Besiedlung der Substratpflanze durch epiphytische Diatomeen steuern können und damit für die Repräsentativität der Probe von Bedeutung sind.

Alter und Position des Pflanzenteils

Die Dichte und die Zusammensetzung des Epiphytons können in Abhängigkeit des Pflanzenteils, seines Alters bzw. seiner Position an der Substratpflanze variieren. Während BLINDOW (1987) keine signifikanten Unterschiede zwischen den Diatomeengesellschaften junger und älterer Blätter feststellte, beobachtete SLATER (1991) auf älteren Blättern von Herbarpflanzen der Gattung *Potamogeton* höhere Diatomeendichten als auf jungen Blättern derselben Pflanze. Zudem waren die Diatomeengesellschaften älterer Blätter infolge der weiter fortgeschrittenen Sukzession einander ähnlicher (SLATER 1991). CAZAUBON et al. (1995) fanden bei einer Untersuchung des gesamten Periphytons in der Karstquelle Argens die höchsten Zelldichten im Epiphyton der apikalen Pflanzenteile und der Blätter des Spermatophyten *Helosciadium nodiflorum*. Dagegen ergab der Vergleich des Epiphytons von apikalen, d. h. jüngeren, mittleren Pflanzenteilen und proximalen, d. h. älteren Pflanzenteilen von *Potamogeton*-Spezies keine signifikanten Unterschiede in der Besiedlungsdichte der Diatomeen (BLINDOW 1987, COMTE & CAZAUBON 2002). Unabhängig vom betrachteten Pflanzenteil stimmten darüber hinaus die Anteile der dominanten und der seltenen bzw. zufälligen Taxa an den Diatomeengesellschaften überein (COMTE & CAZAUBON 2002). Auch infolge der Seneszenz der Makrophyten kann sich die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften ändern. Von Makrophyten abgegebene Stoffwechselprodukte können in dieser Phase das Epiphyton stärker beeinflussen als die vorliegenden Umweltbedingungen (FONTAINE & NIGH 1983).

Daher wurden in der vorliegenden Arbeit junge und senescente Blätter als Substrat vermieden und soweit möglich **adulte Pflanzenteile** der historischen Herbarbelege für die Analyse der Diatomeengesellschaften entnommen. Welche Position diese an der Pflanze einnahmen, war dabei zweitrangig. Dennoch kann eine gewisse Variabilität der Diatomeengesellschaften nicht ausgeschlossen werden.

Mikrohabitateigenschaften des Pflanzenteils

Eine Studie von COMTE & CAZAUBON (2002), die sich mit der strukturellen Variation epiphytischer Diatomeengesellschaften auf Fließgewässermakrophyten befasst, konnte zeigen, dass bestimmte Taxagruppen auf der Blattoberseite von *Potamogeton densus* spezifische Mikrohabitate besiedeln. Die Blattspitze sowie der Blattrand wiesen die dichtesten Diatomeengesellschaften auf, während das Zentrum der Blattfläche nahezu frei von Epiphyton war. An der dünner besiedelten Blattbasis waren vermehrt seltene und zufällige Taxa anzutreffen. Diese Beobachtungen waren dabei unabhängig von der Position des Blattes an der Pflanze.

Für die vorliegende Studie wurden soweit möglich **ganze Blätter** entfernt. Um den Herbarbeleg nicht zu stark zu schädigen, konnten in einigen Fällen jedoch nur **Pflanzenstücke am Rand der**

Blätter entnommen werden. Diese Proben repräsentieren möglicherweise nur einen Teil des Arteninventars. Die durch die Blattstruktur bedingte Variation der Diatomeengesellschaften wirkt sich jedoch nach COMTE & CAZAUBON (2002) vermutlich nur gering auf die nachfolgenden Analysen aus.

Wahl der Substratpflanze

Von den ausgewählten Fließgewässern war nur Herbarmaterial von Gefäßpflanzen (*Spermatophyta*) und Wassermoosen (*Bryophyta*) vorhanden. Herbarbelege von Armleuchteralgen (*Characeae*) und fädigen Grünalgen (*Cladophora*) wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht ausgewertet. Da die im Rahmen dieser Arbeit angelegte Datenbank jedoch auch Herbarbelege von Characeen und fädigen Grünalgen umfasst, werden die Substrateigenschaften aller Pflanzengruppen kurz erläutert.

CAZAUBON et al. (1995) verglichen das Epiphyton von *Spermatophyta*, *Bryophyta* und *Cladophora* an derselben Probestelle. Dabei wies das Epiphyton des Spermatophyten die höchste Taxazahl auf, während auf ***Cladophora*** die artenärmste Gesellschaft ausgebildet war. Das Epiphyton von *Cladophora* zeichnete sich zudem durch deutlich geringere Individuendichten und andere dominante Taxa aus (COMTE & CAZAUBON 2002, SHAMSUDIN & SLEIGH 1995).

Characeae können epiphytischer Besiedlung durch die Freisetzung allelopathischer Substanzen entgegenwirken und tragen daher häufig nur einen dünnen Aufwuchsfilm (WIUM-ANDERSEN 1987). BLINDOW (1987) dagegen fand auf Vertretern der Gattung *Chara* die höchsten Besiedlungsdichten. Neben der Morphologie der Pflanze kann dabei vor allem ihr Mineralgehalt eine wichtige Rolle für die Besiedlung spielen. Submerse Makrophyten mit dicker Kalkkruste beherbergen häufig eine ähnlich ausgebildete Diatomeenflora (BLINDOW 1987, CATTANEO & KALFF 1978). Aufgrund seiner ausgeprägten Oberflächenstruktur bildet der Kalk ein eigenes Mikrohabitat, in welchem die verfügbaren flachen Oberflächen reduziert sind. Stattdessen entstehen zahlreiche neue Nischen, wodurch die ursprünglichen Substrateigenschaften des Makrophyten überformt werden können (BLINDOW 1987, CATTANEO & KALFF 1980, COMTE & CAZAUBON 2002). *Characeae* besitzen in ihren Zellwänden ausgeprägte Kalkinkrustierungen, die möglicherweise die Ausbildung dichter Periphytongesellschaften fördern.

Aufgrund ihres netzartigen Habitus können ***Bryophyta***, wie z. B. Vertreter der Gattung *Fontinalis*, in lotischen Habitaten Algen aus dem Wasserkörper herausfiltern, akkumulieren und so eine hohe Diversität ihres Periphytons aufrechterhalten (BURKHOLDER & SHEATH 1984). Allerdings gibt es auch Untersuchungen, in denen auf Moosen weniger Taxa gefunden wurden als auf Gefäßpflanzen (CAZAUBON 1996, CAZAUBON et al. 1995). In der vorliegenden Studie war das Epibryon im Vergleich zum Epiphyton durch ein größeres Taxareichtum und einen signifikant höheren Anteil am Gesamtartenpool der Probestelle gekennzeichnet. Die komplexe Morphologie der *Bryophyta* führt dazu, dass die Wasseraufenthaltszeit in der Umgebung der Blätter im Vergleich zu Steinen und Gefäßpflanzen erhöht wird, was die Ansammlung von Stoffwechselprodukten begünstigt (COX 1988b). Darüber hinaus können Moose neben Kalzium

und Kalium auch überschüssigen Phosphor in den Zellen akkumulieren, der über undichtes Zellgewebe nach außen gelangen kann (BATES 1989). Das spezifische Mikrohabitat des Moossubstrats zeichnet sich zudem dadurch aus, dass durch Kationenaustausch an der Blattoberfläche lokal der pH-Wert abgesenkt werden kann (GLIME & VITT 1984). Deshalb sind im Epibryon häufiger acidophile bzw. acidobionte Taxa anzutreffen, als in den entsprechenden Gesellschaften des Epiphytons oder des Epilithons (COX 1988b, ROTHFRITZ et al. 1997).

Für *Spermatophyta* wurde im Vergleich zu anderen Substratpflanzen vielfach ein größerer Taxareichtum des Epiphytons festgestellt (CAZAUBON 1996, CAZAUBON et al. 1995). Zugleich gibt es jedoch Untersuchungen, die dem Epiphyton eine stärkere Uniformität der Gesellschaften attestieren (COX 1988b). Auch in der vorliegenden Studie war ein Großteil des Epiphytons durch eine gleichförmige Struktur der Gesellschaften gekennzeichnet. Von großer Bedeutung für die vorliegende Studie war die Frage, ob zwischen dem Epiphyton verschiedener *Spermatophyta* der gleichen Probestelle Unterschiede bestehen. CAMERON (1990, zit. in CAMERON 1995) fand keine signifikanten Unterschiede in der Taxazusammensetzung des Epiphytons verschiedener Makrophytentaxa. *Spermatophyta* und *Bryophyta* wiesen jeweils ähnliche Diatomeengesellschaften auf. Er stellte daher das Epiphyton von Gefäßpflanzen zusammengefasst dem Epibryon gegenüber. Dagegen entdeckten PIP & ROBINSON (1984) beträchtliche Abweichungen im Epiphyton von elf verschiedenen Makrophytentaxa, wobei verglichen mit den Grün- und Blaualgen die Diatomeengesellschaften einander am ähnlichsten waren.

Fazit

Verschiedene Untersuchungen belegen eine zeitliche und räumliche **Heterogenität der epiphytischen Besiedlung** der unterschiedlichen Substratpflanzen, die auch besteht, wenn messbar die gleichen Umweltbedingungen vorliegen. Neben der Blattmorphologie, d. h. der zur Verfügung stehenden Besiedlungsfläche, den physiologischen Eigenschaften und dem Mineralgehalt der Pflanze beeinflussen auch externe Faktoren die Epiphytongesellschaft (STEVENSON et al. 1996). Hierzu zählen die physikalisch-chemischen Bedingungen sowie die Licht- und vor allem die Strömungsverhältnisse, die direkt im besiedelten Mikrohabitat wirken. Da jede Gesellschaft auf einem lebenden Substrat eine einzigartige Biozönose darstellt, ist der Anspruch, eine „repräsentative“ Epiphytonprobe zu entnehmen, sehr schwer zu erreichen, wenn nicht sogar ökologisch unrealistisch (COMTE & CAZAUBON 2002, PIP & ROBINSON 1984). Daher sollte sich der Begriff „Repräsentativität“ immer auf eine bestimmte Fragestellung beziehen. Repräsentative Proben können in diesem Fall durch das Einhalten spezifischer Vorgaben und durch entsprechende Replikation bei der Probenahme erreicht werden. Entscheidend für die Abschätzung der Nährstoffverhältnisse ist, dass die dominanten Taxa der Gesellschaft erfasst werden, da diese den Indexwert maßgeblich beeinflussen (KELLY et al. 1996). Dieser Anspruch konnte mit der gewählten Vorgehensweise erfüllt werden.

5.1.3 Möglichkeiten und Grenzen

Die Verwendung von historischen Herbarbelegen als Substrat für die Diatomeenanalyse bringt einige Einschränkungen mit sich, die bei der Untersuchung rezenter Proben meist nicht gegeben sind. Generell gilt, dass die auf der Schede des Herbarbelegs gemachten Angaben heute nicht mehr nachgeprüft werden können, sondern als korrekt angenommen werden müssen. Fehlerhafte Angaben können eine mögliche Ursache sein, wenn Belege desselben Makrophytentaxons zu abweichenden Indikationsergebnissen führen, obwohl sie die gleiche Datierung und identische Fundortangaben aufweisen.

Die gewählte Aufbereitungsmethode der Diatomeenproben liefert Dauerpräparate, in denen nicht mehr zwischen **toten** und ehemals **lebenden Zellen** differenziert werden kann. Dies entspricht dem Zustand der historischen Proben, in denen ebenfalls nur noch die Schalen erhalten sind. Da für die historischen Gesellschaften heute keine Aussagen über den Anteil eingeschleppter oder zum Zeitpunkt der Pflanzenentnahme bereits abgestorbener Taxa mehr möglich sind, wurde auch bei den rezenten Proben auf eine Betrachtung der lebenden Zellen verzichtet. Allerdings besteht beim ausschließlichen Zählen toter Zellen die Gefahr, dass eingeschwemmte Taxa nicht erkannt werden und so das Ergebnis verfälschen können (COX 1988a, ROUND 1991).

Ob der Diatomeenaufwuchs auf historischen Herbarbelegen als Indikator zur Rekonstruktion früherer Umweltbedingungen geeignet ist, hängt zudem davon ab, welche Umweltfaktoren bzw. physikalisch-chemische Parameter rekonstruiert werden sollen. Historische Epiphytonproben können zur Rekonstruktion der **Nährstoffbedingungen** herangezogen werden. Obwohl die Effekte der Substratpflanzen auf das Epiphyton kontrovers diskutiert werden, kommen zahlreiche Studien zu dem Schluss, dass Makrophyten die Nährstoffkonzentration in ihrer Mikroumgebung nur geringfügig verändern und die Zusammensetzung der Aufwuchsgesellschaften nicht oder nur wenig beeinflussen (CATTANEO & KALFF 1978, 1979, EMINSON & MOSS 1980, FONTAINE & NIGH 1983, ROTHFRITZ et al. 1997). Insbesondere in Fließgewässern, in denen die Strömung für eine stete Nachlieferung von Nährstoffen sorgt (STEVENSON et al. 1996), wirkt sich eine Nährstoffabgabe der Makrophyten kaum auf das Epiphyton aus. Nur in Stillbereichen kann eine Phosphorverarmungszone im Freiwasser entstehen. Zudem nehmen submerse Makrophyten im Fließgewässer den Hauptteil des benötigten Phosphors über die Wurzel aus dem Sediment auf (CHAMBERS et al. 1989).

Submerse Makrophyten erhöhen während der Photosynthese im Zuge der CO₂-Aufnahme den pH-Wert in ihrer Mikroumgebung. Dabei kann sich ein vertikaler pH-Gradient ausbilden, der dem Tagesgang der Photosynthese folgt und einen merklichen pH-Anstieg in den photosynthetisch aktiven, oberflächennahen Bereichen der Pflanze anzeigt (JONES et al. 1996, O'NEILL MORIN & KIMBALL 1983). O'NEILL MORIN & KIMBALL (1983) konnten diese von den Makrophyten verursachten Veränderungen der physikalisch-chemischen Bedingungen mit Änderungen der Artenzusammensetzung und Abundanzen des Periphytons in Verbindung bringen. Wie stark sich diese lokalen pH-Wert Schwankungen auswirken können, wenn der **pH-Wert** bzw. die **Versauerung** von Gewässern anhand epiphytischer Gesellschaften rekonstruiert

werden, ist bisher nicht untersucht worden. Derartige Überlegungen sollten berücksichtigt werden, wenn neben bereits aufbereiteten historischen Proben auch die Aufwuchsdiatomeen von historischen Herbarbelegen zur Rekonstruktion des pH-Wertes eingesetzt werden (TER BRAAK & VAN DAM 1989, VAN DAM et al. 1981, VAN DAM & ARZET 1984, VAN DAM & BELJAARS 1984, VAN DAM & MERTENS 1995). Von der Verwendung von Epibryon zur Rekonstruktion des pH-Werts ist abzuraten, da Moose, wie oben bereits erwähnt, durch Kationenaustauschvorgänge den pH-Wert an der Blattoberfläche aktiv absenken können (GLIME & VITT 1984).

Eine weitere Einschränkung erfährt die Methode dadurch, welche **Verbreitung die Makrophyten** in Fließgewässern zeigen. Historische Herbarbelege können nur von Flussabschnitten existieren, in denen auch Makrophytenwachstum möglich ist. Innerhalb des Längsverlaufs eines Fließgewässers treten kontinuierliche Übergänge der abiotischen und biotischen Faktoren auf („river continuum concept“, VANNOTE et al. 1980). So sind in schnell fließenden, schmalen und daher beschatteten Oberläufen meist nur wenige aquatische Moose anzutreffen, während in den langsam fließenden Unterläufen aufgrund der Trübe und Tiefe häufig kein Makrophytenwuchs mehr möglich ist. Die Mehrzahl der historischen Herbarbelege stammt daher aus den Mittelläufen der Fließgewässer. Übermäßige Belastung mit organischen und anorganischen Nährstoffen kann ebenfalls das Wachstum von Makrophyten verhindern (Makrophytenverödung, KOHLER 1975). Daher bleiben extrem verschmutzte Standorte von vornherein unberücksichtigt, wenn historisches Herbarmaterial als Substrat für die Diatomeenanalyse herangezogen wird.

Auch die Wirkung biologischer Faktoren auf die historischen Gesellschaften wie z. B. der Einfluss von **Grazer-Organismen** kann heute nicht mehr ermittelt werden. Da bei der Anwendung von Diatomeenindizes auf rezente Proben der Faktor Grazing ebenfalls nicht beachtet werden kann, bleibt dieser Aspekt bei der Interpretation der Ergebnisse unberücksichtigt.

Eine **statistische Absicherung der Ergebnisse**, die aus der Analyse der Diatomeengesellschaften historischer Herbarbelege gewonnen werden, ist in den meisten Fällen nicht möglich, da aufgrund des lückenhaft vorhandenen Herbarmaterials nur eine sehr geringe Auswahl an Replikaten für die statistische Analyse zur Verfügung steht.

5.2 Analyse der Diatomeengesellschaften

Diatomeengesellschaften, die sich unter sehr variablen Umweltbedingungen entwickeln wie sie in Fließgewässern häufig anzutreffen sind, setzen sich meist aus einer oder wenigen Arten, die sehr hohe Abundanzen erreichen, und einer kleineren Anzahl seltener Taxa zusammen (VAN DAM 1982, zit. in ROUND 1991). Welche Taxa die Gesellschaft dominieren, hängt neben den physikalisch-chemischen Bedingungen in hohem Maß vom untersuchten **Substrat** und den mit diesem assoziierten **Mikrohabitateigenschaften** ab (ROUND 1991).

Diese Beobachtung konnte auch für die im Rahmen dieser Studie untersuchten Diatomeengesellschaften gemacht werden. Insbesondere Epiphyton und Epibryon zeichneten sich durch ausgeprägte Dominanz- und mitunter sehr uniforme Gesellschaftsstrukturen aus. Das rezente

Epiphyton der karbonatischen Fließgewässer war durch eine deutliche Dominanz des Taxons *Cocconeis placentula* gekennzeichnet, das für seine epiphytische Präferenz bekannt ist (BLINDOW 1987, HOFMANN 1994, PASSY et al. 1999, SHAMSUDIN & SLEIGH 1995, SLATER 1991) und in einigen Proben Abundanzen mehr als 90 % erreichte. Die Dominanz von *Cocconeis placentula* war mit dafür verantwortlich, dass die epiphytischen Gesellschaften geringere Taxazahlen und niedrigere Diversitäts- und Evennesswerte aufwiesen als das Epilithon. Das Epibryon nahm hinsichtlich Taxazahl und Diversität eine Zwischenstellung ein, was vermutlich auf die filternde und akkumulierende Wirkung der Moospolster zurückzuführen ist (BURKHOLDER & SHEATH 1984).

Auch HOFMANN (1994), die epilithische und epiphytische Gesellschaften in Seen verglich, fand ausgeglichene Dominanzen und höhere Diversitätswerte für das Epilithon und brachte diese mit der Kontinuität des Substrats in Verbindung. In anderen Untersuchungen wurden Epibryon bzw. Epiphyton gegenüber dem Epilithon dagegen als die artenreicheren und diverseren Gesellschaften identifiziert (PASSY et al. 1999, VILBASTE 2001). ROTHFRITZ et al. (1997) stellten zwar signifikante Unterschiede im Artenreichtum von Epibryon und Epilithon nepalesischer Fließgewässer fest, jedoch nicht in den die Gesellschaftsstruktur beschreibenden Parametern Diversität und Evenness. Neben der höheren Taxazahl war im Epibryon zudem der größere Anteil des Gesamtartenpools der jeweiligen Probestelle zu finden (ROTHFRITZ et al. 1997). In der vorliegenden Untersuchung war der größte Anteil des Gesamtartenpools im Epilithon vertreten, gefolgt von Epibryon und Epiphyton, welches im Mittel nur die Hälfte der Taxa der jeweiligen Probestelle aufwies. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die untersuchten Mikrohabitate sich qualitativ unterscheiden. Die strömungsexponierteren, im Wasserkörper flutenden *Spermatophyta* bieten andere Mikrohabitateigenschaften als die Substrate Stein bzw. *Bryophyta*, die an der Gewässersohle bzw. am Gewässerrand anzutreffen und abweichenden Licht- und Strömungsverhältnissen ausgesetzt sind. STEVENSON (1996) und PASSY et al. (1999) sehen in der Strömung den wichtigsten differenzierenden Faktor zwischen benthischen Gesellschaften verschiedener Substrate an der gleichen Probestelle.

Die Gesellschaftszusammensetzung kann sich aber abhängig von der Lage im Fließgewässerquerschnitt auch innerhalb desselben Substrats unterscheiden (PASSY 2001). So wiesen die epilithischen Gesellschaften am Gewässerrand die höchsten Ähnlichkeiten untereinander auf, während zwischen dem Epilithon am Gewässerrand und dem Epilithon in der Gewässermitte die größten Unähnlichkeiten auftraten. Ähnliche Beobachtungen machte auch SOININEN (2003), der das Epilithon in mehreren, einen Quadratmeter großen Probequadranten in der Riffle-Zone eines Fließgewässers untersuchte. Bereits in der Größenordnung von wenigen Metern traten Unterschiede in den Verteilungsmustern der Diatomeen zutage. Dabei war die Variation zwischen den Replikaten eines Probequadranten deutlich geringer als die Variation zwischen den Epilithonproben verschiedener Probequadranten.

PASSY et al. (1999), welche die Diatomeengesellschaften verschiedener benthischer Habitate des Flusses Mesta in Bulgarien untersuchten, stellten für alle Gesellschaften eine ähnliche Taxazusammensetzung fest. Habitatspezifität wurde meist nur für die seltenen Taxa beobachtet. Während sich oligotrophe Standorte durch distinkte Gesellschaften des Epilithons und Epi-

bryons auszeichneten, traten an eutrophen Standorten Substrat bedingte Unterschiede in der Taxazusammensetzung gegenüber der saisonalen Variation der Diatomeengesellschaften zurück. Damit konnten PASSY et al. (1999) die Hypothese von EMINSON & MOSS (1980) bekräftigen, dass Gesellschaften eutropher Habitats einander ähnlicher sind als die Gesellschaften oligo- und mesotropher Habitats, d. h. dass ein entgegengesetzter Zusammenhang zwischen der Habitatspezifität der Diatomeen und der Nährstoffkonzentration besteht. Zudem können sich in eutrophen Systemen bei abnehmender Fließgeschwindigkeit dickere Periphytonlagen entwickeln, in denen biotische Wechselwirkungen innerhalb des Periphytons für den Aufbau der Gesellschaft bedeutender werden als Substrat oder Wasserchemie (STEVENSON & HASHIM 1989).

Da die meisten aktuellen Probestellen dieser Studie als eutrophe Standorte charakterisiert wurden, wären demzufolge nur geringe Habitat bedingte Unterschiede zu erwarten. Dass dennoch signifikante Unterschiede in der Gesellschaftsstruktur ermittelt wurden, hängt vermutlich mit den starken Niederschlägen im Spätsommer 2001 zusammen (DEUTSCHER WETTERDIENST 1996-2004). Diese führten im Vorfeld der zweiten Probenahme zu einem erhöhten Wasserstand und einer stärkeren Trübung der Amper und ihrer Zuflüsse. Dadurch dürften sich die Habitatunterschiede zwischen fließender Welle und Gewässersohle verstärkt haben, was dazu beitrug, dass die rezenten Diatomeenproben in Abhängigkeit des untersuchten Substrats signifikante Unterschiede in der Gesellschaftsstruktur aufwiesen.

Vergleich historischer und rezenter Proben

Ein Vergleich der **historischen mit den rezenten epiphytischen Gesellschaften** ergab für die historischen Proben einen signifikant höheren Anteil an Anzahl und Abundanz solcher Taxa, die in der Roten Liste der limnischen Kieselalgen Deutschlands (LANGE-BERTALOT & STEINDORF 1996) als gefährdet, selten oder zurückgehend eingestuft sind. Damit konnte die Vermutung bestätigt werden, dass früher eine geringere Belastung der Fließgewässer vorlag und mehr oligotrophe bzw. schwach mesotrophe Habitats existierten, deren zunehmender Verlust in jüngerer Zeit zum Rückgang vieler Taxa beitrug.

Wurde das historische bzw. das rezente Epiphyton **unterschiedlicher Substratpflanzen** derselben Probestelle untersucht, konnte für die historischen Gesellschaften eine größere Heterogenität festgestellt werden. Die größere Heterogenität des historischen Epiphytons zeigte sich neben den niedrigeren Similaritätsindexwerten der historischen „Parallelproben“ auch in den für diese Proben ermittelten Indexwerten. So streuten die Indexwerte hier mit Abweichungen von bis zu vier Indexklassen zwischen den beiden Parallelen stärker als dies bei den rezenten „Parallelproben“ mit einer maximalen Abweichung von nur einer Indexklasse der Fall war. Während die rezenten „Parallelproben“ an den aktuellen Probestellen nicht weiter als einen Meter voneinander entfernt entnommen wurden, ist bei den historischen Herbarbelegen keine so genaue Lokalisation mehr möglich. Wie oben beschrieben, können jedoch bereits im Bereich weniger Meter physikalische Faktoren, Grazing und Sukzessionsstadium so stark variieren, dass daraus eine unterschiedliche Gesellschaftsstruktur resultiert (PASSY 2001, SOININEN 2003). MILLIE & LOWE (1983), die das Periphyton von drei verschiedenen Gefäßpflanzen und einem Kunstsubstrat ver-

glichen, machten vor allem physikalische Faktoren für die Verbreitung der Diatomeen verantwortlich. Dabei war die beobachtete Variabilität der Gesellschaftsstruktur bei den Replikaten eines bestimmten Substrats genauso hoch und mitunter sogar höher als bei den Gesellschaften verschiedener Substrate.

Die hohe Ähnlichkeit, welche die rezenten Proben verschiedener Substratpflanzen untereinander aufwiesen, deutet darüber hinaus auf eine Angleichung der Gesellschaften hin, die infolge der heute höheren Belastung der Fließgewässer eintrat. Ähnliche Beobachtungen stellte auch VAN DAM (1979) an. Menschliche Aktivitäten in den Niederlanden zu Beginn des 20. Jahrhunderts waren geringeren Ausmaßes und führten eher zu einer Ausdifferenzierung der Umwelt, während die heutigen anthropogenen Einflüsse weiträumige Auswirkungen haben und natürliche Unterschiede in den Umweltbedingungen nivellieren. PAN et al. (2000) nahmen an, dass menschlicher Einfluss die regionale Vielfalt vermindert. Dadurch wird die Verbreitung bestimmter Taxa eingeschränkt, was eine Angleichung der Diatomeengesellschaften zur Folge haben kann.

5.3 Indikation der Wasserqualität mit Diatomeenindizes

Zur Bewertung der Wasserqualität wurden in der vorliegenden Studie mehrere Indikationsverfahren angewendet, die Artenzusammensetzung und Abundanz der Diatomeengesellschaften auswerten. Dies waren der Saprobienindex SI (ROTT et al. 1997), die Trophieindizes TI_{DIA} (ROTT et al. 1999), TDI (CORING et al. 1999) und TI (SCHMEDITJE et al. 1998 in der Einstufung nach BUWAL 2002) sowie der auf der Gesamtchemie basierende DI-CH (BUWAL 2002).

Bewertung der Indizes

Da die angewendeten Indikationsverfahren in den letzten Jahren neu entwickelt wurden, liegen kaum Erfahrungsberichte aus der praktischen Erprobung und nur wenige Studien vor, die sich mit der vergleichenden Anwendung dieser Indizes befassen (KELLY 2003, KÖSTER & HÜBENER 2001). KELLY (2003) verglich für zwei Fließgewässer unterschiedlicher Trophie die Indexwerte von TI_{DIA} (ROTT et al. 1999) und TDI (CORING et al. 1999) mit dem in Großbritannien entwickelten Trophic Diatom Index (KELLY 1998, KELLY & WHITTON 1995). Dabei unterschieden der Trophic Diatom Index und der TDI nicht zwischen den beiden Fließgewässern. Der TI_{DIA} indizierte zwar die abweichenden Phosphorgehalte, zeigte jedoch im Untersuchungszeitraum auftretende Schwankungen nicht an. In der Studie von KÖSTER & HÜBENER (2001) sind die Ergebnisse der Differentialartenanalyse (LANGE-BERTALOT 1978, 1979a, 1979b), des Saprobienindex SI (ROTT et al. 1997) und der Trophieindizes TI_{DIA} (ROTT et al. 1999), Trophischer Diatomeenindex (SCHIEFELE & KOHMANN 1993) und Trophic Diatom Index (KELLY 1998, KELLY & WHITTON 1995) einander gegenüber gestellt. Während der SI die organische Belastung allgemein unterbewertete, korrelierten die Trophieindizes gut mit den chemischen Messwerten und wiesen übereinstimmend auf polytrophe Verhältnisse hin.

In der vorliegenden Untersuchung wurden die verwendeten Indizes anhand der **Hassediagrammtechnik** vergleichend bewertet. Um die Struktur der Hassediagramme zu analysieren, wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt, welche die Bedeutung der einzelnen Indizes für die Rangfolge der Probestellen herausstellten (BRÜGGEMANN & HALFON 2000, BRÜGGEMANN & STEINBERG 2000). Bei den Hassediagrammen der Indexwerte waren Unterschiede in den Indexwerten für die Anordnung der Diatomeenproben entscheidend. Die Größe dieser Unterschiede spielte dabei keine Rolle, so dass auch irrelevante Zahlenunterschiede die Rangfolge im Hassediagramm beeinflussen können (HALFON & BRÜGGEMANN 1998). Dass dem Kieselalgenindex Schweiz DI-CH (BUWAL 2002) hier häufig ein von den übrigen Indizes abweichendes Indikationsverhalten attestiert wurde, kann neben der Eichung des Index bezüglich der Gesamtchemie auch durch die per Definition höhere Wertespanne des Index, der damit mehr Zahlenwerte einnehmen kann, bedingt sein. Daher wurden zusätzlich die Hassediagramme der aus den Indexwerten abgeleiteten Indexklassen betrachtet, bei denen nicht-diskrete Zahlenunterschiede nicht mehr ins Gewicht fielen. Insgesamt unterstrichen die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen die bereits gewonnenen Erkenntnisse über die einzelnen Diatomeenindizes.

Bei der Analyse der Indexklassen zeichnete sich meist der TDI (CORING et al. 1999), der in den Einstufungen TDI-1 bzw. TDI-2 angewendet wurde, durch ein von den übrigen Indizes abweichendes Indikationsverhalten aus, das sich generell in der Tendenz des TDI zur Unterbewertung der trophischen Belastung äußerte. Das abweichende Verhalten eines Index kann auch darin begründet sein, dass einzelne Taxa andere Trophiewerte besitzen als bei den übrigen Verfahren. So war im Epilithon der Amper *Rhoicospenia abbreviata* als dominantes Taxon vertreten, das beim TDI im Gegensatz zu den anderen Indizes einen höheren Trophiewert und eine stärkere Gewichtung erhält und dadurch zum abweichenden Verhalten dieses Index beitrug.

Der TDI differenziert ebenso wie der TI (SCHMEDITJE et al. 1998) bei den ersten drei Klassen des Trophiespektrums nur in die Trophiehauptstufen oligo-, meso- und eutroph. Eine Klassifikation der Trophiezwischenstufen erfolgt erst bei höherer Belastung. Da der Großteil der aktuellen Probestellen gemäß der ermittelten Gesamtposphorkonzentrationen in den Bereich geringerer trophischer Belastung fällt, ist ein Verfahren, das wie der TI_{DIA} (ROTT et al. 1999) auch die Trophiezwischenstufen oligo- bis mesotroph bzw. meso- bis eutroph berücksichtigt, hier besser zur Bewertung der Wasserqualität geeignet. Vom TI wurden die Randbereiche des Trophiespektrums nicht erfasst. Die Mehrzahl der Probestellen wurde in Indexklasse 3 bzw. 4 eingestuft und die Wasserqualität demnach unzureichend differenziert. Deshalb trug dieser Index nicht zur Rangfolge der Probestellen im Hassediagramm bei.

Unter Zuhilfenahme dieser Ergebnisse wurden zur Bewertung der Wasserqualität der aktuellen Probestellen der **Saprobienindex SI** (ROTT et al. 1997), der **Trophieindex TI_{DIA}** (ROTT et al. 1999) und der **Kieselalgenindex Schweiz DI-CH** (BUWAL 2002) ausgewählt. Damit wurde ein saprobieindizierendes, ein trophieindizierendes und ein Verfahren verwendet, das eine Gesamtbewertung der Probestellen vornimmt. Die übrigen Trophieindizes wurden aufgrund ihrer Tendenz zur Unterbewertung der trophischen Situation (TDI von CORING et al. 1999)

bzw. aufgrund des engen eingenommenen Wertebereichs (TI von SCHMEDITJE et al. 1998 nach der Einstufung von BUWAL 2002) nicht angewendet.

Diatomeen als Saprobieindikatoren

Während ZELINKA & MARVAN (1961) und SLÁDEČEK (1986) davon ausgehen, dass jeder aquatische Organismus als Indikator der Saprobie herangezogen werden kann, stehen andere Autoren der Verwendung photoautotropher Organismen als Zeiger der saprobiellen Belastung, die ja als Summe der heterotrophen Bioaktivität definiert ist, kritisch gegenüber (FRIEDERICH 1990, SCHMEDITJE & KOHMANN 1988). Autotrophe Primärproduzenten können nur durch ihre Toleranz bestimmte saprobielle Zustände und deren Begleiterscheinungen anzeigen und reagieren damit unspezifisch und indirekt auf organische Substanzen. Diese abgestuften Toleranzgrenzen benthischer Diatomeen gegenüber saprobieller Belastung formulierte LANGE-BERTALOT (1978, 1979a, 1979b) in Form des Differentialartensystems, das an den stark belasteten Flüssen Main und Rhein entwickelt wurde, und insbesondere bei höherer organischer Belastung gute Ergebnisse liefert. Da niedrige Saprobienstufen mit dieser Methode schlecht differenziert werden (REICHARDT 1991), wurde das Differentialartensystem in der vorliegenden Studie nicht angewendet. Ein direkter Zusammenhang besteht dagegen zwischen dem Gehalt an anorganischen Nährstoffen und der Intensität der photoautotrophen Primärproduktion und damit der Trophie des Gewässers (SCHWOERBEL 1999). Zur Trophieindikation können photoautotrophe Organismen daher direkt herangezogen werden, was sich zahlreiche Indikationssysteme zu Nutze machen, die auf den artspezifischen Präferenzen der Taxa bezüglich des Gesamtphosphorgehalts beruhen (CORING et al. 1999, ROTT et al. 1999).

Bereits ELSTER (1962) forderte, Saprobie und Trophie getrennt voneinander zu betrachten, da sie im Gewässer nicht synchron verlaufen. Während Oligotrophie meist mit Oligosaprobie einhergeht, können eutrophe Zustände mit allen höheren Saprobiegraden assoziiert sein. So zeichnen sich Diatomeen eutropher Standorte durch artspezifisch variierende saprobielle Toleranzen aus, was bei zunehmender organischer Belastung dazu führt, dass Taxa mit hoher saprobieller Toleranz das Arteninventar der Gesellschaft prägen. Dabei können diese Taxa bezüglich Trophie und Saprobie unterschiedliche Indikationswerte besitzen, so dass nach HOFMANN (1994) Gütebewertungen, die auf einer Trennung der Taxa in Trophie- und Saprobieindikatoren basieren, kritisch zu betrachten sind. Die Autorin empfiehlt daher die kombinierte Anwendung eines saprobie- und eines trophieindizierenden Systems, in welchen dieselben Taxa bezüglich beider Größen eingestuft sind, ein Ansatz, der auch in anderen Untersuchungen zu guten Ergebnissen führte (ELORANTA 1999, KÖSTER & HÜBENER 2001).

Bei geringer organischer Belastung identifizierte HOFMANN (1994) den Gesamtphosphorgehalt bayerischer Voralpenseen als selektierenden Faktor für das Vorkommen bestimmter Diatomeen-taxa. Demnach sind Indikatoren der Oligosaprobie vielmehr als Trophieindikatoren anzusehen. Auch beim Saprobienindex (SI) von ROTT et al. (1997) bleiben xenosaprobe bzw. katharobe Gewässer, also Fließgewässer, in denen keine Zersetzungs Vorgänge stattfinden, von der Indikation ausgeklammert, da sich diese besser durch Trophieangaben differenzieren lassen.

In der vorliegenden Studie wurden die höchsten Korrelationen mit dem Gesamtphosphor nicht für die Trophieindizes, sondern für den SI ermittelt. Dies ist ein Hinweis darauf, dass der SI hier statt dem saprobiellen eher den trophischen Zustand der untersuchten Fließgewässer indizierte. Die entsprechenden Werte des SI lagen dabei überwiegend im oligo- bis β -mesosaprobien bzw. β -mesosaprobien Bereich. Erfahrungswerte zeigen, dass der SI bei einer so geringen organischen Belastung dazu tendiert, eher die Trophie als die Saprobie zu beschreiben (HOFMANN, mündliche Mitteilung).

Korrelation der Indexwerte

Quantitative Indizes, wie sie in dieser Arbeit angewendet wurden, basieren auf der Gleichung von ZELINKA & MARVAN (1961). Diese Gleichung rechnet mit den gewichteten Mittelwerten der Präferenzen der Taxa, so dass der Indexwert hauptsächlich von der relativen Anzahl der dominanten Taxa in der Probe abhängt (KELLY et al. 1996). Da allen Indizes die gleiche Berechnungsweise zu Grunde liegt, waren starke Korrelationen der Indizes untereinander zu erwarten (COSTE et al. 1991, KELLY et al. 1995). So lagen die nach SPEARMAN ermittelten Rangkorrelationskoeffizienten zwischen 0,77 und 0,93 bei den historischen und zwischen 0,65 und 0,94 bei den rezenten Proben.

Die Korrelationen der Indexwerte zu den gemessenen Phosphorparametern fielen dagegen mit Werten um 0,6 in den meisten Fällen deutlich geringer aus. Obwohl die verwendeten Indizes auf den Gesamtphosphorgehalt geeicht sind, waren die Korrelationen der Indexwerte mit dem gelösten reaktiven Phosphor (SRP) stärker ausgeprägt als die mit dem Gesamtphosphor (TP). Wie CORING et al. (1999) bemerken, ist auch die Verwendung von Phosphor als Eichgröße für die trophische Situation in Fließgewässern nicht unproblematisch, da die gängigen chemischen Verfahren zur Phosphorbestimmung keine Aussagen über die Algenverfügbarkeit der Phosphorverbindungen im Gewässer zulassen. Einerseits ist die Messung des gelösten reaktiven Phosphors nicht repräsentativ, weil nicht alle Phosphorverbindungen, die in den Stoffumsatz eingebunden sind, erfasst werden. Andererseits liefert die Gesamtphosphorbestimmung aus der unfiltrierten Probe überrepräsentative Werte, die einen mitunter sehr hohen Anteil nicht bioverfügbaren Phosphors z. B. aus Erosionsmaterial beinhalten können (CORING et al. 1999). Dazu kommt, dass die Phosphorverfügbarkeit in limnischen Systemen einen dynamischen Prozess darstellt, der mit einer nur einmaligen chemischen Messung zum Zeitpunkt der Diatomeenprobenahme wie sie in der vorliegenden Studie aus logistischen Gründen erfolgen musste, nur unzureichend erfasst werden kann. So stellten CORING et al. (1999) beim Vergleich verschiedener Trophieindizes mit dem Median der gemessenen Gesamtphosphorkonzentrationen deutlich stärkere Korrelationen fest. Die dabei ermittelten Korrelationskoeffizienten betragen z. B. $r=0,77$ für den TI_{DIA} (ROTT et al. 1999) oder $r=0,71$ für den TI (SCHMEDTJE et al. 1998) und lagen damit deutlich über den in der vorliegenden Studie erreichten Werten. Für den TDI selbst konnten CORING et al. (1999) einen Korrelationskoeffizienten von $r=0,83$ mit den Gesamtphosphorkonzentrationen des Eichdatensatzes errechnen, der auf $r=0,95$ anstieg, wenn die Mediane der Gesamtphosphorkonzentrationen verwendet wurden.

Indexsicherung

Die Aussagekraft der ermittelten Indexwerte hängt von der Vielfalt und der relativen Häufigkeit der indikativen Taxa ab. Sind ausreichend „gute“ Indikatoren vorhanden, also Taxa, die hohe Indikationsgewichte aufweisen und enge Präferenzspannen besitzen, können auch bei einer geringen relativen Individuendichte verlässliche Aussagen zur trophischen Situation gemacht werden. Dagegen ist eine Indikation auf der Basis extrem artenarmer Gesellschaften kritisch zu bewerten. HOFMANN (1994, 1999) empfiehlt für den Diatomeenindex zur Trophiebestimmung von Seen, dass mindestens zehn indikative Taxa in die Berechnung eines gesicherten Indexwertes eingehen. SEELE (2000) konnte bei der Untersuchung von Kleinseen zeigen, dass die Anzahl der indikativen Taxa auf fünf Taxa herabgesetzt werden kann. Um zu vermeiden, dass die Indexsicherung dabei ausschließlich auf Einzelfunden beruht, bezieht SEELE (2000) auch die Abundanz der indikativen Taxa mit ein und fordert eine Abundanzsumme der indikativen Taxa von mindestens fünf Prozent.

Für die angewendeten Fließgewässerindizes wurden bisher keine Sicherungskriterien definiert. Da opportunistische Taxa wie *Achnanthes minutissima* oder *Cocconeis placentula*, die bei HOFMANN (1994, 1999) als trophietolerant eingestuft sind, in Fließgewässern einen Indikationswert besitzen, ist die Anzahl der indikativen Taxa als Kriterium zur Indexsicherung hier weniger gut geeignet. Stattdessen wurde die **Evenness als Sicherungskriterium** gewählt. Als Maß für die Gleichverteilung der Taxa beschreibt sie die Dominanzstruktur der Gesellschaft. Niedrige Evennesswerte können frühe Sukzessionsstadien anzeigen, die durch die Dominanz weniger Erstbesiedler gekennzeichnet und damit wenig repräsentativ für die Trophiebedingungen am Standort sind (BUWAL 2002). Durch die Definition eines Grenzwertes der Evenness von mindestens 0,25 blieben solche Proben von der Indikation ausgeschlossen. Dieses Sicherungskriterium trägt zudem der Forderung von ROTT et al. (1999) Rechnung, die auf eine eingeschränkte Aussagekraft des T_{IDIA} hinweisen, wenn die abundanten Taxa eine weite ökologische Amplitude besitzen und daher geringe Indikationsgewichte aufweisen.

5.4 Bewertung der aktuellen Wasserqualität

Wahl des Substrats

Der Leitfaden zur Probenahme und Probenaufbereitung von benthischen Kieselalgen in Fließgewässern (Europäische Norm EN 13946, CEN 2003) empfiehlt, Diatomeenproben von natürlich vorkommenden, beweglichen harten Oberflächen wie großen Kieselsteinen, Geröll oder Felsblöcken zu entnehmen. Fehlen diese Substrate, können Proben von vertikalen Oberflächen wie Ufermauern oder Brückenpfeilern gewonnen werden. Wird Epiphyton verwendet, sollte sich die Untersuchung möglichst auf ein Makrophytentaxon oder eine Gruppe nah verwandter Taxa beschränken (CEN 2003).

Die Gesellschaften des Epilithons wurden in zahlreichen Studien erfolgreich zum Monitoring von Fließgewässern eingesetzt (z. B. DESCY & ECTOR 1999, KELLY 2002, SABATER et al. 1996,

VILBASTE 2001, WINTER & DUTHIE 2000). Dagegen schlagen PASSY et al. (1999) vor, für die Bewertung der Wasserqualität andere Gesellschaften als das Epilithon heranzuziehen. Bei der vergleichenden Analyse der periphytischen Diatomeengesellschaften des Flusses Mesta stellten die Autoren für die epilithischen Gesellschaften die schwächsten Korrelationen mit den meisten Umweltparametern fest. Zudem war die Artendiversität des Epilithons geringer als die der übrigen Gesellschaften. Demnach wären Epiphyton, Epipelon oder Epipsammon zum Fließgewässermonitoring besser geeignet (PASSY et al. 1999).

In der vorliegenden Untersuchung wies das Epilithon die höchsten Werte für Taxazahl, Diversität, Evenness und den Anteil am Gesamtartenpool auf. Das Epiphyton war durch große Schwankungen aller Parameter gekennzeichnet und indizierte im Vergleich zum Epilithon tendenziell einen etwas besseren Trophiezustand, während die Gesellschaften des Epibryons am schlechtesten zwischen den verschiedenen Trophiezuständen differenzierten. Darüber hinaus korrelierten die Indexwerte des Epibryons am schlechtesten mit den Phosphorparametern. Dass ungesicherte Indexwerte nur für die rezenten Gesellschaften pflanzlicher Substrate ermittelt wurden, weist auf instabilere Substrateigenschaften der pflanzlichen Substrate hin, welche die Ausbildung später Sukzessionsstadien verhindern können. Die Sensitivitätsanalyse der Hasse-diagramme bekräftigt diese Vermutung. Wurden Epilithon, Epiphyton und Epibryon getrennt analysiert, war das abweichende Verhalten der Indizes bei den pflanzlichen Gesellschaften stärker ausgeprägt, was ebenfalls auf einen Substrateinfluss bzw. auf instabilere Substratbedingungen hindeutet.

Somit erwies sich auch hier das **Epilithon** als die geeignetere Gesellschaft zur Indikation der Wasserqualität. Daher wurden zur Bewertung der aktuellen Wasserqualität nur die epilithischen Gesellschaften berücksichtigt. Bei der Interpretation der Indexwerte der historischen Proben muss die leichte Tendenz des Epiphytons zur Unterbewertung der trophischen Belastung bedacht werden. Das Epibryon schien zur Bewertung der Wasserqualität weniger geeignet, weil enge stoffliche Wechselwirkungen mit der Moospflanze die Diatomeengesellschaften stärker beeinflussen können als das umgebende Milieu (DOUGLAS & SMOL 1995).

Zeitpunkt und Häufigkeit der Probenahme

Die Probenahme von Diatomeen zur Bewertung der Wasserqualität von Fließgewässern sollte bei niedrigem Wasserstand erfolgen, da dann stabile Umweltbedingungen gegeben sind (KELLY et al. 1998). In den Fließgewässern des Alpenvorlandes ist dies im Spätsommer bzw. Herbst der Fall (HOFMANN, mündl. Mitteilung). Auch die in der vorliegenden Studie analysierten rezenten Diatomeenproben wurden im Sommer bzw. Spätsommer entnommen. Allerdings führten starke Niederschläge in den Sommermonaten des Jahres 2001 (DEUTSCHER WETTERDIENST 1996-2004) zu erhöhten Abflussmengen, so dass stabile Umweltbedingungen nicht immer gegeben waren. Neben der Nährstoffsituation dürfte hier vor allem die Stabilität der Umweltbedingungen die Gesellschaftsstruktur maßgeblich beeinflusst haben. Extreme Umweltbedingungen, wie sie nach Hochwasserereignissen vorliegen, können eine geringe Artendiversität zur Folge haben, und dazu

führen, dass die Sensitivität des Index gegenüber Veränderungen in der Nährstoffsituation abnimmt (KELLY 2002).

Um die Umweltbedingungen an einer Probestelle sicher interpretieren zu können, reichen einmalige Probenahmen, wie sie in vielen Monitoringprogrammen vorgesehen sind, nicht aus, da sich die dominanten Taxa von einer Probenahme zur nächsten ändern können (KELLY 2002, 2003). Erst durch wiederholte, zeitlich gestaffelte Probenahmen, am besten über mehrere Jahre hinweg, läßt sich das Ausmaß der Variabilität an einer Probestelle vollständig erfassen. Auch CORING et al. (1999) empfehlen, bei der Anwendung des TDI den Mittelwert aus wenigstens drei Proben einer Vegetationsperiode zu bilden. Eine mehrmalige Probenahme innerhalb einer Vegetationsperiode konnte aus logistischen Gründen nicht an allen Fließgewässern erfolgen. Die Ergebnisse zu den Fließgewässern, aus denen nur einmal Proben entnommen wurden, sind daher mit Vorsicht zu interpretieren. An Amper und Maisach wurden zwei- bzw. dreimalig Proben entnommen.

Bezug der Indexwerte zu den physikalisch-chemischen Parametern

Die **Hauptkomponentenanalyse (PCA)** auf der Basis der gemessenen Umweltvariablen ergab, dass die trophierelevanten Parameter Gesamtposphor, gelöster reaktiver Phosphor und Nitratstickstoff und damit die anthropogen bedingte Nährstoffbelastung die entscheidenden Faktoren für die Differenzierung der Probestellen darstellen (vgl. Abschnitt 4.4.1). Die Geologie des Einzugsgebiets bzw. die Stärke des Grundwassereinflusses spielten erst sekundär eine Rolle. Dabei wurden die Probestellen an der Maisach sowie die Probestellen am Unterlauf von Windach und Glonn als die am stärksten Nährstoff belasteten Standorte der karbonatischen Fließgewässer herausgestellt, ein Ergebnis, das durch die berechneten Indexwerte bestätigt werden konnte (vgl. Abschnitt 4.4.2).

Für die silikatischen Fließgewässer zeigen die Diatomeenindizes durchgehend ein sehr hohes Trophieniveau an, was aus der Lage dieser Probestellen im dargestellten Ordinationsdiagramm der PCA zunächst nicht ersichtlich wird. Die Ursache dafür liegt in der zweidimensionalen Abbildung der multivariaten Datenstruktur, bei der die Probestellen in ein Koordinatensystem der ersten beiden PCA-Achsen projiziert wurden. Wird bei der Darstellung auch die dritte PCA-Achse berücksichtigt, welche in der vorliegenden Untersuchung die höchste Hauptkomponentenladung für den Ammoniumstickstoffgehalt aufweist, wird deutlich, dass die Position der Probestellen der silikatischen Fließgewässer im Ordinationsdiagramm durch die ebenfalls hohen Konzentrationen an Ammoniumstickstoff bedingt ist.

5.5 *Ergebnisse der angewendeten multivariaten Verfahren*

5.5.1 **Ergebnisse der TWINSPAN-Analyse**

Anhand der TWINSPAN-Analyse kann abgeschätzt werden, welche äußeren Faktoren am besten mit der Gruppenbildung korrespondieren, die nach der floristischen Ähnlichkeit der Diatomeengesellschaften erfolgt. Besondere Aufmerksamkeit galt dabei der Frage, inwiefern für die Gruppenbildung der Aufnahmen bzw. Probestellen deren Lage (Fließgewässerregion) oder das untersuchte Habitat (Substrattyp) verantwortlich sind.

Ob die Habitatverfügbarkeit an einer Probestelle sich stärker auswirkt als die chemische Variabilität zwischen den Probestellen untersuchten auch ROTHFRITZ et al. (1997), welche die Diatomeengesellschaften von Steinen und Wassermoosen in nepalesischen Fließgewässern verglichen. Die TWINSPAN-Analyse konnte hierbei zeigen, dass Diatomeengesellschaften verschiedener Habitate derselben Probestelle einander ähnlicher sind als Gesellschaften unterschiedlicher Probestellen. Für den Einsatz von Diatomeen als Bioindikatoren zur Abschätzung der Wasserqualität bedeutet dies, dass Diatomeengesellschaften, unabhängig vom untersuchten Habitat, **Veränderungen der chemischen Bedingungen zwischen den Probestellen in konsistenter Weise** anzeigen. Auch JÜTTNER et al. (1996) sowie STEVENSON & HASHIM (1989) fanden größere strukturelle Unterschiede zwischen den Diatomeengesellschaften von Fließgewässern unterschiedlicher Wasserqualität als zwischen den Gesellschaften verschiedener Habitate. Diese Ergebnisse wurden in der vorliegenden Studie bestätigt. Im ersten Teilungsschritt der für den Gesamtdatensatz durchgeführten TWINSPAN-Analyse wurde zwischen Aufnahmen aus kleineren, Grundwasser beeinflussten Fließgewässern mit niedrigem Abfluss und Aufnahmen aus größeren Fließgewässern differenziert (vgl. Abschnitt 4.2.6). Für die weitere Auftrennung der beiden entstandenen TWINSPAN-Gruppen waren unterschiedliche, externe Faktoren entscheidend, die im Folgenden genauer diskutiert werden.

Die **TWINSPAN-Gruppe 1** umfasste alle rezenten Proben aus kleineren, Grundwasser beeinflussten Fließgewässern. Innerhalb dieser Gruppe wurden die Diatomeengesellschaften pflanzlicher Substrate (Epiphyton und herbarisiertes Epiphyton) als eigene TWINSPAN-Gruppen abgetrennt, die durch das Taxon *Cocconeis placentula* als Differentialart gekennzeichnet waren. *Cocconeis placentula* zeigt deutliche Präferenzen für pflanzliche Substrate (HOFMANN 1994), was darauf hindeutet, dass **Habitateffekte bei der Trennung eine wichtige Rolle spielten**. Auch der Großteil der Epilithonproben wurde einer separaten TWINSPAN-Gruppe zugeordnet. Als Differentialarten wirkten kleinschalige Taxa wie *Achnanthes biasoletiana* und *Achnanthes minutissima* var. *inconspicua*, die bevorzugt epilithische Habitate besiedeln (BEIER 2002, HOFMANN 1994, PUTZ 1992). Die Proben aus dem Rotbach, die innerhalb einer Fischzuchtanlage entnommen wurden, wurden aufgrund der spezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen (hohe Ammoniumstickstoffgehalte) abgetrennt, die etwaige Habitatunterschiede überdecken können. Eine Differenzierung nach dem untersuchten Substrat erfolgte in diesem Fall nicht.

Innerhalb der **TWINSPAN-Gruppe 2**, in welcher alle Aufnahmen größerer Fließgewässer zusammengefasst wurden, erfolgte die weitere Auftrennung zunächst nach den geochemischen Bedingungen (karbonatisch, silikatisch) und anschließend nach dem Alter der Proben (historisch, rezent). **Das Habitat spielte für die Aufteilung dieser Aufnahmen keine Rolle.** Innerhalb der aktuellen Proben aus karbonatischen Fließgewässern wurde nicht weiter nach Substratpflanze (*Spermatophyta*, *Bryophyta*) oder Behandlung (Herbarisieren, Alterung) differenziert. Verglichen mit den breiten Unterschieden zwischen den untersuchten Fließgewässern bzw. Fließgewässerregionen waren die Effekte gering, welche die Substratpflanze bzw. die Behandlung auf die Gesellschaftszusammensetzung ausübten, eine Beobachtung, die auch ROTHFRITZ et al. (1997) machten. CANTONATI (1998) konnte bei der Analyse der epilithischen und epiphytischen Diatomeengesellschaften in Quellen der Südalpen die Gruppierung der Aufnahmen ebenfalls mit der Geochemie des Untergrunds in Verbindung bringen. Die karbonatischen und silikatischen Probestellen der verschiedenen Quelltypen wurden jeweils zusammen gruppiert. Da Fließgewässer früher meist weniger belastet waren als heute, ist das Alter der untersuchten Diatomeenproben zugleich ein Hinweis auf die Stärke der anthropogen bedingten Belastung. So konnte die TWINSPAN-Analyse bei den Proben aus der karbonatischen Amper zwischen älteren und jüngeren historischen Proben differenzieren. Dabei wurden die jüngeren historischen Proben, die überwiegend aus den 1970er Jahren stammten, derselben Gruppe zugeordnet, die alle rezenten Proben der verschiedenen Substrate aus karbonatischen Fließgewässern umfasste. Die aktuellen Probestellen dieser TWINSPAN-Gruppe waren durch signifikant höhere Gesamtphosphor- und Gelöstphosphatkonzentrationen gekennzeichnet, was für eine höhere Belastung auch an den jüngeren historischen Probestellen spricht. Die älteren historischen Proben grenzten sich dagegen als eigene Gruppe ab. Das deutet ebenso wie die überwiegend im oligotrophen Milieu vorkommenden Differentialarten *Cymbella microcephala* und *Gomphonema lateripunctatum* auf eine geringere Belastung hin (HOFMANN 1999, GOOS 2003).

Bei den Diatomeengesellschaften der silikatischen Fließgewässer wurden die jüngeren historischen Proben ebenfalls den rezenten Proben zugeordnet. Das vorhandene Herbarmaterial stammte großteils aus den 1960er und 1970er Jahren. Im Gegensatz zu den karbonatischen Fließgewässern, aus denen zahlreiche ältere Herbarbelege vorhanden waren, lag nur ein älterer Beleg aus dem Jahr 1883 vor. Daher konnte keine Gruppe mit älteren historischen Proben abgetrennt werden. Für die Gruppenbildung waren **lokale Unterschiede in der Stärke der Belastung** ausschlaggebend. Dieselbe Beobachtung machten auch PAN et al. (2000), welche die benthischen Diatomeengesellschaften verschiedener Ökoregionen der USA untersuchten. Die Autoren stellten dabei fest, dass die Diatomeen in erster Linie auf die Art und Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung reagieren. Signifikante Unterschiede zwischen den Diatomeengesellschaften verschiedener Ökoregionen traten nur auf, wenn diese sich in der Landnutzung unterschieden, und korrespondierten mit einem topographischen Gradienten. Menschlicher Einfluss verminderte die räumliche Heterogenität und maskierte ökoregionale Unterschiede in der Diatomeenflora. Die Gesellschaften sprachen dann stärker auf lokale Faktoren an, die i. d. R.

anthropogen bedingt waren, als auf regionale Faktoren wie Klima, Geologie, Boden und Vegetation (PAN et al. 2000).

In der vorliegenden Untersuchung korrespondierten die ersten Teilungsschritte mit den Faktoren Hydromorphologie und Geochemie. Das Alter der Proben bzw. die Stärke der Nährstoffbelastung kam erst innerhalb dieser Untergruppen zum Tragen. Für die weitere Auftrennung waren bei einem Teil der Untergruppen die lokalen Unterschiede stärker wirksam als die zeitliche Komponente, was unterstreicht, dass eine Rekonstruktion der Wasserqualität anhand von historischen Herbarbelegen möglich ist. Besonders deutlich wurde dies bei den Proben, die am Oberlauf von Amper und Würm direkt am Seeausfluss von Ammer- bzw. Starnberger See entnommen wurden und, unabhängig von ihrem Alter, eine separate TWINSPAN-Gruppe bildeten. Hier führte der lentische Einfluss dazu, dass sich die lokalen physikalisch-chemischen Bedingungen (stärker alkalischer pH-Wert, höhere Temperatur) deutlich von den Bedingungen im weiteren Verlauf des Fließgewässers unterschieden. Die Differentialarten dieser TWINSPAN-Gruppe *Brachysira neoexilis* und *Fragilaria brevistriata* zeigen Verbreitungsschwerpunkte in oligo- bis mesotrophen Voralpenseen bzw. stehenden Gewässern (HOFMANN 1994, KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1991a). Auch GUZKOWSKA & GASSE (1990), welche die Diatomeengesellschaften von urbanen Seen und deren Zuläufen untersuchten, konnten mit Hilfe von TWINSPAN die Probestellen an den Zuläufen deutlich von den Seestellen abgrenzen. Innerhalb der Seestellen wurde anschließend nach der Wasserchemie, insbesondere dem pH-Wert und dem Nährstoffgehalt, differenziert.

Die Ergebnisse der TWINSPAN-Analyse stützen die Theorie des „Scaling“ (MEYER 1995, STEVENSON 1997). Diese besagt, dass in Abhängigkeit der Betrachtungsebene und des angelegten räumlichen und zeitlichen Maßstabs unterschiedliche Faktoren bedeutsam sind, um Strukturen und Prozesse in einem Fließgewässer zu erklären (MEYER 1995). So sind ultimate Faktoren wie Geologie, Topographie oder Landnutzung von Bedeutung, wenn wie im Gesamtdatensatz Gewässerregionen untersucht werden. Proximate, also unmittelbar wirkende Faktoren, treten in den Vordergrund, sobald einzelne Gewässersysteme wie beispielsweise die karbonatischen bzw. die silikatischen Fließgewässer betrachtet werden (STEVENSON 1997). In der vorliegenden Studie hingen die proximate Faktoren mit dem Alter der Proben bzw. der anthropogen bedingten Belastung zusammen. Auch POTAPOVA & CHARLES (2002) befassten sich mit den Faktoren, welche bei unterschiedlichem räumlichen Maßstab die benthischen Diatomeengesellschaften in Fließgewässern der USA beeinflussen. Die gemessenen Umweltvariablen erklärten dabei stets einen größeren Anteil der Variation in den Diatomeendaten als die regionalen Faktoren, die erst auf nationaler Ebene an Bedeutung gewannen. Da die Taxazusammensetzung benthischer Diatomeengesellschaften von sehr komplexen Faktoren abhängt, empfehlen die Autoren, dass Indikationsverfahren zur Abschätzung der Trophie von Fließgewässern zuerst für geographisch begrenzte Regionen entwickelt werden, die mit Ausnahme des Nährstoffgehaltes einheitliche Umweltbedingungen aufweisen. Daher wurden die im Folgenden diskutierten multivariaten Analysen zur Rekonstruktion der Wasserqualität für die Teildatensätze Amper und Maisach

durchgeführt. Die Untersuchung einzelner Fließgewässer desselben Gewässersystems gewährleistete dabei möglichst einheitliche Umweltbedingungen.

5.5.2 Ergebnisse der Kanonischen Korrespondenzanalyse

Die Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) erklärt den Zusammenhang zwischen Diatomeenzönosen und ihrer Umwelt und visualisiert die unterschiedlichen Habitatpräferenzen der Taxa in einem Ordinationsdiagramm. Aus dem komplexen Wirkungsgefüge der Umweltparameter werden diejenigen erkannt, die einen signifikanten Einfluss auf die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften besitzen. Indem eine **Vorauswahl (forward selection) der signifikanten Umweltvariablen** durchgeführt wurde, konnte die statistische Analyse auf solche Umweltparameter fokussiert werden, die deutliche Effekte auf die Gesellschaften ausübten. Diese Fokussierung ist insbesondere bei angewandten ökologischen Studien von Bedeutung, die daher direkte Ordinationsverfahren wie die CCA erfordern (TER BRAAK 1994). TER BRAAK & VERDONSCHOT (1995) empfehlen den Einsatz einer CCA, wenn (1) unimodale Beziehungen zwischen Taxa und Umwelt bestehen, (2) die Daten positive Werte besitzen und viele Nullwerte enthalten oder (3) die relativen Werte im Vordergrund stehen, wie es für Abundanzdaten zutrifft.

Dies war in der vorliegenden Studie der Fall. Daher wurde die CCA als multivariates Verfahren ausgewählt, um den Zusammenhang zwischen dem Epiphyton der Flüsse Amper bzw. Maisach und den gemessenen Umweltvariablen zu analysieren. Da historische Diatomeenproben nur als Epiphyton vorlagen, wurde auch von den rezenten Proben nur die epiphytischen Gesellschaften für die CCA herangezogen. Das nachträgliche Zuordnen der historischen Diatomeengesellschaften als passive Proben in die bestehende Ordination ermöglichte die Rekonstruktion der früheren Umweltbedingungen an den historischen Probestellen. Auch PURATA (1986, zit. in TER BRAAK & PRENTICE 1988) fügte die Abundanzdaten von Probestellen, zu denen die Umweltdaten fehlten, einer bereits bestehenden Ordination von Probestellen und zugehörigen Umweltvariablen nachträglich hinzu. Die Zuordnung basierte auf der Ähnlichkeit der floristischen Zusammensetzung der Aufnahmen. VAN DAM & MERTENS (1995) verglichen mittels CCA einen aktuellen Datensatz aus Diatomeenproben und Umweltvariablen mit historischen Diatomeengesellschaften. Dabei wurden die historischen Gesellschaften ebenfalls als passive Proben behandelt. In der Paläolimnologie wurde diese Methode ebenfalls verwendet, um anhand der Anordnung fossiler Diatomeengesellschaften in einer CCA-Ordination moderner Daten paläoökologische Rekonstruktionen durchzuführen (BIRKS et al. 1990, zit. in TER BRAAK & VERDONSCHOT 1995, STEVENSON et al. 1989). STEVENSON et al. (1989) weisen jedoch darauf hin, dass Probleme auftreten können, wenn Taxa, die in den historischen Gesellschaften häufig sind, in den rezenten Gesellschaften selten vorkommen oder fehlen. Da die CCA nur gemeinsam vorkommende Taxa berücksichtigt, das Fehlen von Taxa sich dagegen nicht in der Platzierung der Aufnahmen niederschlägt, ist in diesem Fall eine inkorrekte Zuordnung der Aufnahmen möglich. Die analysierten historischen Diatomeengesellschaften aus Amper und Maisach stimmen zum Großteil in ihrem Taxabestand mit dem rezenten Epiphyton überein. Zudem

handelt es sich bei den Taxa, deren Vorkommen auf die historischen Proben beschränkt ist, meist um seltene Taxa oder Einzelfunde. Demnach wurden die historischen Aufnahmen mit einer sehr hohen Wahrscheinlichkeit korrekt im Ordinationsdiagramm angeordnet. Eine Ausnahme bildet die historische Probe aus der Maisach bei Mammendorf aus dem Jahr 1872. Sie zeichnet sich durch das Vorkommen der Taxa *Navicula joubaudii*, *Fragilaria construens* f. *binodis* und f. *venter* mit relativ hohen Abundanzen aus, die in der Maisach sonst nicht gefunden wurden. Die Positionierung dieser Aufnahme, die als historische Probe mit dem höchsten Nitratstickstoffgehalt identifiziert wurde, ist vermutlich nicht korrekt erfolgt.

In der vorliegenden Studie konnten auf den ersten beiden CCA-Achsen 18,4 % (Amper) bzw. 16,8 % (Maisach) der **Varianz in den Diatomeendaten** dargestellt werden. Die erklärten Varianzen liegen damit im Bereich anderer Fließgewässeruntersuchungen, in denen z. B. 12 % (SOININEN & NIEMELÄ 2002, WINTER & DUTHIE 2000), zwischen 16,9 % und 18,4 % (PAN et al. 1996) bis hin zu 36,2 % (JÜTTNER et al. 2003) der Varianz in den Diatomeengesellschaften auf den ersten beiden CCA-Achsen wiedergegeben wurde. Die erklärte Varianz in den Diatomeendaten nimmt für ökologische Datensätze, die viele Nullwerte enthalten, häufig niedrige Werte ein, insbesondere bei Kanonischen Korrespondenzanalysen mit starken Gradienten (TER BRAAK & VERDONSCHOT 1995). Da das Ziel der Analyse nicht in der vollständigen Erklärung der Varianz liegt, sondern darin, ökologische Zusammenhänge aufzudecken, sind auch Ordinationen ökologisch bedeutungsvoll, die nur einen geringen Anteil der Varianz aufklären (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998).

Bei den in dieser Arbeit durchgeführten CCAs entfielen 53,5 % (Amper) bzw. 66,8 % (Maisach) der Variation in der **Beziehung zwischen Diatomeentaxa und Umweltparametern** auf die ersten beiden CCA-Achsen. Auch in anderen Untersuchungen lag der auf den ersten beiden CCA-Achsen erklärte Anteil der Variation in der Beziehung zwischen Diatomeentaxa und Umweltparametern mit 69,1 % (WECKSTRÖM & KORHOLA 2001) und 77,5 % (VAN DE VIJVER & BEYENS 1999) in einer ähnlichen Größenordnung.

Da die **Eigenwerte** angeben, wie gut die Dispersion der Aufnahmen entlang einer Achse erfolgt ist, können sie dazu herangezogen werden, die Bedeutung der extrahierten Gradienten zu beurteilen. Eigenwerte von 0,3 und mehr zeigen einen starken Gradienten an (TER BRAAK & VERDONSCHOT 1995). Demnach ergab die CCA der rezenten Epiphytonproben aus der Amper einen starken Gradienten entlang der ersten CCA-Achse ($\lambda=0,325$). Die deutlich niedrigeren Eigenwerte, die bei der CCA der Maisach-Proben berechnet wurden (vgl. Abschnitt 4.5.2.2), deuten auf schwächere Gradienten hin.

Im Gegensatz zur Korrespondenzanalyse (CA), die einen theoretischen Gradienten extrahiert, werden bei der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) die Achsen so konstruiert, dass sie durch die vorliegenden Umweltvariablen erklärt werden und zugleich eine Linearkombination dieser Umweltvariablen darstellen (vgl. Abschnitt 3.2.4.3). Daher kann der Vergleich der von den CA-Achsen erklärten Varianz in den Diatomeendaten mit den Werten der entsprechenden CCA-Achsen zeigen, **wie effektiv die gemessenen Umweltvariablen zur Erklärung der**

interpretierbaren Varianz in den Diatomeendaten beitragen. Treten große Unterschiede zwischen den Ergebnissen einer CA und einer CCA derselben Vegetationsdaten auf, wurden die floristischen Muster in den Daten mit den gemessenen Umweltvariablen nur unzureichend erfasst (JONGMAN et al. 1995). PAN et al. (1996) wiesen mit dieser Methode nach, dass mit den Umweltvariablen, die sie für die CCA benthischer Fließgewässerdiatomeen ausgewählt hatten, ein Großteil der Varianz in den Diatomeendaten erklärt werden konnte. Auch für die vorliegende Studie wurden mit den rezenten Epiphytonproben aus Amper und Maisach zu den durchgeführten CCAs ergänzend Korrespondenzanalysen (CAs) gerechnet. Die Eigenwerte und die erklärten Varianzen in den Diatomeendaten von CA und CCA sind einander in Tabelle 5.1 gegenübergestellt. Die Ergebnisse der CA zeigen, dass auf den ersten beiden Achsen ein hoher Anteil der Varianz in der Verteilung der Diatomeentaxa erklärt werden konnte (Amper 23,1 %; Maisach 23,2 %), was auf eine systematische Verteilung der Diatomeentaxa hindeutet (PAN et al. 1996). Die für die erste CA-/CCA-Achse berechneten Eigenwerte und Varianzen bei Amper- bzw. Maisach-Proben sind einander sehr ähnlich. Von der zweiten Achse an weichen die in CA und CCA ermittelten Werte zunehmend voneinander ab. Dennoch entfallen auf die ersten beiden CCA-Achsen 80 % (Amper) bzw. 72 % (Maisach) der von der CA aufgedeckten Varianz in den Diatomeendaten. Somit wurden mit den ausgewählten erklärenden Variablen die floristischen Muster in den Daten gut erfasst.

Tabelle 5.1: Vergleich der Eigenwerte und der kumulativen prozentualen Varianzen der Vegetationsdaten aus der Korrespondenzanalyse (CA) und der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) der rezenten Epiphytonproben aus den Flüssen Amper bzw. Maisach

CA/CCA-Achse	1	2	3	4
Eigenwert CA Amper	0,367	0,253	0,188	0,181
Eigenwert CCA Amper	0,325	0,169	0,145	0,104
Kumulative prozentuale Varianz der Vegetationsdaten CA Amper	13,6	23,1	30,1	36,8
Kumulative prozentuale Varianz der Vegetationsdaten CCA Amper	12,1	18,4	23,8	27,7
Eigenwert CA Maisach	0,222	0,215	0,188	0,150
Eigenwert CCA Maisach	0,189	0,127	0,096	0,061
Kumulative prozentuale Varianz der Vegetationsdaten CA Maisach	11,8	23,2	33,2	41,1
Kumulative prozentuale Varianz der Vegetationsdaten CCA Maisach	10,0	16,8	21,8	25,1

5.5.2.1 Teildatensatz Amper

Bei der Ordination der rezenten Epiphytonproben aus der Amper war die erste CCA-Achse signifikant mit den Umweltvariablen Gesamtphosphor, gelöster reaktiver Phosphor und Nitratstickstoff korreliert und konnte als **Gradient anthropogen bedingter Nährstoffbelastung bzw. Trophiegradient** interpretiert werden. Dass die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff trophierelevant sind und die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften beeinflussen, wurde in zahlreichen Studien belegt (z. B. HOFMANN 1994, ROTT et al. 1999, SOININEN & NIEMELÄ 2002, WINTER & DUTHIE 2000). STELZER & LAMBERTI (2001) untersuchten das Periphyton von Fließgewässern und ermittelten sowohl für das Nährstoffverhältnis (N:P) als auch für die

Nährstoffkonzentration einen starken Einfluss auf die Gesellschaftsstruktur. Auch DODDS et al. (2002) stellten fest, dass Stickstoff und Phosphor als limitierende Nährstoffe in Fließgewässern wirken können.

Sowohl die rezenten als auch die Mehrzahl der historischen Aufnahmen aus **dem Oberlauf der Amper am Seeausfluss des Ammersees** wurden am unteren Ende des Nährstoffgradienten angeordnet. Sie waren durch das Vorkommen oligotropher und planktischer Taxa gekennzeichnet (vgl. Abschnitt 4.5.2.1). Darüber hinaus waren in diesen Aufnahmen auch Taxa vertreten, die eine erhöhte saprobielle Belastung ertragen können wie *Achnanthes minutissima* var. *saprophila*, *Cymbella lacustris*, *Navicula phyllepta* und *Navicula veneta* (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986, 1991b, ROTT et al. 1997). Dabei handelte es sich meist um Einzelfunde in den rezenten Proben. Trotz ihrer Seltenheit können diese Taxa auf einen heute höheren saprobiellen Grundzustand des Ammersees als zu Beginn des 20. Jahrhunderts hinweisen, der durch den Anstieg der Saprobie der Amper, dem Hauptzufluss des Ammersees, bedingt ist (WWA MÜNCHEN 1995). Zudem sind verschmutzungstolerante Taxa nicht als Leitformen aufzufassen, sondern können lediglich eine erhöhte organische Belastung tolerieren, was impliziert, dass sie ebenso in unbelasteten Habitaten anzutreffen sind (HOFMANN 1994).

Des Weiteren waren für die älteren historischen Proben oligo- bis schwach mesotrophente Taxa charakteristisch, die heute in der **Roten Liste** als gefährdet (*Achnanthes minutissima* var. *scotica*, *Gomphonema bavaricum*), zurückgehend (*Cymbella amphicephala*, *Cymbella lacustris*, *Fragilaria nanana*, *Gomphonema lateripunctatum* und *Navicula subalpina*) oder extrem selten (*Diploneis modica*) eingestuft sind (LANGE-BERTALOT & STEINDORF 1996). LANGE-BERTALOT (1997) führt die Gefährdung und den Rückgang dieser Taxa auf den Verlust oligotropher, dystropher und schwach mesotropher Habitate zurück. Das Fehlen dieser Taxa in den rezenten Diatomeengesellschaften des Mittel- und Unterlaufs der Amper zeigt in Übereinstimmung mit den gemessenen Nährstoffkonzentrationen ebenfalls eine Eutrophierung des Fließgewässers an.

Dagegen korrelierte die **zweite CCA-Achse** mit keinem der gemessenen Umweltparameter signifikant. Für die Auftrennung entlang dieser Achse waren somit Faktoren verantwortlich, die von den Umweltvariablen, die in die Analyse eingingen, nicht oder nur unzureichend erfasst wurden. Die vorkommenden Taxa an **Probestelle A2** sowie die erhöhte Saprobie des Amper-Abschnitts nach dem Zufluss der Windach (WWA WEILHEIM, mündl. Mitteilung) lassen jedoch vermuten, dass die saprobielle bzw. organische Belastung zur Ausbildung dieses Gradienten beiträgt. Zudem können hier weitere physikalische Parameter eingeflossen sein. SOININEN & NIEMELÄ (2002) stellten in Übereinstimmung mit der vorliegenden Studie ebenfalls einen deutlichen Einfluss der Phosphorkonzentration auf die Struktur der Diatomeengesellschaften fest. Neben den Trophiebedingungen sollten jedoch auch physikalische Faktoren wie Strömung und Abflussmenge berücksichtigt werden, da diese insbesondere in Fließgewässern einen starken Einfluss sowohl auf die Wasserchemie als auch die Biota ausüben (SOININEN & NIEMELÄ 2002).

5.5.2.2 Teildatensatz Maisach

Bei der CCA der rezenten Epiphytonproben aus der Maisach erwiesen sich nur vier der gemessenen Umweltvariablen als signifikant. Die trophiewirksamen Phosphorparameter trugen dabei nicht signifikant zur Ordination der Aufnahmen bei. Stattdessen war für die Anordnung der Maisach-Proben entlang der ersten CCA-Achse der **Nitratstickstoffgehalt** entscheidend, der im intensiv landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet der Maisach die Trophieverhältnisse stark beeinflusst (LOHMAIER 2003, WWA MÜNCHEN 1995). KÖSTER & HÜBENER (2001) sowie VAN DAM & MERTENS (1995) stellten ebenfalls einen starken Einfluss der Nitratkonzentration auf die Diatomeengesellschaften fest, obwohl das hohe Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor gegen eine Stickstofflimitierung sprach. Auch in der vorliegenden Untersuchung kann Stickstoff aufgrund der hohen Gesamtposphorkonzentrationen als limitierender Faktor ausgeschlossen werden. Möglicherweise wirkt sich der hohe Nitratgehalt über einen Anstieg der Leitfähigkeit auf die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften aus (VAN DAM & MERTENS 1995).

Die **Probestelle MS2** am Oberlauf der Maisach lag am unteren Ende des Nitratstickstoffgradienten und grenzte sich klar von den übrigen Aufnahmen ab. Erst im weiteren Verlauf der Maisach, die dann von intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen gesäumt wurde, stieg die Nitratstickstoffkonzentration sprunghaft an und blieb auf einem hohen Niveau (LOHMAIER 2003). Die **Aufnahmen der ersten Probenahme** wurden am oberen Ende des Nitratstickstoffgradienten angeordnet und durch Taxa charakterisiert, die hohe Nitratgehalte bevorzugen (vgl. Abschnitt 4.5.2.2). Ein Vergleich der gemessenen Nitratstickstoffkonzentrationen mit den chemischen Messdaten der beiden folgenden Probenahmeterminen zeigte jedoch, dass sich die ermittelten Konzentrationen für alle drei Probenahmen im gleichen Bereich bewegten (LOHMAIER 2003).

Bei der zweiten und dritten Probenahme war das Epiphyton durch eine deutliche **Dominanz des Taxons *Cocconeis placentula*** gekennzeichnet, das Abundanzen von bis zu über 90 % erreichte, während Nitratzeiger nicht mehr gefunden wurden. Auch die nachträglich zugeordneten, jüngeren historischen Proben aus dem Jahr 1998 zeichneten sich, im Gegensatz zu den älteren historischen Proben, durch sehr hohe *Cocconeis*-Abundanzen aus.

SHAMSUDIN & SLEIGH (1995) beobachteten hohe Abundanzen von *Cocconeis placentula* im Epiphyton eines karbonatischen Fließgewässers insbesondere bei hohen Abflusswerten. Da sie mit ihrer ganzen Fläche fest dem Substrat anhaftet, ist *Cocconeis* robust gegenüber Scherkräften (STEVENSON 1997). Darüber hinaus kann sie als opportunistisches Pioniertaxon in kurzer Zeit frei gewordene Flächen neu besiedeln (OEMKE & BURTON 1986). Die Zunahme von *Cocconeis* in jüngerer Zeit weist auf eine Veränderung der Abflussverhältnisse hin. Vermutlich war die Wasserretention im Einzugsgebiet der Maisach nach Niederschlägen wenigstens bis zu Beginn des 20. Jahrhunderts noch höher als heute. Das Anlegen von Drainagen und Entwässerungsgräben im Laufe des 20. Jahrhunderts erhöhte den Anteil bebaubarer und landwirtschaftlich nutzbarer Flächen, verminderte aber gleichzeitig die Puffer- und Rückhaltewirkung des Einzugsgebiets. Die dadurch entstandenen Kurzschlüsse im Wasserkreislauf rufen bis heute eine

schnelle und sensible Reaktion der Maisach auf Niederschlagsereignisse hervor und führen zu kurzfristig hohen Spitzenabflüssen (WWA MÜNCHEN 1995). Die Starkregenereignisse im Untersuchungszeitraum (DEUTSCHER WETTERDIENST 1996-2004), insbesondere vor den letzten beiden Probenahmen, und die damit verbundenen Abflussspitzen dürften Periphytonverluste verursacht und die Dominanz von *Cocconeis placentula* begünstigt haben. Die epiphytischen Diatomeengesellschaften der Maisach verblieben demnach in frühen Sukzessionsstadien, die häufig ungesicherte Indexwerte lieferten (vgl. Abschnitt 4.3.1).

Auch JÜTNER et al. (2003) fanden hohe Abundanzen von *Cocconeis placentula* in Fließgewässern, deren Einzugsgebiete intensiv landwirtschaftlich genutzt wurden und die erhöhte Leitfähigkeitswerte und Nitratgehalte aufwiesen. Da *Cocconeis placentula* ein nitratlimitiertes Wachstum zeigt (CARRICK & LOWE 1989, FAIRCHILD & LOWE 1984, FAIRCHILD et al. 1985, HILL & KNIGHT 1988, PRINGLE & BOWERS 1984), haben die gleichzeitig sehr hohen Phosphor- und Nitratgehalte der Maisach die Vermehrung des Taxons zusätzlich gefördert. So war *Cocconeis placentula* bereits bei der ersten Probenahme durch hohe Abundanzen gekennzeichnet, die zu den folgenden Probenahmeterminen nochmals anstiegen.

Dagegen konnten die älteren historischen Diatomeengesellschaften aufgrund der besseren Rückhaltungswirkung des Einzugsgebiets und der gleichmäßigeren Abflussverhältnisse spätere und stabilere Sukzessionsstadien erreichen. Auch ihre Position im Ordinationsdiagramm am unteren Ende des Nitratstickstoffgradienten weist auf eine früher extensivere landwirtschaftliche Nutzung hin. Unter den Diatomeentaxa, die für die älteren historischen Gesellschaften der Maisach charakteristisch sind, befinden sich Taxa, die heute in der **Roten Liste** als gefährdet (*Gomphonema parvulum* var. *parvulus*, *Navicula wildii*), zurückgehend (*Gomphonema dichotomum*, *Gomphonema parvulum* var. *exilissimum*, *Neidium binodis*) oder extrem selten (*Nitzschia diversa*) eingestuft sind (LANGE-BERTALOT & STEINDORF 1996). In den rezenten Aufnahmen sind diese Taxa nur im Oberlauf der Maisach vertreten. Ihr Rückgang lässt ebenfalls vermuten, dass im weiteren Verlauf der Maisach Habitatveränderungen erfolgten, die mit einer Änderung der Abflussverhältnisse und der Eutrophierung des Fließgewässers verbunden waren.

Die **zweite CCA-Achse** wies signifikante Korrelationen mit allen vier Umweltvariablen auf, wobei die stärkste Korrelation mit dem pH-Wert zu beobachten war. Die in der Maisach gemessene pH-Spanne von pH 8,0 bis pH 8,6 liegt gänzlich im schwach alkalischen Bereich, was ebenso wie der niedrige Eigenwert der Achse ($\lambda=0,127$) die schwache Wirkung des Gradienten auf die Auftrennung der Proben unterstreicht (TER BRAAK & VERDONSCHOT 1995). Zudem ist die Rekonstruktion des pH-Werts anhand von epiphytischen Gesellschaften mit Problemen verbunden (vgl. Abschnitt 5.1.3), weshalb auf eine Interpretation dieser Achse verzichtet wird.

5.5.3 Vergleich der angewendeten multivariaten Verfahren

In der vorliegenden Untersuchung wurde die TWINSPAN-Analyse als Klassifikationsverfahren, die Kanonische Korrespondenzanalyse als Ordinationsverfahren angewendet. Während die TWINSPAN-Analyse als indirektes Verfahren die Aufnahmen allein nach floristischen

Ähnlichkeiten gruppierte und die gemessenen Umweltparameter nur nachträglich zwischen den TWINSPAN-Gruppen getestet werden konnten, gingen beim direkten Verfahren der CCA die gemessenen Umweltparameter mit in die Ordination der rezenten Epiphytonproben ein. Erst die Zuordnung der historischen Gesellschaften als passive Proben in die bestehende Ordination erfolgte wie bei TWINSPAN ausschließlich nach der floristischen Ähnlichkeit.

Die TWINSPAN-Analyse erfordert eine Transformation der relativen Abundanzen in eine oder mehrere Abundanzklassen (Umwandlung in Pseudo-Arten, vgl. Abschnitt 3.2.4.2), was formal einer binären (0/1) oder „presence/absence“ Transformation entspricht. Dabei wird auf quantitative Information verzichtet und die Taxa fungieren als qualitative Variablen. Diese geben an, ob ein bestimmtes Taxon am Standort vorhanden ist. Sie lassen jedoch keine Aussage darüber zu, welche Vitalität das Taxon unter den gegebenen Bedingungen zeigt. Nach HILL (1979) ist daher die TWINSPAN-Analyse besonders gut zur Ermittlung von Indikatorarten geeignet, die ebenfalls qualitative Variablen darstellen. Für die CCA wurden die Abundanzen der Taxa einer Logarithmustransformation unterzogen. Durch diese Transformation erhalten Taxa mit hohen Abundanzen ein geringeres Gewicht in der Analyse. So wird verhindert, dass dominante Taxa, wie in der vorliegenden Untersuchung beispielsweise *Cocconeis placentula*, die Analyse übermäßig beeinflussen (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998). Taxa mit geringen Abundanzen wurden in der TWINSPAN-Analyse und in der CCA genauso gewichtet wie Taxa mit hohen Abundanzen. Darüber hinaus wurden beide Analysen, ohne sehr seltene Taxa auszuschließen, jeweils mit allen Taxa einer Aufnahme durchgeführt. Obwohl sie in geringen Individuenzahlen vorkommen, können diese seltenen Taxa sowohl als Differentialarten für die Definition gewässertypspezifischer Taxagruppen wirken als auch für die Zuordnung der historischen Gesellschaften in bestehende Ordinationsdiagramme eine wichtige Rolle spielen. Als Beispiel seien hier die Taxa *Cymbella microcephala* und *Gomphonema lateripunctatum* erwähnt, die von beiden Analysen als charakteristisch für die älteren historischen Amper-Proben erkannt wurden.

Ein Nachteil der CCA ist, dass Taxa, deren Optima im Zentrum des Achsenkreuzes liegen, nicht von Taxa unterschieden werden können, die bimodales Verhalten, d. h. eine zweigipflige Verteilung zeigen oder keine Beziehung zu den Achsen haben (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998). Zudem beinhaltet der Algorithmus der CCA eine multiple Regression der Abundanzen der Taxa mit den Umweltparametern. Während die Diatomeen dabei über die Zeit integrieren und die Umweltbedingungen der vorangegangenen zwei bis drei Wochen widerspiegeln, stellen physikalische und chemische Messungen Momentaufnahmen dar, insbesondere wenn sie wie in der vorliegenden Studie nur einmalig zum Zeitpunkt der Probenahme durchgeführt wurden. Auf die Schwierigkeit, anhand einmaliger Messungen die Nährstoffverhältnisse in Fließgewässern vorherzusagen, weisen auch PAN et al. (1996) hin. Da insbesondere die limitierenden Nährstoffe im Fließgewässer räumlich und zeitlich stark variieren, war das von den Autoren entwickelte pH-Vorhersagemodell präziser und zuverlässiger als das für den Gesamtphosphor. Die Beziehungen zwischen Diatomeen und Nährstoffparametern ließen sich genauer darstellen, wenn kontinuierliche Messungen und damit Konzentrationsgradienten vorlägen, was jedoch in der Praxis aufgrund der aufwendigen und umfangreichen Datenerhebung schwer umzusetzen ist.

5.6 *Ansätze zur Rekonstruktion der Wasserqualität*

Obwohl Diatomeen nach ROUND (1991) eine der gebräuchlichsten Algengruppen für Monitoringuntersuchungen darstellen, wird erst in neueren Studien versucht, die Diatomeengesellschaft als Ganzes mit der Gesamtheit der Umweltbedingungen in Verbindung zu bringen (z. B. GRIFFITH et al. 2002, JÜTTNER et al. 2003, MICHELS-ESTRADA 2003, PAN et al. 1996). Aufgrund der Schwierigkeit, die Reaktion der Diatomeengesellschaft bezüglich eines Umweltparameters abzuschätzen, beschränkte sich das Monitoring zunächst auf einzelne Indikatortaxa (KOLKWITZ & MARSSON 1908). Zahlreiche Untersuchungen ergaben, dass der Zustand eines Gewässers besser abgeleitet werden kann, wenn anstelle einzelner Taxa die relative Abundanz bestimmter Taxagruppen als Indikator herangezogen wird (z. B. LANGE-BERTALOT 1978, 1979a, 1979b). Diese Erkenntnis führte zur Entwicklung verschiedener Diatomeenindizes, die Artenzusammensetzung und Abundanz der indikativen Taxa einbeziehen. Dabei bleibt die Bewertung jedoch meist auf einen Parameter beschränkt. Nach JONGMAN et al. (1995) bieten multivariate Verfahren demgegenüber die Möglichkeit, die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften anhand aller gemessenen Umweltvariablen zu erklären.

Auch in der vorliegenden Studie wurden zur Rekonstruktion der früheren Wasserqualität verschiedene Ansätze verfolgt. Neben der Betrachtung bestimmter Taxagruppen (Rote-Liste-Taxa, vgl. Abschnitt 4.2.4) waren dies die Anwendung verschiedener Diatomeenindizes (Saprobie: SI von ROTT et al. 1997, Trophie: TI_{DIA} von ROTT et al. 1999, TDI von CORING et al. 1999, TI von SCHMEDTJE et al. 1998 nach der Einstufung von BUWAL 2002, Gesamtchemie: DI-CH von BUWAL 2002), die vergleichende Bewertung der historischen Proben mittels Hassediagrammtechnik, die Berechnung Kanonischer Korrespondenzanalysen und die Auswertung historischer Informationen zum Einzugsgebiet. Im Folgenden werden die Stärken und Schwächen der einzelnen Ansätze diskutiert.

5.6.1 Rekonstruktion anhand von Indikationsverfahren

Die in der vorliegenden Studie gewonnenen Ergebnisse haben gezeigt, dass bestehende Indikationsverfahren auf die Diatomeengesellschaften historischer Herbarbelege angewendet werden können. Bei der Interpretation der Indexwerte ist jedoch zu beachten, dass der tatsächliche Saprobie- bzw. Trophiezustand um eine Indexklasse höher bzw. niedriger liegen kann als die anhand des historischen Epiphytons ermittelte Wasserqualität (vgl. Abschnitt 4.3.4). Daher ist es sinnvoll, Vergleiche und Rekonstruktionen früherer Belastungszustände nur auf dem **Niveau von Indexklassen** durchzuführen, da sonst eine Genauigkeit impliziert wird, die mit den angewendeten Verfahren nicht erreicht werden kann. Auch ROTT et al. (1999) stellten beim Vergleich des TI_{DIA} mit chemischen Messwerten fest, dass in der Mehrzahl der Trophiebereiche bei der Bewertung eine Abweichung um eine Trophiehalbstufe eintreten kann. Während die Randbereiche des Trophiespektrums mit großer Wahrscheinlichkeit erfasst wurden, war eine Unterscheidung zwischen den verschiedenen Graden mäßiger Belastung weniger genau möglich (ROTT et al. 1999).

Zudem wurde beim Vergleich der Indexwerte von rezentem Epilithon und rezentem Epiphyton bzw. Epibryon deutlich, dass die Gesellschaften pflanzlicher Substrate dazu tendieren, etwas bessere Einstufungen bezüglich des Saprobie- bzw. Trophiezustands vorzunehmen als das Epilithon derselben Probestelle. Da die verwendeten Indizes anhand epilithischer Gesellschaften geeicht wurden, sollte diese **Tendenz zur Unterschätzung des Saprobie- bzw. Trophiezustands** bei der Auswertung des historischen Epiphytons ebenfalls berücksichtigt werden.

Die Berechnung von Diatomeenindizes kann nach der mikroskopischen Auswertung der historischen Proben schnell und computergestützt erfolgen. Sofern der untersuchte Fließgewässertyp im Eichdatensatz des jeweiligen Index enthalten ist, sind keine weiteren, aktuellen Untersuchungen notwendig, so dass anhand der historischen Proben eine **rasche Bewertung der früheren Wasserqualität** am Fundort des Herbarexemplars möglich wird. Allerdings müssen dazu zumindest die dominanten Taxa der historischen Proben auch von den für rezente Diatomeengesellschaften entwickelten Indizes bezüglich ihrer saprobiellen bzw. trophischen Präferenz eingestuft sein. Das war in der vorliegenden Untersuchung weitgehend der Fall. Eine mögliche Ursache für die abweichende Bewertung bei der Anwendung verschiedener Indizes liegt darin, dass die dominanten Taxa in den einzelnen Verfahren unterschiedliche Einstufungen bezüglich der Trophiewerte und der Gewichtungen aufweisen können. Als Beispiel sei hier der TI_{DIA} (ROTT et al. 1999) angeführt, der bei der Bewertung der historischen Proben aus der Ölschnitz ein von den übrigen Indizes abweichendes Verhalten zeigte (vgl. Abschnitt 4.3.7.1, 4.3.8.2 und 4.5.1.1). Einige der in der Ölschnitz dominanten Taxa, darunter *Achnanthes lanceolata* ssp. *lanceolata*, *Navicula lanceolata* und *Navicula gregaria* werden diesem Index stärker gewichtet als bei den übrigen Verfahren.

Da ein historischer Herbarbeleg einer einmaligen Probenahme entspricht, sind keine Aussagen zur Variabilität des historischen Epiphytons am Fundort möglich. Dadurch ist es schwierig zu erkennen, wenn die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften durch andere Systemeigenschaften als den Nährstoffgehalt gesteuert wird. Beeinflussen z. B. hohe Chlorid- bzw. Sulfatgehalte, Toxineinwirkungen oder Schwermetalle die Aufwuchszusammensetzung, kann es zu einer Überschätzung des Trophiegrads kommen (ROTT et al. 1999). Zudem läßt sich anhand von Einzelproben schlecht beurteilen, ob die analysierte Diatomeengesellschaft einen repräsentativen Querschnitt der Diatomeenflora der Probestelle darstellt. So weist bei den historischen Proben aus dem Seebach einzig die Probe aus dem Jahr 1817 auf eine geringe Belastung hin. Ursache für die niedrigen Indexwerte war das abundante Vorkommen des oligosaprobien bzw. oligotrophenten Taxons *Achnanthes minutissima* var. *scotica* (HOFMANN 1994). Da aus diesem Zeitraum keine weiteren historischen Herbarbelege vorliegen, bleibt unklar, ob es sich um eine aussagekräftige Probe oder einen „Ausreißer“ handelt.

Die älteren historischen Diatomeenproben wiesen erwartungsgemäß auf eine geringere Nährstoffbelastung der Fließgewässer in früherer Zeit hin (vgl. Abschnitt 4.5.2.1). Daher ist die Anwendung eines Trophieindex sinnvoll, der auch im Bereich geringer trophischer Belastung gut differenziert, wie das beim **Trophieindex TI_{DIA}** (ROTT et al. 1999) der Fall ist. Die zusätzliche Berechnung des **Saprobienindex SI** (ROTT et al. 1997) und des **Kieselalgenindex Schweiz**

DI-CH (BUWAL 2002), der die Probestelle anhand der Gesamtchemie bewertet, ermöglicht eine Abschätzung der Hauptbelastungsquellen.

5.6.2 Rekonstruktion anhand der Hassediagrammtechnik

Anhand von Hassediagrammen konnten die historischen Diatomeenproben unter gleichzeitiger Berücksichtigung der Einstufungen mehrerer Diatomeenindizes in eine Rangfolge gebracht werden, die graphisch dargestellt werden kann. Dabei sollte aufgrund der beobachteten Variabilität der angewendeten Diatomeenindizes ebenfalls auf dem **Niveau von Indexklassen** gearbeitet werden. Darüber hinaus wurde durch die Klassenbildung vermieden, dass unbedeutende Zahlenunterschiede der Indexwerte bei der Bildung der Rangfolge ins Gewicht fallen. Ein großer Vorteil der Hassediagrammtechnik liegt in ihrer **Objektivität**, da die Rangfolge der Probestellen allein durch den Vergleich der Indexklassen gemäß der „größer-gleich-Relation“ ermittelt wird, ohne dass Berechnungen angestellt werden. Welcher Qualitätszustand dabei als „gut“ bzw. „schlecht“ definiert wird, hängt von der Qualitätsspanne ab, die von den Indexklassen im Datensatz erfasst wird. Die Bezeichnungen „gute“ bzw. „schlechte Wasserqualität“ können demnach in Abhängigkeit des zugrunde liegenden Datensatzes unterschiedliche Belastungssituationen beschreiben. Darüber hinaus bleibt bei der Interpretation der Hassediagramme zu bedenken, dass Abweichungen von einer Indexklasse, wie sie in der vorliegenden Studie beobachtet wurden, bereits zu einer veränderten Anordnung der Objekte führen können.

Durch die Berechnung der linearen Extensionen wurde aus der partiellen Ordnung der Hassediagramme die wahrscheinlichste lineare Anordnung der Proben ermittelt. Dabei konnten die Randpositionen, also die Probestellen mit der schlechtesten bzw. besten Wasserqualität, meist mit hoher Wahrscheinlichkeit identifiziert werden und stimmten mit den minimalen bzw. maximalen Objekten des Hassediagramms überein. Im Bereich mittlerer Wasserqualität liegen die für die einzelnen Ränge berechneten Wahrscheinlichkeiten jedoch meist sehr nah beieinander und sind, wenn die mögliche Abweichung um eine Indexklasse bedacht wird, nicht mehr interpretierbar. Somit lieferte die Auswertung der linearen Extensionen in der vorliegenden Studie **wenig neue Informationen**. Die Differenzierung von Probestellen im Bereich mäßiger Belastung bleibt ebenso wie bei den Diatomeenindizes problematisch.

Für große Datensätze ist die Hassediagrammtechnik weniger geeignet, da die Komplexität der Hassediagramme mit steigender Objektzahl zunimmt und die linearen Extensionen aufgrund des computerintensiven Rechenvorgangs nicht mehr ermittelt werden können.

5.6.3 Rekonstruktion anhand von multivariater Statistik

Anhand von Ordinationsanalysen können die Taxazusammensetzung sowie die Abundanzen aller Taxa der Diatomeengesellschaften in direkten Bezug zu den gemessenen Umweltvariablen gebracht werden. Dabei werden aus den Diatomeengesellschaften neue Variablen erzeugt (JONGMAN et al. 1995).

Da ein umfassender aktueller Datensatz von Diatomeengesellschaften und Umweltvariablen benötigt wird, stellen Kanonische Korrespondenzanalysen einen **sehr aufwendigen Rekonstruktionsansatz** dar. Wie gut die historischen Proben nachträglich der Ordination zugeordnet werden, hängt entscheidend vom Umfang und der Vollständigkeit des aktuellen Datensatzes ab. Nur wenn dieser Probestellen enthält, deren Diatomeengesellschaften einen ähnlichen Taxabestand aufweisen wie die historischen Gesellschaften und die zugleich den gesamten Gradienten der Umweltbedingungen des untersuchten Fließgewässers abdecken, kann eine sichere Zuordnung erfolgen. Die Anordnung der historischen Proben im Ordinationsdiagramm basiert hierbei auf dem **direkten Vergleich der historischen mit den rezenten Diatomeengesellschaften**.

Die Kanonische Korrespondenzanalyse stellt damit den Rekonstruktionsansatz dar, bei dem der gesamte Informationsgehalt der historischen Probe, nämlich Taxazusammensetzung und Abundanz aller Taxa, in die Auswertung eingeht. Wenn ein aktueller Datensatz für die Fließgewässer, aus denen historisches Herbarmaterial analysiert werden soll, vorliegt bzw. erhoben werden kann, liefert dieses Verfahren die **aussagekräftigsten Ergebnisse**.

5.6.4 Rekonstruktion anhand von historischen Informationen zum Einzugsgebiet

Informationen zum historischen Geschehen im Einzugsgebiet des untersuchten Fließgewässers können wie in der vorliegenden Studie einen wertvollen Beitrag zur Interpretation der Diatomeendaten leisten. Allerdings ist die Recherche nach diesen Daten, sofern sie vorhanden und zugänglich sind, mit einem **hohen zeitlichen Aufwand** verbunden.

Historische Daten zur Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung liegen i. d. R. auf Landkreis- oder Gemeindeebene vor und integrieren über eine größere Zeitspanne, meist mehrere Jahrzehnte. In der Mehrzahl der Fälle handelt es sich dabei um Einwohnerzahlen oder Beschäftigtenstatistiken für bestimmte Wirtschaftszweige. Stärke, Dauer und Art der Belastung durch einzelne Betriebe lassen sich meist nicht mehr genau rekonstruieren. Angaben zur historischen Abwasserbelastung konnten daher nur indirekt z. B. aus der Einwohnerzahl über Einwohnergleichwerte ermittelt werden (SEHNER 2001). Demgegenüber sind Zeit- und Fundortangaben auf den historischen Herbarbelegen relativ punktgenau. Das zeitliche bzw. das räumliche Fenster der Indikation ist durch die Generationszeit der Diatomeen bzw. durch den Wuchsort des submersen Makrophyten vorgegeben. Diatomeengesellschaften können sich innerhalb von wenigen Wochen durch Änderungen der Taxazusammensetzung und der Abundanzen der Taxa auf veränderte Umweltbedingungen einstellen (HÜRLIMANN & SCHANZ 1993). Da die Fließgewässerumwelt einer hohen Variabilität unterliegt, spielen dabei vor allem diejenigen Veränderungen eine Rolle, die in der direkten Umgebung der Substratpflanze wirken.

Aufgrund des **unterschiedlichen Maßstabs der Daten** lassen sich die Ergebnisse aus der historischen Regionalanalyse des Einzugsgebiets und der Analyse der historischen Diatomeen-

gesellschaften in den meisten Fällen nicht zur Deckung bringen. Aus historischen Informationen abgeleitete Interpretationen müssen daher auf Vermutungen beschränkt bleiben.

5.7 Ausblick

Die vorliegende Studie hat gezeigt, dass das Epiphyton auf historischen Herbarbelegen submerger Wasserpflanzen ebenso wie rezentes Epiphyton dazu verwendet werden kann, die Wasserqualität in Fließgewässern abzuschätzen. Aufgrund der geringen Anzahl historischer Herbarbelege, die für die Diatomeenanalyse zur Verfügung stehen, können jedoch nur Ergebnisse gewonnen werden, die in ihrer Aussage räumlich und zeitlich begrenzt sind. Eine abgesicherte Rekonstruktion der Entwicklung eines Fließgewässers über einen größeren Zeitraum hinweg wäre grundsätzlich möglich, wenn ausreichend historisches Herbarmaterial zur Verfügung stände.

In Abhängigkeit der Fragestellung und des vertretbaren Untersuchungsaufwands sind verschiedene Herangehensweisen bei der Rekonstruktion der früheren Wasserqualität möglich. Die Berechnung von Diatomeenindizes liefert einen schnellen, aber relativ groben Überblick über den Saprobie- bzw. den Trophiezustand des Fließgewässers am Fundort des Herbarexemplars. Multivariate Verfahren stellen den Rekonstruktionsansatz dar, bei dem die gesamte in den historischen Proben enthaltene Information ausgenutzt wird. Durch den direkten Vergleich der historischen Diatomeengesellschaften mit dem rezenten Epiphyton und den zu diesem vorhandenen Umweltinformationen lassen sich ebenfalls die früheren Umweltbedingungen ableiten. Da diese Methode einen umfangreichen aktuellen Datensatz voraussetzt, ist sie mit einem hohen zeitlichen Aufwand verbunden. Sind aktuelle Daten bereits vorhanden, lässt sich jedoch auch hier rasch ein Rekonstruktionsergebnis erzielen.

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit angelegte Datenbank enthält eine umfassende Auflistung des historischen Herbarmaterials aus bayerischen Fließgewässern. Diese Informationsquelle kann ins Internet gestellt und damit öffentlich zugänglich gemacht werden. Dadurch wäre es Wissenschaftlern und Behörden möglich, für spezifische Fragestellungen nachzuschlagen, ob geeignete historische Proben vorhanden sind. Die gezielte Analyse dieser historischen Diatomeengesellschaften kann dazu herangezogen werden, um z. B. die Ergebnisse aktueller Fließgewässeruntersuchungen zu ergänzen oder den Referenzzustand von Fließgewässern zu formulieren.

6 Zusammenfassung

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war es, **historische Herbarbelege** für die ökologische Gewässerbewertung zugänglich zu machen und Ansätze zur **Rekonstruktion der früheren Nährstoffsituation von Fließgewässern** anhand des Epiphytons auf historischen Herbarbelegen submerser Wasserpflanzen zu entwickeln. Dabei lag der inhaltliche Schwerpunkt darauf, bestehende Diatomeenindizes zur Bewertung des Saprobie- bzw. Trophiezustands von Fließgewässern auf die historischen Diatomeengesellschaften zu übertragen. Dazu wurden die folgenden Indizes berechnet: der Saprobienindex SI (ROTT et al. 1997), die Trophieindizes TI_{DIA} (ROTT et al. 1999), TDI (CORING et al. 1999) und TI (SCHMEDITJE et al. 1998 nach der Einstufung von BUWAL 2002) sowie der Index DI-CH (BUWAL 2002), der eine Bewertung basierend auf der Gesamtchemie vornimmt.

Eine umfassende **Recherche nach historischen Herbarbelegen** konzentrierte sich auf 30 Sammlungen. Es wurde eine Datenbank mit 1742 Einträgen zu Herbarbelegen submerser Makrophyten aus bayerischen Fließgewässern angelegt. Davon wurden 136 Belege aus neun Fließgewässern für die Analyse der historischen Diatomeengesellschaften ausgewählt. Zur Gewinnung der Aufwuchsdiatomeen wurde von diesen Belegen ein ca. 1 cm² großes Pflanzenstück entnommen. Die Flüsse Amper und Maisach waren gut dokumentiert.

Um die für den Diatomeenaufwuchs von Hartsubstraten konzipierten Diatomeenindizes auf die historischen Gesellschaften pflanzlicher Substrate anwenden zu können, wurden **vergleichende Untersuchungen rezenter Gesellschaften** durchgeführt. In den Sommermonaten der Jahre 2000 und 2001 wurden aus 23 bayerischen Fließgewässern ein- bis dreimalig Diatomeenproben entnommen und begleitend dazu physikalische und chemische Messungen durchgeführt. An allen historischen Fundorten wurden auch aktuell Proben genommen. Es wurde ein Herbarium submerser Makrophyten angelegt und der Diatomeenaufwuchs nach sechsmonatiger Lagerung der Belege untersucht. Insgesamt wurden 457 Proben ausgewertet und die Gesellschaften des Epilithons, des Epiphytons und des Epibryons (i. e. das Epiphyton auf *Bryophyta*) analysiert.

Alle Diatomeenproben wurden nach Standardmethoden aufbereitet und unter dem Lichtmikroskop ausgewertet. In jeder Probe wurden mindestens 400 Schalenhälften bestimmt.

Zur Klassifikation aller ausgewerteten Proben wurde eine **TWINSpan-Analyse** durchgeführt, welche die Aufnahmen nach ihrer floristischen Ähnlichkeit gruppierte. Für die Gruppierung der Aufnahmen waren die Standorteigenschaften an der Probestelle bedeutender als die Habitat bzw. Substrat bedingten Unterschiede. Das Alter der Proben kam erst bei der Unterteilung der Proben innerhalb der Gruppe der silikatischen bzw. der karbonatischen Fließgewässer zum Tragen.

Die **Analyse der Diatomeengesellschaften** ergab bezüglich Taxazahl, Diversität und Evenness für das Epilithon die höchsten Werte. Zudem hatte das Epilithon einen größeren Anteil am Gesamtartenpool der Probestellen als Epiphyton bzw. Epibryon. Somit konnte die Eignung des Epilithons für die Berechnung von Diatomeenindizes bestätigt werden. Die Gesellschaften

pflanzlicher Substrate tendierten dazu, etwas bessere Einstufungen bezüglich des Saprobie- bzw. Trophiezustands vorzunehmen als das Epilithon derselben Probestelle.

Um frühe Sukzessionsstadien von der Indikation auszuschließen, wurde ein Kriterium zur **Indexsicherung** definiert. Indexwerte, die aus Gesellschaften mit einer Evenness kleiner als 0,25 hervorgingen, galten als nicht gesichert. Dies war bei 44 Epiphytonproben der Fall, die daher bei der statistischen Auswertung nicht berücksichtigt wurden.

Auf der Ebene von **Indexklassen** betrachtet, führten Epilithon und die Gesellschaften pflanzlicher Substrate für eine Probestelle meist zur gleichen Bewertung. Wurde eine beidseitige Abweichung um eine Indexklasse toleriert, betrug der Grad an Übereinstimmung für alle Indizes, mit Ausnahme des TDI, mehr als 90 %. Eine grobe Indikation der Zustandsstufen gering, mäßig und stark belastet war demnach, unabhängig vom Substrat, mit allen Indizes sicher möglich.

Ein **Einfluss des Herbarisierens** auf die Gesellschaftsstruktur konnte nicht festgestellt werden. Signifikante Unterschiede der Indexwerte traten bei den Indizes TDI und DI-CH zwischen Epiphyton und herbarisiertem Epiphyton auf, wirkten sich auf der Ebene von Indexklassen jedoch nicht auf die Indikation aus.

Die **Hassediagrammtechnik** wurde zur vergleichenden Bewertung der angewendeten Diatomeenindizes herangezogen. **Sensitivitätsanalysen** gaben Auskunft über deren Indikationsverhalten. Der SI konnte bei stärkerer organischer Belastung die Saprobie getrennt von der Trophie anzeigen. Der TDI tendierte dazu, Probestellen besser zu bewerten, als nach dem Gesamtphosphorgehalt zu erwarten war. Der TI nahm eine sehr geringe Wertespanne ein und differenzierte kaum zwischen den Probestellen. Das abweichende Indikationsverhalten des DI-CH war auf die Eichung des Index zurückzuführen, der im Gegensatz zu den auf den Gesamtphosphor geeichten Verfahren auf der Gesamtchemie der Probestelle basiert.

Eine **Hauptkomponentenanalyse** wurde durchgeführt, um die aktuellen Probestellen anhand ihrer physikalisch-chemischen Bedingungen zu charakterisieren. Die erste Achse wurde als Gradient der anorganischen Nährstoffbelastung bzw. Trophie interpretiert. Entlang der zweiten Achse erfolgte eine Auftrennung der Probestellen nach dem pH-Wert und der Temperatur. Die Probestellen an den Amper-Zuflüssen Maisach und Glonn wurden am oberen Ende, die Amper-Probestellen im mittleren bis unteren Bereich des Trophiegradienten angeordnet.

Zur Bewertung der Nährstoffbelastung an den aktuellen Probestellen anhand der **rezenten Epilithonproben** wurden die **Indizes SI, TI_{DIA} und DI-CH** ausgewählt. Bezüglich der organischen Belastung wurde die Mehrzahl aller Probestellen vom SI als mäßig belastet eingestuft. Die Maisach war stellenweise mäßig-stark belastet. Für die Amper zeigte der TI_{DIA} überwiegend eutrophe Verhältnisse an. Die Amper-Zuflüsse wurden im Unterlauf als eu- bis polytroph bewertet und wiesen eine höhere Trophie als die Amper auf.

Die **Rekonstruktion der früheren Wasserqualität** erfolgte zum einen anhand von Diatomeenindizes. Zum anderen kamen multivariate statistische Verfahren zum Einsatz, um Zusam-

mensetzung und Abundanzen der Taxa von rezentem und historischem Epiphyton direkt miteinander zu vergleichen und um daraus die früher wirkenden Umweltbedingungen abzuleiten.

Die **Hassediagrammtechnik** wurde hierbei eingesetzt, um die historischen Probestellen unter Einbeziehung aller Indizes anhand der ermittelten Indexklassen vergleichend zu bewerten. In Hassediagrammen wurde die partielle Ordnung der historischen Probestellen dargestellt. Das Verfahren der **linearen Extensionen** ordnete die historischen Proben nach abnehmender Wasserqualität in einer Reihe an. Diese Methode wurde für die Fließgewässer Ölschnitz, Regnitz, Seebach, Bayerische Schwarzach und Schwarzach angewendet.

Kanonische Korrespondenzanalysen wurden für die Epiphytonproben der Flüsse Amper und Maisach gerechnet. Dabei wurde der Zusammenhang der rezenten Epiphytongesellschaften mit den gemessenen Umweltvariablen analysiert und in einem Ordinationsdiagramm dargestellt. Die historischen Proben konnten entsprechend ihrer Ähnlichkeit zu den rezenten Gesellschaften nachträglich durch Projektion in die bereits bestehende Ordination eingefügt werden. Die Kanonische Korrespondenzanalyse der **Amper**-Proben ergab entlang der ersten Achse eine Auftrennung nach dem Gehalt anorganischer Nährstoffe, insbesondere dem Gesamtposphor. Die älteren historischen Proben (älter als 1944) sowie die rezenten Proben aus dem Amper-Oberlauf zeichneten sich durch eine geringere Nährstoffbelastung aus. Die Kanonische Korrespondenzanalyse der **Maisach**-Proben identifizierte den Nitratstickstoffgehalt als wichtigste Umweltvariable. Die historischen Proben sowie die rezenten Proben aus dem Oberlauf der Maisach wurden am unteren Ende des Nitratstickstoffgradienten angeordnet.

Eine **historische Regionalanalyse** befasste sich mit der Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung im Amper-Einzugsgebiet. Mitte des 19. Jahrhunderts war die Bevölkerungsdichte sehr gering und die Bevölkerung gleichmäßig über die gesamte Region verteilt. Von 1939 bis 1950 trat der größte Bevölkerungszuwachs auf, der mit einer Zunahme der Belastung durch häusliche Abwässer verbunden war. Belastungsschwerpunkte lagen am Ober- und Mittellauf der Amper. Papierfabriken in Dachau, Olching, Pasing und Deutenhofen stellten zu Beginn des 20. Jahrhunderts vermutlich die Hauptbelastungsquelle für gewerbliche Abwässer dar.

In der vorliegenden Arbeit wurde der Nachweis erbracht, dass die frühere Nährstoffsituation von Fließgewässern anhand des Diatomeenaufwuchses auf historischen Herbarbelegen rekonstruiert werden kann. Die Flüsse Amper und Maisach waren früher geringer mit anorganischen Nährstoffen belastet. Die Anwendbarkeit dieser Methode wird jedoch durch das begrenzte Vorhandensein von historischem Herbarmaterial eingeschränkt.

7 Summary

The objective of this study was to utilize **herbarium specimens** from the 17th to 20th centuries for water quality assessment. Epiphytic diatom communities on herbarium specimens of submerged macrophytes were analyzed to **reconstruct former nutrient conditions of running waters**. The main approach was to apply diatom indices that assess trophic and saprobic state of running waters to historic diatom communities. The following diatom indices were applied: the SI saprobic index (ROTT et al. 1997), the TI_{DIA} (ROTT et al. 1999), TDI (CORING et al. 1999), and TI (SCHMEDTJE et al. 1998 according to the classification of BUWAL 2002) trophic indices, as well as the DI-CH overall evaluating index (BUWAL 2002).

A widespread **search for historic herbarium specimens** was performed on 30 collections resulting in a database with 1742 herbarium specimens of submerged macrophytes from running waters in Bavaria, Germany, with provenance data. From this, 136 specimens were chosen to analyze the attached historic diatom communities, and samples of ca. 1 cm² of adult leaves or branches were taken from each specimen.

In order to apply recent diatom indices that were developed for rock substrata to historic epiphyton, a **comparative analysis of recent diatom communities** from different substrata was performed. In the summer of 2000 and 2001, diatom samples were taken from 23 rivers and streams in Bavaria, Germany. Physical and chemical parameters of the site were measured at the time of sampling. At each historic site, recent diatom samples were also taken. A herbarium of submerged macrophytes was created and the attached diatom communities were studied after a six-months waiting period. Altogether 457 samples were analyzed, comprising epilithic, epiphytic and epibryic (i. e. epiphyton of *Bryophyta*) communities.

All diatom samples were processed according to standard procedures and examined using a light microscope. A minimum of 400 valves were identified per sample.

TWINSPAN-analysis was used to classify the samples according to their floristic similarity. As a result, diatom samples from sites with similar local characteristics were grouped together. Communities were more similar between habitats within sites than between sites. The sample age became important when the calcareous and siliceous group sites were further separated.

The **community structure analysis** identified differences according to substrata. Species richness, diversity and evenness were significantly higher in epilithic than epiphytic and epibryic communities. Furthermore, the epilithon held, on average, a significantly larger proportion of the total diatom species pool at each site. These results confirmed the suitability of epilithic communities for the application of diatom indices. Epiphyton and epibryon tended towards better estimations of trophic and saprobic states than the epilithon at the same site.

In order to prevent early successional stages from influencing the index values, diatom samples with evenness values below 0.25 were not considered in this study. Therefore 44 epiphyton samples were excluded from statistical analysis.

At the level of **index classes**, diatom communities on different substrata from the same site generally led to the same evaluation. For over 90 % of the sites, the different communities indicated the same index class, or showed a deviation not exceeding one index class to a higher or a lower level. These results apply to all indices, except the TDI. Consequently, all indices distinguished reliably between minor, moderate and major impacted sites, irrespective of the substrata studied.

The **process of drying and pressing the macrophytes** did not affect community structure. Significant differences in index values of recent epiphyton and epiphyton from herbarium specimens were found for the TDI and DI-CH indices. At the level of index classes, these differences had no effect on the outcome of indication.

The **Hasse diagram technique** was applied to compare the results of the diatom indices. In order to assess the importance of a single index, **sensitivity analyses** were performed. At sites with higher organic pollution, the SI saprobic index was able to assess the saprobic state and was unaffected by the trophic state at that particular site. The TDI tended towards a better evaluation of the trophic state than the corresponding total phosphorus concentrations. TI index values were spread over too narrow a range and hence were not able to differentiate between sites. The DI-CH performed inconsistently because of its calibration based upon several chemical parameters.

For those sites where recent samples were taken, **principal components analysis** was carried out to characterize the sites on the basis of the measured physical and chemical parameters. The first axis described a gradient of inorganic nutrient load and trophic conditions. The second axis separated the sites according to acidity and temperature.

The **present nutrient load** at the sites was assessed by examining recent epilithic diatom communities and applying the **SI**, **TI_{DIA}** and **DI-CH** indices. According to the SI, most sites showed moderate organic pollution. The trophic state was predominantly characterized as either eutrophic or eutrophic to polytrophic.

In order to **reconstruct historic water quality** four different approaches were taken. First, diatom indices were applied to the historic diatom communities.

Secondly, the **Hasse diagram technique** was also applied to assess historic water quality by index class comparison of all diatom indices using the method of **linear extensions**. The historic samples were ranked according to descending water quality.

Third, multivariate analyses were carried out to directly compare taxonomic composition and abundance of recent and historic epiphyton to infer past environmental conditions. For epiphytic diatom samples, **canonical correspondence analyses** were carried out. The interrelation between recent epiphytic diatom communities and the measured environmental variables was analyzed and displayed in an ordination diagram. The historic samples were overlayed onto the existing ordination diagram according to their similarity to recent epiphyton. Canonical correspondence analysis of epiphyton samples from the **Amper River** resulted in a partition of

the samples along the first axis according to the inorganic nutrient load, in particular total phosphorus. Older, historic samples (taken from historic herbarium specimens older than 1944), as well as recent samples from the upper reaches of the Amper River, showed a considerably lower nutrient load. In the **Maisach River**, the first canonical axis corresponded with the nitrate content representing the most important environmental variable in this analysis. Historic and recent samples from the headwater region were found at the lower end of the nitrate gradient.

Fourthly, **documentation of the historical changes in settlement and industry** in the Amper River catchment area provided information about the relative amounts of domestic and industrial sewage. In the middle of the 19th century the population had a low density and was evenly distributed. The period of greatest population growth occurred between 1939 and 1950 resulting in increased domestic sewage. The upper and middle reaches of the Amper River showed the evidence of heaviest pollution. Paper mills along the river were likely the main sources.

This study provided evidence that the former nutrient load of running waters can be assessed by means of diatom communities on historic herbarium specimens. However, the application of this method is restrained by the existence and availability of appropriate herbarium specimens.

8 Literatur

- ALEFS, J. (1997):** Feinstratigraphie und Diatomeensukzession in den Profundalsedimenten des Ammersees und des Starnberger Sees (Oberbayern). Dissertation an der TU München, Hieronymus, München.
- ARZET, K. (1987):** Diatomeen als pH-Indikatoren in subrezentem Sedimenten von Weichwasserseen. Dissertation Abt. Limnol. Innsbruck 24.
- ARZET, K. & VAN DAM, H. (1984):** Assessment of changes in pH by the study of diatoms in cores and old samples. In: RICARD, M. (Hrsg.): Proceedings of the 8th International Diatom Symposium. Koeltz Scientific Books, Koenigstein, 748-749.
- BÄRLOCHER, F. (1999):** Biostatistik. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York.
- BATES, J. W. (1989):** Interception of nutrients in wet deposition by *Pseudoscleropodium purum*: an experimental study of uptake and retention of potassium and phosphorus. *Lindbergia* 15: 93-98.
- BLFW - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1995):** Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur. Erläuterungsbericht, Kartier- und Bewertungsanleitung, München.
- BLFW - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1999a):** Gewässergütekarte Bayern Saprobie. Stand Dezember 1998. Karten zur Wasserwirtschaft, München.
- BLFW - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1999b):** Gewässergütekarte Bayern Trophie. Stand Dezember 1998. Karten zur Wasserwirtschaft, München.
- BLFW - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2001):** Technische Gewässeraufsicht - Kommunale Kläranlagen: Grundstammdaten. München.
- BLFW - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2002):** Flüsse und Seen in Bayern. Gewässer-Qualität 2001, München.
- BEIER, T. (2002):** Diatomeengesellschaften auf *Zannichellia palustris* an Fließgewässerstandorten unterschiedlicher Trophie in Bayern. Diplomarbeit am Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Department für Ökologie, TU München, unveröffentlicht.
- BLINDOW, I. (1987):** The composition and density of epiphyton on several species of submerged macrophytes - the neutral substrate hypothesis tested. *Aquat Bot* 29, 157-168.
- BRAUN, J. (2001):** Analyse benthischer Diatomeengesellschaften unterschiedlicher Substrate zur Bewertung der Wasserqualität ausgewählter Fließgewässer in Bayern. Diplomarbeit am Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Department für Ökologie, TU München, unveröffentlicht.
- BRÜGGEMANN, R. & HALFON, E. (2000):** Introduction to the general principles of partial order ranking theory. In: SØRENSEN, P. B., CARLSEN, L., MOGENSEN, B. B., BRÜGGE-MANN, R., LUTHER, B., PUDENZ, S., SIMON, U., HALFON, E., BITTNER, T., VOIGT, K., WELZL, G. & REDISKE, F. (Hrsg.): Order theoretical tools in environmental sciences - proceedings of the 2nd workshop, October 21st, 1999 in Roskilde. National Environmental Research Institute, Roskilde, 7-43.

- BRÜGGEMANN, R. & STEINBERG, C. (2000):** Einsatz der Hassediagrammtechnik zur vergleichenden Bewertung von Analysendaten - am Beispiel von Umweltuntersuchungen in den Regionen Baden-Württembergs. In: ANALYTIKER TASCHENBUCH 21. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 3-33.
- BRÜGGEMANN, R., PUDENZ, S. & BÜCHERL, C. (2001):** WHASSE-version 1.03. 1992-2001 Get Synapsed GmbH.
- BURKHOLDER, J. M. & SHEATH, R. G. (1984):** The seasonal distribution, abundance and diversity of desmids (*Chlorophyta*) in a softwater, north temperate stream. *J Phycol* 20: 159-172.
- BUWAL - BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT (2002):** Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Kieselalgen Stufe F (flächendeckend). Entwurf Stand Januar 2002, Bern.
- CAMERON, N. G. (1995):** The representation of diatom communities by fossil assemblages in a small acid lake. *J Paleolimnol* 14: 185-223.
- CANTONATI, M. (1998):** Diatom communities of springs in the Southern Alps. *Diatom Res* 13(2): 201-220.
- CARRICK, H. J. & LOWE, R. L. (1989):** Benthic algal response to N and P enrichment along a pH gradient. *Hydrobiologia* 179:119-127.
- CATTANEO, A. & KALFF, J. (1978):** Seasonal changes in the epiphyte community of natural and artificial macrophytes in Lake Memphremagog (Que. & Vt.). *Hydrobiologia* 60(2): 135-144.
- CATTANEO, A. & KALFF, J. (1979):** Primary production of algae growing on natural and artificial aquatic plants: a study of interactions between epiphytes and their substrate. *Limnol Oceanogr* 24(6): 1031-1037.
- CATTANEO, A. & KALFF, J. (1980):** The relative contribution of aquatic macrophytes and their epiphytes to the production of macrophyte beds. *Limnol Oceanogr* 25: 280-289.
- CAZAUBON, A. (1996):** Algal epiphytes, a methodological problem in river monitoring. In: WHITTON, B. A. & ROTT, E. (Hrsg.): Use of algae for monitoring rivers II. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, 47-50.
- CAZAUBON, A., ROLLAND, T. & LOUDIKI, M. (1995):** Heterogeneity of periphyton in French Mediterranean Rivers. *Hydrobiologia* 300/301: 105-114.
- CEN - COMITÉ EUROPÉEN DE NORMALISATION (2003):** Wasserbeschaffenheit - Leitfaden zur Probenahme und Probenaufbereitung von benthischen Kieselalgen in Fließgewässern. Europäische Norm EN 13946, Brüssel.
- CHAMBERS, P. A., PREPAS, E. E., BOTHWELL, M. L. & HAMILTON, H. R. (1989):** Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *Can J Fish Aquat Sci* 46: 435-439.
- CHOLNOKY, B. (1968):** Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern. J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- COCQUYT, C. & DE WEVER, A. (2002):** Epiphytic diatom communities on herbarium material from Lake Naivasha and Lake Sonachi, Eastern Rift Valley, Kenya. *Belg J Bot* 135(1-2): 38-49.

- COMTE, K. & CAZAUBON, A. (2002):** Structural variations of epiphytic diatom communities on three macrophytes in a regulated river (Durance), in South-East of France. *Ann Limnol - Int J Lim* 38(4): 297-305.
- CORING, E., HAMM, A. & SCHNEIDER, S. (1999):** Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen. In: DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E. V. DVWK (Hrsg): *Mitteilungen* 6/1999, Bonn.
- COSTE, M., BOSCA, C. & DAUTA, A. (1991):** Use of algae for monitoring rivers in France. In: WHITTON, B. A. , ROTT, E. & FRIEDRICH, G. (Hrsg.): *Use of algae for monitoring rivers*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, 75-88.
- COX, E. J. (1988a):** Has the role of the substratum been underestimated for algal distribution patterns in freshwater ecosystems? *Biofouling* 1: 49-63.
- COX, E. J. (1988b):** Microdistributional patterns of freshwater diatoms in relation to their use as bioindicators. In: SIMOLA, H. (Hrsg.): *Proceedings of the 10th International Diatom Symposium*. Koeltz Scientific Books, Koenigstein.
- CURTIS, D. (1998):** General and environmental biometry: TWINSPAN. Department of Biological Sciences, University of Paisley, United Kingdom.
<http://www-biol.paisley.ac.uk/dcurtis/biom8/ppframe.htm> (letzter Besuch: 31.10.2000).
- DESCY, J.-P. & ECTOR, L. (1999):** Use of diatoms for monitoring rivers in Belgium and Luxemburg. In: PRYGIEL, J., WHITTON, B. A. & BUKOWSKA, J. (Hrsg.): *Use of algae for monitoring rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, 128-137.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1996-2004):** Klimadaten ausgewählter deutscher Stationen: 10962 Hohenpeissenberg, Monatswerte. http://www.dwd.de/de/FundE/Klima/KLIS/daten/online/nat/ausgabe_monatswerte.htm (letzter Besuch: 12.1.2004)
- DEV (2003):** Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung Band I-IV. Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker in Gemeinschaft mit dem Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Deutschen Institut für Normung e. V. (Hrsg.), VHC Verlag, Weinheim.
- DIXIT, S., SMOL, J., KINGSTON, J. & CHARLES, D. (1992):** Diatoms: powerful indicators of environmental change. *Environ Sci Technol* 26: 22-33.
- DODDS, W. K., SMITH, V. H. & LOHMAN, K. (2002):** Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Can J Fish Aquat Sci* 59: 865-874.
- DOUGLAS, M. S. V. & SMOL, J. P. (1995):** Periphytic diatom assemblages from high arctic ponds. *J Phycol* 31: 60-69.
- DRISCOLL, R. J. & WATERFORD, Z. L. (1994):** *Potamogeton acutifolius* and epiphytic diatoms at Buckenham. *Trans Norfolk Norwich Nat Soc* 30(1): 80-88.
- EG - EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN (2000):** Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, L 327/1, 22.12.2000.

- ELORANTA, P. (1999):** Applications of diatom indices in Finnish rivers. In: PRYGIEL, J., WHITTON, B. A. & BUKOWSKA, J. (Hrsg.): Use of algae for monitoring rivers III. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, 138-144.
- ELSTER, H.-J. (1962):** Seetypen, Fließgewässertypen und Saprobien-system. *Int Rev Hydrobiol* 47(2): 211-218.
- EMINSON, D. & MOSS, B. (1980):** The composition and ecology of periphyton communities in freshwaters. 1. The influence of host type and external environment on community composition. *Br Phycol J* 15: 429-446.
- FAIRCHILD, G. W. & LOWE, R. L. (1984):** Artificial substrates which release nutrients: effects on periphyton and invertebrate succession. *Hydrobiologia* 114: 29-37.
- FAIRCHILD, G. W., LOWE, R. L. & RICHARDSON, B. W. (1985):** Algal periphyton growth on nutrient-diffusing substrates: an in situ bioassay. *Ecology* 66(2): 465-472.
- FONTAINE, T. D. & NIGH, D. G. (1983):** Characteristics of epiphyte communities on natural and artificial submersed lotic plants: substrate effects. *Arch Hydrobiol* 96(3): 293-301.
- FRIEDRICH, G. (1990):** Eine Revision des Saprobien-systems. *Z Wasser-Abwasser-Forsch* 23: 141-152.
- FRITZ, S., JUGGINS, S., BATTARBEE, R. & ENGSTROM, D. (1991):** Reconstruction of past changes in salinity and climate using a diatom-based transfer function. *Nature, Letters to Nature* 352: 706-708.
- GLA - BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (Hrsg.) (1981a):** Geologische Karte von Bayern 1:500000. 3. Auflage, München.
- GLA - BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (Hrsg.) (1981b):** Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:500000. 3. Auflage, München.
- GLIME, J. M. & VITT, D. H. (1984):** The physiological adaptations of aquatic Musci. *Lindbergia* 10: 41-52.
- GOOS, C. (2003):** Einfluß des Periphytons auf das Lichtklima submerser Makrophyten. Dissertation an der TU München. Berichte aus der Biologie, Shaker Verlag, Aachen.
- GRIFFITH, M. B., HILL, B. H., HERLIHY, A. T. & KAUFMANN, P. R. (2002):** Multivariate analysis of periphyton assemblages in relation to environmental gradients in Colorado Rocky Mountain Streams. *J Phycol* 38: 83-95.
- GUZKOWSKA, M. A. J. & GASSE, F. (1990):** Diatoms as indicators of water quality in some English urban lakes. *Freshwater Biol* 23(2): 233-250.
- HALFON, E. & BRÜGGEMANN, R. (1998):** On ranking chemicals for environmental hazard. Comparison of methodologies. In: INSTITUT FÜR GEWÄSSERÖKOLOGIE UND BINNENFISCHEREI IM FORSCHUNGSVERBUND BERLIN E.V. (Hrsg.): Berichte des IGB, Heft 6, Sonderheft I - Proceedings of the workshop on order theoretical tools in environmental sciences, November 16th, 1998 in Berlin. Berlin, 11-48.
- HILL, M. O. (1979):** TWINSPAN - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Section of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York.

- HILL, W. R. & KNIGHT, A. W. (1988):** Nutrient and light limitation of algae in two Northern California streams. *J Phycol* 24: 125-132.
- HOFMANN, G. (1994):** Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica* 30, J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- HOFFMANN, G. (1999):** Trophiebewertung von Seen anhand von Aufwuchsdiatomeen. In: V. TÜMPLING, W. & FRIEDRICH, G. (Hrsg.): *Biologische Gewässeruntersuchung*. Gustav Fischer Verlag Jena, 319-333.
- HOLMGREN, P., HOLMGREN, N. (2003):** Index Herbariorum. Part 1: The herbaria of the world. 8th edition. The New York Botanical Garden, New York.
<http://www.nybg.org/bsci/ih/ih.html> (letzter Besuch: 12.1.2004).
- HUDON, C. & BOURGET, E. (1981):** Initial colonization of artificial substrate: community development and structure studied by scanning electron microscopy. *Can J Fish Aquat Sci* 38: 1371-1384.
- HÜRLIMANN, J. (1993):** Kieselalgen als Bioindikatoren aquatischer Ökosysteme zur Beurteilung von Umweltbelastungen und Umweltveränderungen. Inaugural-Dissertation, Universität Zürich.
- HÜRLIMANN, J. & SCHANZ, F. (1993):** The effects of artificial ammonium enhancement on riverine periphytic diatom communities. *Aquat Sci* 55(1): 40-64.
- HÜRLIMANN, J. & STRAUB, F. (1991):** Morphologische und ökologische Charakterisierung von Sippen um den *Fragilaria capucina*-Komplex sensu Lange-Bertalot 1980. *Diatom Res* 6(1): 21-47.
- HUSTEDT, F. (1939):** Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. *Arch Hydrobiol Suppl* 16: 274-394.
- HUSTEDT, F. (1953):** Die Systematik der Diatomeen in ihren Beziehungen zur Geologie und Ökologie nebst einer Revision des Halobiensystems. *Sv Bot Tidskr* 47: 509-519.
- JERZ, H. (1987):** Geologische Karte von Bayern 1:25000. Erläuterungen zum Blatt Nr. 8034 Starnberg Süd. Bayerisches Geologisches Landesamt (Hrsg.), München.
- JERZ, H. (1993):** Geologie von Bayern II. Das Eiszeitalter in Bayern. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- JONES, J. I., HARDWICK, K. & EATON, J. W. (1996):** Diurnal carbon restrictions on the photosynthesis of dense stands of *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John. *Hydrobiologia* 340: 11-16.
- JONGMAN, R. G. H., TER BRAAK, C. J. F. & VAN TONGEREN, O. F. R. (Hrsg.) (1995):** Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- JÜTTNER, I., ROTHFRITZ, H. & OMEROD, S. J. (1996):** Diatoms as indicators of river quality in the Nepalese Middle Hills with consideration of the effects of habitat-specific sampling. *Freshwater Biol* 36: 475-486.
- JÜTTNER, I., SHARMA, S., DAHAL, B. M., OMEROD, S. J., CHIMONIDES, P. J. & COX, E. J. (2003):** Diatoms as indicators of stream quality in the Kathmandu Valley and Middle Hills of Nepal and India. *Freshwater Biol* 48: 2063-2084.

- KELLY, M. G. (1998):** Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Res* 32(1): 236-242.
- KELLY, M. G. (2002):** Role of benthic diatoms in the implementation of the Urban Wastewater Treatment Directive in the River Wear, North-East England. *J Appl Phycol* 14: 9-18.
- KELLY, M. G. (2003):** Short term dynamics of diatoms in an upland stream and implications for monitoring eutrophication. *Environmental Pollution* 125: 117-122.
- KELLY, M. G. & WHITTON, B. A. (1995):** The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J Appl Phycol* 7:433-444.
- KELLY, M. G., PENNY, C. J. & WHITTON, B. A. (1995):** Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river water quality. *Hydrobiologia* 302:179-188.
- KELLY, M. G., WHITTON, B. A. & LEWIS, A. (1996):** Use of diatoms to monitor eutrophication in U. K. rivers. In: WHITTON, B. A. & ROTT, E. (Hrsg.): Use of algae for monitoring rivers II. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, 79-86.
- KELLY, M. G., CAZAUBON, A., CORING, E., DELL'UOMO, A., ECTOR, L., GOLDSMITH, B., GUASCH, H., HÜRLIMANN, J., JARLMANN, A., KAWECKA, B., KWANDRANS, J., LAUGASTE, R., LINSTRØM, E.-A., LEITEO, M., MARVAN, P., PADISÁK, J., PIPP, E., PRYGIEL, J., ROTT, E., SABATER, S., VAN DAM, H. & VIZINET, J. (1998):** Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *J Appl Phycol* 10: 215-224.
- KOHLER, A. (1975):** Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. *Beitr Naturk Forsch Südwestdtl* 34: 149-159.
- KOHLER, A. & ZELTNER, H.-G. (1974):** Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberpfälzer Waldes (Naab, Pfreimd und Schwarzach). *Hoppea, Denkschr Regensb Bot Ges* 33: 172-232.
- KOHLER, A., ZELLER, M. & ZELTNER, H.-G. (1987):** Veränderungen von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene) 1970-1985. *Ber Bayer Bot Ges* 58: 115-137.
- KOLKWITZ, R. & MARRSON, M. (1908):** Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber Dt Bot Ges* 26a: 505-519.
- KÖSTER, D. & HÜBENER, T. (2001):** Application of diatom indices in a planted ditch constructed for tertiary sewage treatment in Schwaan, Germany. *Int Rev Hydrobiol* 86 (2): 241-252.
- KRAMMER, K. (1992):** *Pinnularia*. Eine Monographie der europäischen Taxa. *Bibliotheca Diatomologica* 26, J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986):** *Bacillariophyceae* - 1. Teil: *Naviculaceae*. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heyning, H. & Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/1. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1988):** *Bacillariophyceae* - 2. Teil: *Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae*. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heyning, H. & Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa., Band 2/2. Gustav Fischer Verlag, Jena.

- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1991a):** *Bacillariophyceae* - 3. Teil: *Centrales*, *Fragilariaceae*, *Eunotiaceae*. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heyning, H. & Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1991b):** *Bacillariophyceae* - 4. Teil: *Achnanthes*, kritische Ergänzungen zu *Navicula (Linneolatae)* und *Gomphonema*. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heyning, H. & Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- KRAUSE, A. (1978):** Zur Kenntnis des Wasserpflanzenbesatzes der westdeutschen Mittelgebirgsflüsse Fulda, Ahr, Sieg und Saar. Decheniana 132: 15-28.
- LANGE-BERTALOT, H. (1978):** Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeignetes Kriterium der Gewässerbelastung. Arch Hydrobiol Suppl 51, Algological Studies 21: 393-427.
- LANGE-BERTALOT, H. (1979a):** Toleranzgrenzen und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker Abwasserbelastung. Arch Hydrobiol Suppl 56, Algological Studies 23: 184-219.
- LANGE-BERTALOT, H. (1979b):** Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. Nova Hedwigia Beih 64: 285-304.
- LANGE-BERTALOT, H. (1993):** 85 neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa Vol. 2/1-4. Bibliotheca Diatomologica 27 (inkl. Tafel-Band), J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- LANGE-BERTALOT, H. (1997):** A first ecological evaluation of the diatom flora in Central Europe. Species diversity, selective human interactions and the need of habitat protection. Lauterbornia 31: 117-123.
- LANGE-BERTALOT, H. & BONIK, K. (1976):** Massenentwicklung bisher seltener und unbekannter Diatomeen als Indikator starker Abwasserbelastung in Flüssen. Arch Hydrobiol Suppl 49, Algological Studies 16: 303-332.
- LANGE-BERTALOT, H. & KRAMMER, K. (1989):** *Achnanthes*. Eine Monographie der Gattung. Bibliotheca Diatomologica 18, J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- LANGE-BERTALOT, H. & METZELTIN, D. (1996):** Annotated Diatom Micrographs. Oligotrophie-Indikatoren. 800 Taxa repräsentativ für drei diverse Seen-Typen: Kalkreich - Oligodystroph - Schwach gepuffertes Weichwasser. Iconographia Diatomologica 2, Koeltz Scientific Books, Koenigstein.
- LANGE-BERTALOT, H. & MOSER, G. (1994):** *Brachysira*. Monographie einer Gattung. Bibliotheca Diatomologica 29, J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- LANGE-BERTALOT, H. & STEINDORF, A. (1996):** Rote Liste der limnischen Kieselalgen (*Bacillariophyceae*) Deutschlands. Schriften-Reihe für Vegetationskunde 28, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 633-677.
- LANGE-BERTALOT, H., KÜLBS, K., LAUSER, T., NÖRPEL-SCHEMPP, M. & WILLMANN, M. (1996):** Annotated Diatom Micrographs. Dokumentation und Revision der von Georg Krasske beschriebenen Diatomeen-Taxa. Iconographia Diatomologica 3, Koeltz Scientific Books, Koenigstein.

- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. (1998):** Numerical ecology. Developments in environmental modelling 20. 2nd English edition. Elsevier, Amsterdam.
- LOHMAIER, Z. (2003):** Beurteilung der Wasserqualität der Maisach anhand von rezenten und historischen Kieselalgenesellschaften. Diplomarbeit am Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Department für Ökologie, TU München, unveröffentlicht.
- LUND, J. W. G., KIPLING, C. & LE CREN, E. D. (1958):** The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11: 143-170.
- MANGELSDORF, J. & ZELINKA, K. (1973):** Zur Hydrochemie der Ammer (Oberbayern) und ihrer Zuflüsse. *Wasserwirtschaft* 63(8): 1-5.
- MEILINGER, P. & SCHNEIDER, S. (2001):** Ökologische Bewertung mit Makrophyten - Kartierungsmethoden für Fließgewässer. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL; Hrsg.): Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Eigenverlag der DGL, Tutzing, 174-178.
- MELZER, A. (1993):** Die Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. *Münchener Beitr Abwasser-Fischerei-Flußbiol* 47: 156-172.
- MEYER, E. I. (1995):** Eine Frage des Maßstabes: Welche Faktoren und Prozesse bestimmen die Struktur von Lebensgemeinschaften in Fließgewässern? *Gaia* 4(3): 137-145.
- MICHELS-ESTRADA, A. (2003):** Ökologie und Verbreitung von Kieselalgen in Fließgewässern Costa Ricas als Grundlage für eine biologische Gewässergütebeurteilung in den Tropen. *Dissertationes Botanicae* 377, J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- MILLIE, D. F. & LOWE, R. L. (1983):** Studies on Lake Erie's littoral algae; host specificity and temporal periodicity of epiphytic diatoms. *Hydrobiologia* 99: 7-18.
- MOTULSKY, H. (1995):** Intuitive biostatistics. Oxford University Press, New York.
- MURPHY, J. & RILEY, J. P. (1962):** A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal Chim Acta* 27: 31-36.
- O'NEILL-MORIN, J. & KIMBALL, K. D. (1983):** Relationship of macrophyte-mediated changes in the water column to periphyton composition and abundance. *Freshwater Biol* 13: 403-414.
- OBERSTE BAUBEHÖRDE IM BAYERISCHEN STAATSMINISTERIUM DES INNEREN (Hrsg.) (1985):** Gewässergütekarte Bayern. Stand Dezember 1984, München.
- OEMKE, M. P. & BURTON, T. M. (1986):** Diatom colonization dynamics in a lotic system. *Hydrobiologia* 139: 153-166.
- OKSANEN, J. & MINCHIN, P. R. (1997):** Instability of ordination results under changes in input data order: explanations and remedies. *J Veg Sci* 8: 447-454.
- PAN, Y., STEVENSON, R. J., HILL, B. H. & HERLIHY, A. T. (2000):** Ecoregions and benthic diatom assemblages in Mid-Atlantic Highlands streams, USA. *J N Am Benthol Soc* 19(3): 518-540.
- PAN, Y., STEVENSON, R. J., HILL, B. H., HERLIHY, A. T. & COLLINS, G. B. (1996):** Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems: a regional assessment. *J N Am Benthol Soc* 15(4): 481-495.

- PASSY, S. I. (2001):** Spatial paradigms of lotic diatom distribution: a landscape ecology perspective. *J Phycol* 37: 370-378.
- PASSY, S. I., PAN, Y. & LOWE, R. L. (1999):** Ecology of the major periphytic diatom communities from the Mesta River, Bulgaria. *Int Rev Hydrobiol* 84(2): 129-174.
- PIP, E. & ROBINSON, G. G. C. (1984):** A comparison of algal periphyton composition on eleven species of submerged macrophytes. *Hydrobiological Bulletin* 18(2): 109-118.
- POTAPOVA, M. G. & CHARLES, D. F. (2002):** Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *J Biogeogr* 29: 167-187.
- PRINGLE, C. M. & BOWERS, J. A. (1984):** An in situ substratum fertilization technique: diatom colonisation on nutrient-enriched sand substrata. *Can J Fish Aquat Sci* 41: 1247-1251.
- PUTZ, R. (1992):** Aufwuchsdiatomeen im Rhein und in den Rheinauen bei Rastatt: Sukzession, Biomasse und Produktivität. Inaugural-Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg.
- REICHARDT, E. (1991):** Contributions to the diatom flora of the river Altmühl. Part 3: Water quality and diatoms. *Algological Studies* 62:102-107.
- REICHARDT, E. (1997):** Taxonomische Revision des Artkomplexes um *Gomphonema pumilum* (*Bacillariophyceae*). *Nova Hedwigia* 65: 99-129.
- REICHARDT, E. (1999):** Annotated Diatom Micrographs. Zur Revision der Gattung *Gomphonema*. Die Arten um *G. affine/insigne*, *G. angustatum/micropus*, *G. acuminatum* sowie gomphonemoide Diatomeen aus Oberoligozän in Böhmen. *Iconographia Diatomologica* 8, Koeltz Scientific Books, Koenigstein.
- REICHARDT, E. & LANGE-BERTALOT, H. (1991):** Taxonomische Revision des Artenkomplexes um *Gomphonema angustum* - *G. dichotomum* - *G. intricatum* - *G. vibrio* und ähnliche Taxa (*Bacillariophyceae*). *Nova Hedwigia* 53: 519-544.
- ROTHFRITZ, H., JÜTTNER, I., SUREN, A. M. & OMEROD, S. J. (1997):** Epiphytic and epilithic diatom communities along environmental gradients in the Nepalese Himalaya: implications for the assessment of biodiversity and water quality. *Arch Hydrobiol* 138(4): 465-482.
- ROTT, E., HOFMANN, G., PALL, K., PFISTER, P. & PIPP, E. (1997):** Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Hrsg. u. Verlag), Wasserwirtschaftskataster, Wien.
- ROTT, E., VAN DAM, H., PIPP, E., PALL, K., PFISTER, P., BINDER, N. & ORTLER, K. (1999):** Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Hrsg. u. Verlag), Wasserwirtschaftskataster, Wien.
- ROUND, F. (1991):** Diatoms in river water-monitoring studies. *J Appl Phycol* 3: 129-145.
- SABATER, S., GUASCH, H., PICÒN, A., ROMANÍ, A. M. & MUNOZ, I. (1996):** Using diatom communities to monitor water quality in a river after the implementation of a sanitation plan (River Ter, Spain). In: WHITTON, B. A. & ROTT, E. (Hrsg.): Use of algae for monitoring rivers II. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, 97-103.
- SACHS, L. (1999):** Angewandte Statistik. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

- SAYER, C. D. (2001):** Problems with the application of diatom-total phosphorus transfer functions: examples from a shallow English lake. *Freshwater Biol* 46: 743-757.
- SAYER, C. D., ROBERTS, N., SADLER, J., DAVID, C. & WADE, P. M. (1999):** Biodiversity changes in a shallow lake ecosystem: a multi-proxy palaeolimnological analysis. *J Biogeogr* 26 (1): 97-114.
- SCHAEFER, I. (1978):** Die Gliederung der Münchener Ebene. Eine geomorphologische Analyse. *Mitt Geogr Ges Mchn* 63: 37-67.
- SCHIEFELE, S. & KOHMANN, F. (1993):** Bioindikation der Trophie in Fließgewässern. Forschungsbericht Nr. 102 01 504 des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, München.
- SCHMEDITJE, U. & KOHMANN, F. (1988):** Bewertung von Fließgewässern - Aussagekraft und Grenzen biologischer und chemischer Indizes. *Wasser und Boden* 11: 610-615.
- SCHMEDITJE, U., BAUER, A., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., LEUKART, P., MELZER, A., MOLLENHAUER, D., SCHNEIDER, S. & TREMP, H. (1998):** Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg. u. Verlag): Informationsberichte Heft 4/99. München.
- SCHMEDITJE, U., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A. & MOLLENHAUER, D. (2001):** Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos: Durchführung einer Literaturstudie und Erarbeitung eines Untersuchungsprogramms für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UBD ABFALL ATV-DVWK (Hrsg.): ATV-DVWK-Arbeitsbericht, GFA-Verlag, Hennef.
- SCHNEIDER, S. (2000):** Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation an der TU München. Berichte aus der Biologie, Shaker Verlag, Aachen.
- 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. *Dissertationes Botanicae* 238, J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- SCHWOERBEL, J. (1999):** Einführung in die Limnologie. 8. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- SEELE, J. (2000):** Ökologische Bewertung voralpiner Kleinseen an Hand von Diatomeen, Makrophyten und der Nutzung ihrer Einzugsgebiete. Dissertation an der TU München. <http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/> (letzter Besuch: 12.1.2004).
- SEHNER, J. (2001):** Abschätzung der historischen Gewässerbelastung anhand der Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung, untersucht am Beispiel der Amper. Diplomarbeit am Geographischen Institut, TU München, unveröffentlicht.
- SHAMSUDIN, L. & SLEIGH, M. A. (1995):** Seasonal changes in composition and biomass of epiphytic algae on the macrophyte *Ranunculus penicillatus* in a chalk stream, with estimates of production, and observations on the epiphytes of *Cladophora glomerata*. *Hydrobiologia* 306: 85-95.

- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1949):** The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana.
- SLÁDEČEK, V. (1986):** Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydroch Hydrobiol* 14: 555-566.
- SLATER, Z. L. (1991):** Epiphytic diatoms in Broadland drainage dykes: a spatial and temporal study. B. Sc. Thesis, University of East Anglia, United Kingdom, unveröffentlicht.
- SMITH, E. P., GENTER, R. B. & CAIRNS, J. J. (1986):** Confidence intervals for the similarity between algal communities. *Hydrobiologia* 139: 237-245.
- SOININEN, J. (2003):** Heterogeneity of benthic diatom communities in different spatial scales and current velocities in a turbid river. *Arch Hydrobiol* 156(4): 551-564.
- SOININEN, J. & NIEMELÄ, P. (2002):** Inferring the phosphorus levels of rivers from benthic diatoms using weighted averaging. *Arch Hydrobiol* 154(1): 1-18.
- SOLÓRZANO, L. (1969):** Determination of ammonia in natural waters by the phenol-hypochlorite method. *Limnol Oceanogr* 14: 799-801.
- SØRENSEN, P. B., LERCHE, D. B., CARLSEN, L. & BRÜGGEMANN, R. (2001):** Statistically approach for estimating the total set of linear orders. A possible way for analysing larger partial order sets. In: PUDENZ, S., BRÜGGEMANN, R. & LÜHR, H.-P. (Hrsg.): Order theoretical tools in environmental science and decision systems. Proceedings of the 3rd workshop, November 6th-7th, 2001 in Berlin, Germany, Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin, Germany, Heft 14, Sonderheft IV: 87-98.
- STEINBERG, C. & PUTZ, R. (1991):** Epilithic diatoms as bioindicators of stream acidification. *Verh Int Ver Limnol* 24: 1877-1880.
- STEINBERG, C. & SCHIEFELE, S. (1988a):** Biological indication of trophy and pollution of running waters. *Z Wasser-Abwasser-Forsch* 21: 227-234.
- STEINBERG, C. & SCHIEFELE, S. (1988b):** Bausteine zu einem Trophiesystem für Fließgewässer. *Bau Intern* 7: 130-131.
- STELZER, R. S. & LAMBERTI, G. A. (2001):** Effects of N:P ratio and total nutrient concentration on stream periphyton community structure, biomass, and elemental composition. *Limnol Oceanogr* 46(2): 356-367.
- STEVENSON, A. C., BIRKS, H. J. B., FLOWER, R. J. & BATTARBEE, R. W. (1989):** Diatom-based pH reconstruction of lake acidification using canonical correspondence analysis. *Ambio* 18(4): 228-233.
- STEVENSON, R. J. (1996):** The stimulation and drag of current. In: STEVENSON, R. J., BOTHWELL, M. L. & LOWE, R. L. (Hrsg.): Algal ecology. Freshwater benthic ecosystems. Academic Press, San Diego, 321-340.
- STEVENSON, R. J. (1997):** Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *J N Am Benthol Soc* 161: 248-262.
- STEVENSON, R. J. & HASHIM, S. (1989):** Variation in diatom community structure among habitats in sandy streams. *J Phycol* 25: 678-686.

- STEVENSON, R. J., BOTHWELL, M. L. & LOWE, R. L. (Hrsg.) (1996):** Algal ecology. Freshwater benthic ecosystems. Academic Press Inc., San Diego, London.
- STEVENSON, R. J., PETERSON, C. G., KIRSCHTEL, D. B., KING, C. C. & TUCHMAN, N. C. (1991):** Density-dependent growth, ecological strategies, and effects of nutrients and shading on benthic diatom succession in streams. *J Phycol* 27: 59-69.
- STLMU - BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.) (1987):** Gewässergütekarte Bayern. Stand Dezember 1986, München.
- STLMU - BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.) (1990):** Gewässergütekarte Bayern. Stand Dezember 1989, München.
- STLMU - BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.) (1993):** Gewässergütekarte Bayern. Stand Dezember 1993, München.
- STLMU - BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.) (1996):** Flüsse und Seen in Bayern. Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1995. *Wasserwirtschaft in Bayern* 29, München.
- STOERMER, E. F. & SMOL, J. P. (Hrsg.) (1999):** The diatoms: applications for the environmental and earth sciences. Cambridge University Press, Cambridge.
- TER BRAAK, C. J. F. (1987):** The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 67: 69-77.
- TER BRAAK, C. J. F. (1994):** Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Ecoscience* 1(2): 127-140.
- TER BRAAK, C. J. F. & PRENTICE, I. C. (1988):** A theory of gradient analysis. *Adv Ecol Res* 18: 271-317.
- TER BRAAK, C. J. F. & ŠMILAUER, P. (1998):** CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, USA.
- 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.
- TER BRAAK, C. J. F. & VERDONSCHOT, P. F. M. (1995):** Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquat Sci* 57(3): 255-289.
- TROLL, C. (1937):** Die jungeszeitlichen Ablagerungen des Loisach-Vorlandes in Oberbayern. *Geologische Rundschau, Zeitschrift für allgemeine Geologie* 28: 599-611.
- ÜBERLA, K. (1977):** Faktorenanalyse: Einführung für Psychologen, Mediziner, Wirtschafts- und Sozialwissenschaftler. 2. Auflage, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- VAN DAM, H. (1979):** Diatoms and water quality in lowland streams in the province of Northern Brabant (The Netherlands). *Hydrobiological Bulletin* 13:13-21.
- VAN DAM, H. & BELJAARS, K. (1984):** Nachweis von Versauerung in West-Europäischen kalkarmen stehenden Gewässern durch Vergleich von alten und rezenten Kieselalgenproben. In: WIETING, J., LENHART, B., STEINBERG, C., HAMM, A. & SCHOEN, R. (Hrsg.): Gewässer-versauerung in der Bundesrepublik Deutschland - Ergebnisse und Wertung eines Status-seminars des Umweltbundesamtes in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Landesamt für

- Wasserwirtschaft vom 23. und 24. Februar 1984 in München. Materialien Umweltbundesamt 1/84, Berlin, 184-188.
- VAN DAM, H. & MERTENS, A. (1993):** Diatoms on herbarium macrophytes as indicators for water quality. *Hydrobiologia* 269/270: 437-445.
- VAN DAM, H. & MERTENS, A. (1995):** Long-term changes of diatoms and chemistry in headwater streams polluted by atmospheric deposition of sulphur and nitrogen compounds. *Freshwater Biol* 34: 579-600.
- VAN DAM, H., SUURMOND, G. & TER BRAAK, C. J. F. (1981):** Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. *Hydrobiologia* 83: 425-459.
- VAN DE VIJVER, B. & BEYENS, L. (1999):** Freshwater diatoms from Ile de la Possession (Crozet Archipelago, sub-Antarctica): an ecological assessment. *Polar Biol* 22 : 178-188.
- VAN DER WERFF, M. (1955):** A new method of concentrating and cleaning diatoms and other organisms. *Proc Int Assoc Theor Appl Limnol* 13: 276-277.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. (1980):** The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37: 130-137.
- VILBASTE, S. (2001):** Benthic diatom communities in Estonian rivers. *Boreal Env Res* 6: 191-203.
- VOIGT, R. (1997):** Paläolimnologische und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an Sedimenten von Fuschensee und Chiemsee (Salzburg und Bayern). *Dissertationes Botanicae* 270, J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- WAGENITZ, G. (2003):** Wörterbuch der Botanik. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, Berlin.
- WECKSTRÖM, J. & KORHOLA, A. (2001):** Patterns in the distribution, composition and diversity of diatom assemblages in relation to ecoclimatic factors in Arctic Lapland. *J Biogeogr* 28: 31-45.
- WENDKER, S. (1990):** Untersuchungen zur Diatomeenflora des Schlei-Ästuars (Ostsee). *Bibliotheca Diatomologica* 20, J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- WETZEL, R. G. (1983):** *Limnology*. 2nd Edition. Saunders College Publishing, Philadelphia, New York.
- WHITMORE, T. J. (1989):** Florida diatom assemblages as indicators of trophic state and pH. *Limnol Oceanogr* 34: 882-895.
- WIEGLEB, G. (1988):** Analysis of flora and vegetation in rivers: concepts and applications. In: SYMOENS, J. (Hrsg.): *Vegetation of inland waters*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 311-340.
- WIEGLEB, G. (1991):** Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehung zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. *Tuexenia* 11: 135-147.
- WILDI, O. (1986):** Analyse vegetationskundlicher Daten. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH Zürich, Heft 90, Zürich.

- WILLER, A. (1923):** Der Aufwuchs der Unterwasserpflanzen. Verh. Int. Ver. Limnol. 1: 37-57.
- WINTER, J. G. & DUTHIE, H. C. (2000):** Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. J N Am Benthol Soc 19(1): 32-49.
- WIUM-ANDERSEN, S. (1987):** Allelopathy among aquatic plants. Arch Hydrobiol Beih Ergeb Limnol 27: 167-172.
- WÖRLEIN, F. (1992):** Pflanzen für Garten, Stadt und Landschaft. Taschenkatalog, Wörlein Baumschulen, Dießen.
- WUNSAM, S. & SCHMID, R. (1995):** A diatom-phosphorus transfer function for alpine and pre-alpine lakes. Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia 53: 85-99.
- WWA MÜNCHEN - WASSERWIRTSCHAFTSAMT MÜNCHEN (Hrsg.) (1995):** Gewässerökologie der Amper. Unveröffentlichter Abschlussbericht des Sonderuntersuchungsprogramms 12.2, München.
- ZANDER, B., WOHLFAHRT, U. & WIEGLEB, G. (1992):** Typisierung und Bewertung der Fließgewässervegetation in der Bundesrepublik Deutschland. Bd. 1, Teile 1-3. Oldenburg.
- ZELINKA, M. & MARVAN, P. (1961):** Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch Hydrobiol 57(3): 389-407.
- ZIEMANN, H. (1971):** Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. Limnologica 8: 505-525.

Verzeichnisse

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1.1: Historischer Herbarbeleg von <i>Potamogeton natans</i> L. und die dazugehörige Schede aus dem Herbarium des Staatlichen Museums für Naturkunde Karlsruhe (KR).....	3
Abbildung 2.1: Übersicht der Fundorte der ausgewerteten historischen Herbarbelege.	6
Abbildung 2.2: Aktuelle Probestellen im Teileinzugsgebiet Isar.....	10
Abbildung 3.1: Objektträgerpräparate aus der Diatomeensammlung von Franz Josef Weinzierl in der Botanischen Staatssammlung München (M)	15
Abbildung 3.2: Das Herbarium der Botanischen Staatssammlung München (M).....	16
Abbildung 3.3: Herbarexemplar von <i>Potamogeton perfoliatus</i> L. und <i>Myriophyllum spicatum</i> L. mit makroskopisch sichtbarer Kalkkruste und Aufwuchs.....	21
Abbildung 3.4: Beispiel eines Hassediagramms mit sieben Objekten.....	49
Abbildung 3.5: Beispiel eines Hassediagramms und der zugehörigen linearen Extensionen.....	51
Abbildung 4.1: Aufteilung des in der Datenbank erfassten historischen Herbarmaterials auf unterschiedliche Fließgewässer (links) und unterschiedliche Substrate (rechts)	54
Abbildung 4.2: Aufteilung der historischen Herbarbelege submerser Makrophyten auf die einzelnen Gattungen	54
Abbildung 4.3: Aufteilung des historischen Herbarmaterials nach dem Alter	55
Abbildung 4.4: Vergleich der floristischen Parameter der rezenten Proben von Epilithon (EL), Epiphyton (EP) und Epibryon (EB)	57
Abbildung 4.5: Vergleich des Anteils des Taxabestands am Gesamtartenpool einer Probestelle in den rezenten Proben von Epilithon (EL), Epiphyton (EP) und Epibryon (EB).....	58
Abbildung 4.6: Vergleich der floristischen Parameter der rezenten mit den herbarisierten Proben des Epiphytons bzw. des Epibryons.....	59
Abbildung 4.7: Vergleich der floristischen Parameter der rezenten Proben mit den gealterten Proben des Epiphytons bzw. des Epibryons.....	60
Abbildung 4.8: Vergleich des Anteils der Rote-Liste-Taxa an der Gesamttaxazahl sowie der Abundanz der Rote-Liste-Taxa in den historischen Proben und den rezenten Epiphytonproben	61
Abbildung 4.9: Similaritätsindex (SIMI) der Vergleichspaare der historischen Proben und der rezenten Epiphytonproben.....	62
Abbildung 4.10: Übersicht der Aufteilungsschritte der TWINSPAN-Analyse	64
Abbildung 4.11: Dendrogramm der TWINSPAN-Analyse mit den Eigenwerten der Aufteilungsschritte und den Differentialarten der TWINSPAN-Gruppen	66
Abbildung 4.12: Histogramme der Indexklassen für die Gesellschaften Epilithon, Epiphyton und Epibryon (1).....	76

Abbildung 4.13: Histogramme der Indexklassen für die Gesellschaften Epilithon, Epiphyton und Epibryon (2).....	77
Abbildung 4.14: Paarweiser Vergleich der Indexwerte für die Gesellschaften Epilithon (EL) und Epiphyton (EP) bzw. Epilithon (EL) und Epibryon (EB).....	79
Abbildung 4.15: Streudiagramme der Indexwerte des Epilithons und der Gesellschaften pflanzlicher Substrate.....	80
Abbildung 4.16: Regression der Differenzen der Indexwerte der Gesellschaften EL-EP bzw. EL-EB und der Epilithon-Indexwerte.....	81
Abbildung 4.17: Vergleich der Indexklassen für die Gesellschaften des Epilithons (EL) und des Epiphytons (EP) bzw. des Epilithons (EL) und des Epibryons (EB).....	83
Abbildung 4.18: Vergleich der Indexklassen für die Gesellschaften des Epiphytons (EP) und des herbarisierten Epiphytons (EPH).....	85
Abbildung 4.19: Streudiagramme der Indexwerte des Epilithons und der Gesellschaften pflanzlicher Substrate (1).....	87
Abbildung 4.20: Streudiagramme der Indexwerte des Epilithons und der Gesellschaften pflanzlicher Substrate (2).....	88
Abbildung 4.21: Vergleich der Indexklassen des Epilithons mit den aus den gemessenen Gesamtphosphorwerten (TP) abgeleiteten Klassen.....	92
Abbildung 4.22: Vergleich der Indexklassen des Epiphytons mit den aus den gemessenen Gesamtphosphorwerten (TP) abgeleiteten Klassen.....	92
Abbildung 4.23: Vergleich der Indexklassen des Epibryons mit den aus den gemessenen Gesamtphosphorwerten (TP) abgeleiteten Klassen.....	93
Abbildung 4.24: Streudiagramm der PCA der aktuellen Probestellen auf der Basis der standardisierten Umweltvariablen.....	103
Abbildung 4.25: Entwicklung der Wasserqualität der Ölschnitz bei Bad Berneck.....	111
Abbildung 4.26: Hassediagramm der Indexklassen der historischen Proben aus der Ölschnitz.....	112
Abbildung 4.27: Lineare Anordnung der historischen Proben aus der Ölschnitz.....	112
Abbildung 4.28: Entwicklung der Wasserqualität der Regnitz bei Bamberg.....	114
Abbildung 4.29: Hassediagramm der Indexklassen der historischen Proben aus der Regnitz bei Bamberg.....	115
Abbildung 4.30: Lineare Anordnung der historischen Proben aus der Regnitz bei Bamberg.....	115
Abbildung 4.31: Entwicklung der Wasserqualität des Seebachs zwischen Dechsendorf u. Erlangen.....	116
Abbildung 4.32: Hassediagramm der Indexklassen der historischen Proben aus dem Seebach zwischen Dechsendorf und Erlangen.....	117
Abbildung 4.33: Lineare Anordnung der historischen Proben aus dem Seebach zwischen Dechsendorf und Erlangen.....	118
Abbildung 4.34: Entwicklung der Wasserqualität der Schwarzach und der Bayer. Schwarzach.....	120

Abbildung 4.35: Hassediagramm der Indexklassen der historischen und der rezenten Proben aus den Flüssen Schwarzach und Bayer. Schwarzach.....	122
Abbildung 4.36: Lineare Anordnung der Proben aus der Schwarzach u. der Bayer. Schwarzach (1).	122
Abbildung 4.37: Lineare Anordnung der Proben aus der Schwarzach u. der Bayer. Schwarzach (2)	123
Abbildung 4.38: Ordination der rezenten Aufnahmen des Teildatensatzes Amper durch die CCA mit den historischen Aufnahmen als passiven Proben.....	126
Abbildung 4.39: Ordination der rezenten Aufnahmen des Teildatensatzes Maisach durch die CCA mit den historischen Aufnahmen als passiven Proben.....	130
Abbildung 4.40: Bevölkerungsentwicklung Bayerns und des Amper-Einzugsgebiets seit 1840	133
Abbildung 4.41: Einwohnerdichten in den Gemeinden des Amper-Einzugsgebiet 1900 und 1999 im Vergleich	134
Abbildung 4.42: Anteil der Beschäftigten nach Wirtschaftsbereichen im Jahr 1871, unterteilt nach Bezirksämtern.....	136

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1: Langjährige Abflussmittel der Amper und ihrer Zuflüsse.....	8
Tabelle 3.1: Übersicht der Herbarien und Sammlungen, aus denen Herbarbelege in der Datenbank erfasst wurden.....	16
Tabelle 3.2: Übersicht der Makrophytentaxa, von denen Herbarbelege in die Datenbank aufgenommen wurden.....	18
Tabelle 3.3: Übersicht der untersuchten Fließgewässer und der analysierten Substrate	22
Tabelle 3.4: Schätzstufen der Fließgeschwindigkeit.....	29
Tabelle 3.5: Schätzklassen der Beschattung.....	29
Tabelle 3.6: Symbole und Kennzeichnungen der Gefährdungskategorien der Roten Liste Deutschlands...31	
Tabelle 3.7: Ähnlichkeitsstufen des SIMI.....	32
Tabelle 3.8: Einstufung des SI und mögliche Analogie zu den Gewässergüteklassen nach ROTT et al. (1997).....	34
Tabelle 3.9: Zusammenhang zwischen TI_{DIA} , Trophiestufen und TP-Konzentrationen nach ROTT et al. (1999).....	35
Tabelle 3.10: Mögliche Klassifikationsschemata zur Bestimmung der Trophieklasse gemäß dem TDI nach CORING et al. (1999)	36
Tabelle 3.11: Zusammenhang zwischen TI und Trophiestufe (BUWAL 2002)	37
Tabelle 3.12: Kriterien zur Bewertung der Probestelle aufgrund chemischer Parameter (BUWAL 2002)...38	
Tabelle 3.13: Kriterien für die Zusammenfassung der chemischen Bewertung und des DI-CH in vier Zustandsklassen (BUWAL 2002).....	39
Tabelle 3.14: Einteilung der Abundanzen in Abundanzklassen.....	43

Tabelle 3.15: Beispiel einer W-Matrix	50
Tabelle 3.16: Verteilung der Elemente auf die Ränge der zugehörigen linearen Extensionen.....	51
Tabelle 4.1: Übersicht der ausgewerteten Proben unterteilt nach dem untersuchten Substrat.....	56
Tabelle 4.2: Signifikante Unterschiede der physikalischen und chemischen Parameter sowie der berechneten Indexwerte für die Teilungsschritte des TWINSPAN-Dendrogramms	68
Tabelle 4.3: Übersicht der Proben mit nicht gesicherten Indexwerten.....	75
Tabelle 4.4: Paarweiser Vergleich der historischen Proben unterschiedlicher Substratpflanzen derselben Probestelle.....	89
Tabelle 4.5: Paarweiser Vergleich von Epiphytonproben unterschiedlicher Substratpflanzen derselben Probestelle.....	90
Tabelle 4.6: Zusammenfassende Übersicht der Bewertung der Indizes, bezogen auf die Indikationseigenschaften bei den rezenten Epiphytonproben	100
Tabelle 4.7: Kenngrößen der PCA der aktuellen Probestellen auf der Basis der standardisierten Umweltvariablen und die Hauptkomponenten-Ladungen der Umweltvariablen auf den ersten vier PCA-Achsen.....	102
Tabelle 4.8: Einteilung der Indexwerte von SI, TI _{DIA} und DI-CH in Indexklassen	104
Tabelle 4.9: Indexwerte von SI, TI _{DIA} und DI-CH (Kieselalgen- und Chemiebewertung) für die Epilithonproben an den aktuellen Probestellen.....	105
Tabelle 4.10: Übersicht der Einteilung und der verbalen Bezeichnung der Indexklassen für die angewendeten Indizes.....	109
Tabelle 4.11: Verteilung der historischen und der rezenten Proben aus der Schwarzach und der Bayer. Schwarzach auf Ober-, Mittel- und Unterlauf.....	119
Tabelle 4.12: Kenngrößen der CCA des Teildatensatzes Amper und die bivariaten Korrelationen nach PEARSON zwischen den Koordinaten der Aufnahmen auf den Achsen eins bis vier mit den Umweltvariablen	125
Tabelle 4.13: Kenngrößen der CCA des Teildatensatzes Maisach und die bivariaten Korrelationen nach PEARSON zwischen den Koordinaten der Aufnahmen auf den Achsen eins bis vier mit den Umweltvariablen	129
Tabelle 4.14: Ausgewählte Wirtschaftszweige des verarbeitenden Gewerbes im Amper-Einzugsgebiet im Jahr 1970	136
Tabelle 4.15: Überblick über die Trophie des Ammersees und die saprobielle Belastung der Amper und ihrer wichtigsten Zuflüsse seit 1973.....	138
Tabelle 4.16: Überblick über die Trophie der Amper und ihrer wichtigsten Zuflüsse seit 1998.....	139
Tabelle 5.1: Vergleich der Eigenwerte und der kumulativen prozentualen Varianzen der Vegetationsdaten aus der Korrespondenzanalyse (CA) und der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) der rezenten Epiphytonproben aus den Flüssen Amper bzw. Maisach	162

Glossar der Fachausdrücke und Abkürzungen

- α Signifikanzniveau
- AK Arbeitskreis
- Antikette..... *eine Gruppe nicht miteinander vergleichbarer Objekte in der Hassediagrammtechnik*
- Attribut..... *Attribute sind quantitative, messbare Daten. Die Summe der Attribute stellt die Informationsbasis der Bewertung bei der Hassediagrammtechnik dar.*
- ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- AV Alterungsversuch
- BLfW Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München
- Boxplot..... *graphische Darstellung der wichtigsten Maßzahlen einer Stichprobe (Median, Quartilsgrenzen)*
- BUWAL Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern
- CA..... Korrespondenzanalyse (correspondence analysis), *indirekte Gradientenanalyse, in der ein theoretischer Gradient konstruiert wird, welcher das der Gesellschaftszusammensetzung zu Grunde liegende Hauptmuster der Variabilität beschreibt. Es wird ein unimodaler Zusammenhang zwischen abhängiger Variable (Taxon) und erklärender Variable vorausgesetzt.*
- CCA Kanonische Korrespondenzanalyse (canonical correspondence analysis), *direkte Gradientenanalyse, in der ermittelt wird, welcher Anteil der Variabilität innerhalb des Datensatzes durch einen bestimmten Satz von Umweltvariablen erklärt wird. Es wird ein unimodaler Zusammenhang zwischen abhängiger Variable (Taxon) und erklärender Variable (Umwelt) vorausgesetzt.*
- CEN..... Comité Européen de Normalisation (Europäisches Komitee für Normung)
- Cl⁻ Chlorid
- Code..... Abkürzung des Herbariums bzw. der Sammlung im Index Herbariorum (HOLMGREN & HOLMGREN 2003)
- D Diatomeenprobenahme
- DEV Deutsche Einheitsverfahren
- DI-CH..... Kieselalgenindex Schweiz (BUWAL 2002)
- DOC..... gelöster organischer Kohlenstoff
- DVWK..... Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
- E..... Evenness, *Maß für die Gleichverteilung der Abundanzen*
- EB Epibryon, *Periphyton auf Bryophyta (Wassermoosen)*
- EBa Epibryon aus dem Alterungsversuch, gealtertes Epibryon
- EBah..... herbarisiertes Epibryon aus dem Alterungsversuch
- EBh..... herbarisiertes Epibryon
- ED Epidendron, *Periphyton auf Holz*
- EL Epilithon, *Periphyton auf Hartsubstrat (Fels, Steine, Blöcke)*

- EP Epiphyton, *Periphyton auf Spermatophyta (Gefäßpflanzen)*
- EPa..... Epiphyton aus dem Alterungsversuch, gealtertes Epiphyton
- EPah herbarisiertes Epiphyton aus dem Alterungsversuch
- EPh herbarisiertes Epiphyton
- EU..... Europäische Union
- GLA..... Geologisches Landesamt, München
- H historische Herbarbelege
- HD Hassediagramm, *graphische Darstellung nach Hasse, in der die Objekte in Ebenen angeordnet und deren Vergleichbarkeiten dargestellt werden*
- HDT Hassediagrammtechnik, *ein Verfahren aus der Ordnungstheorie, das eine vergleichende Bewertung von Objekten vornimmt. Zu bewertende Objekte werden durch eine Reihe von Attributen charakterisiert. Für einen Vergleich von Objekten untereinander ist die Vielfalt von charakterisierenden Attributen eher hinderlich, da jedes Attribut für sich eine eigene Reihung induziert. Diese Reihungen weisen im allgemeinen Widersprüche auf, d. h. gemessen am Attribut x ist die Reihenfolge der Objekte eine andere als gemessen unter Attribut y . Anstelle der strikten Ordnung tritt eine partielle Ordnung. Anhand der Hassediagrammtechnik kann zu einer vorgegebenen Datenmatrix die partielle Ordnung durch Hassediagramme visualisiert und der Einfluß einzelner Attribute auf die Reihung der Objekte untersucht werden.*
- Herbarbeleg *Papierbogen mit Herbarexemplar und Herbartikett*
- Herbarium..... *Sammlung getrockneter und gepresster Pflanzen für wissenschaftliche Zwecke*
- H_S..... Diversität, *Maß für die Vielfalt einer Biozönose*
- Kette *eine Gruppe miteinander vergleichbarer Objekte in der Hassediagrammtechnik, die im Hassediagramm in eine Reihe gebracht werden können*
- Kl..... Indexklasse (in den Abbildungen verwendete Numerierung)
- LAWA Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
- LF..... Leitfähigkeit
- Lineare Extension..... *überführt die partielle Ordnung eines Hassediagramms in eine totale, lineare Ordnung, wobei die Ordnungsrelationen des Hassediagramms erhalten bleiben. Aus der linearen Anordnung der Objekte kann für jedes Objekt die Wahrscheinlichkeit berechnet werden, mit der es einen bestimmten Rang einnimmt.*
- Monte Carlo
- Permutationstest *überprüft die statistische Signifikanz der CCA-Ordination, indem wiederholt der gesamte Umweltdatensatz zufällig mit dem Artdatensatz verknüpft wird*
- MHQ mittlerer Abfluss bei Hochwasser
- MNQ mittlerer Abfluss bei Niedrigwasser
- MQ..... mittlerer Abfluss
- n..... Fallzahl
- N Abundanz bzw. relative Häufigkeit

- nicht-parametrisch..... *verteilungsunabhängig*
- NH₄-N..... Ammoniumstickstoff
- NO₂-N..... Nitritstickstoff
- NO₃-N..... Nitratstickstoff
- Objekt..... *Objekte werden in der Hassediagrammtechnik durch mehrere Attribute charakterisiert. Die Rangfolge der Objekte wird graphisch im Hassediagramm dargestellt.*
- Ordination *Abbildung einer viel dimensionalen Ähnlichkeitsstruktur in möglichst wenigen Dimensionen*
- O₂% Sauerstoffsättigung
- p; p-Wert Irrtumswahrscheinlichkeit
- parametrisch *Normalverteilung der Grundgesamtheit vorausgesetzt*
- PCA *Hauptkomponentenanalyse (principal components analysis), indirekte Gradientenanalyse, in der ein theoretischer Gradient konstruiert wird, der entlang der maximalen Varianz innerhalb des Datensatzes ausgerichtet ist. Es wird ein linearer Zusammenhang zwischen abhängiger Variable und erklärender Variable vorausgesetzt.*
- pH pH-Wert
- REM Rasterelektronenmikroskop
- Schede *Herbaretikett*
- Sensitivitätsanalyse..... *analysiert, welche Bedeutung die Attribute für die Bewertung bzw. für die Anordnung der Objekte im Hassediagramm besitzen*
- SI Saprobienindex (ROTT et al. 1997)
- SIMI..... Similaritätsindex nach STANDER, *Maß für die Ähnlichkeit zweier Gesellschaften*
- Specimen..... *Herbarexemplar, definiert als Aufsammlung (oder ein Teil davon) von einem Taxon, die an einem Ort zu einem Zeitpunkt gemacht wurde*
- SRP gelöster reaktiver Phosphor (soluble reactive phosphorus)
- St. Probestelle
- TDI Trophischer Diatomeenindex (CORING et al. 1999)
- TDI-1 Trophischer Diatomeenindex, Einteilung der Indexklassen nach dem Klassifikationsschema von BEHRENDT & OPITZ (1996; zit. in CORING et al. 1999)
- TDI-2 Trophischer Diatomeenindex, Einteilung der Indexklassen nach dem Klassifikationsschema von LAWA-AK „Stehende Gewässer“ (1998; zit. in CORING et al. 1999)
- Temp Temperatur
- TI..... Trophieindex (SCHMEDITJE et al. 1998)
- TI_{DIA}..... Trophieindex (nur Kieselalgen) (ROTT et al. 1999)
- TP..... Gesamtphosphor

- TWINSpan.....Two-Way-Indicator-Species-Analysis, *hierarchisch divisives Klassifikationsverfahren, das Proben bzw. Probestellen mit ähnlichen Diatomeengesellschaften zu TWINSpan-Gruppen zusammenfasst*
- W; W-Matrix.....*Dissimilaritätsmatrix, welche bei der Sensitivitätsanalyse der Hassediagrammtechnik berechnet wird. Die problembezogene Informationsbasis kann modifiziert werden, indem bestimmte Attribute in der Hasseanalyse weggelassen werden. Entsprechend verschieden können auch die Hassediagramme aussehen. Die W-Matrix enthält eine numerische Angabe über die Unähnlichkeit zweier Hassediagramme, die aus Manipulationen der Informationsbasen hervorgegangen sind.*
- WC.....Wasserchemie
- W_{\max}maximaler Wert der W-Matrix
- W_{norm}normierter Wert der W-Matrix
- WWA.....Wasserwirtschaftsamt

Anhang

A Taxaliste

B Historische Proben

Historische Probestellen

Indexwerte und floristische Parameter

C Rezente Proben

Aktuelle Probestellen

Hydrophysikalische und hydrochemische Messwerte

Indexwerte und floristische Parameter

D Statistische Tests

E Korrelationen

F Hassediagrammtechnik

Sensitivitätsanalysen

Lineare Extensionen

G REM-Aufnahmen

Taxaliste: Teil 1

Taxon	Autor	historische Proben		rezente Proben		SI (Rott et al. 1997)		T _{INA} (Rott et al. 1999)		TTI (Coring et al. 1999)		TI (Schmedje et al. 1998)		DI-CH (BUWAL 2002)		Rote Liste Gefährdungskategorie
		x	x	S	G	T	G	T	G	T	G	T	G	T	G	
Achnanthes biasoletiana	GRUNOW	x	x	1,4	3	1,3	1	1,0	10	1,5	4	2	4			
Achnanthes bioretii	GERMAIN	x	x	1,2	4	1,8	0	1,4	5	1,4	3	1	2	V		
Achnanthes chlidanos	HOHN et HELLERMANN	x		1,4	5			1,4	5					3		
Achnanthes clevei	GRUNOW	x	x	1,6	3	2,1	0	3,0	5	1,9	4	3	1			
Achnanthes conspicua	A.MAYER	x	x	1,5	2	1,7	0	2,7	3	1,8	4	4	1			
Achnanthes daonensis	LANGE-BERTALOT	x	x	1,1	4			1,4	5	1,3	8				G	
Achnanthes dau	FOGED	x	x												G	
Achnanthes delicatula	(KUETZING) GRUNOW	x	x	2,6	3	2,9	3	2,7	3	2,9	4	4	1			
Achnanthes delicatula ssp. engelbrechii	(CHOLNOKY) LANGE-BERTALOT	x		2,0	3	2,9	3	2,7	3	2,5	3	4	1			
Achnanthes exigua	GRUNOW	x														
Achnanthes exilis	KUETZING	x	x	1,3	4	1,2	3	1,4	5	1,3	8			V		
Achnanthes flexella	(KUETZING) BRUN	x		1,0	5	0,3	3	1,4	5	1,0	16			3		
Achnanthes grana	HOHN et HELLERMANN	x	x													
Achnanthes grischuna	WUTHRICH	x						1,4	5	1,2	8	1	4			
Achnanthes helvetica	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	x	x	1,0	5	0,6	3	1,4	5	1,0	16					
Achnanthes hintzii	LANGE-BERTALOT et KRAMMER	x						1,4	5						R	
Achnanthes holsatica	HUSTEDT	x	x					1,4	5	1,7	8					
Achnanthes hungarica	(GRUNOW) GRUNOW	x	x	2,7	3	3,4	2	3,5	5	3,1	8					
Achnanthes kolbei	HUSTEDT	x	x			3,9	2	1,4	5							
Achnanthes kranzii	LANGE-BERTALOT	x	x					1,4	5	1,0	16				G	
Achnanthes laevis	OESTRUP	x	x	1,3	3	1,2	2	1,4	5	1,3	8	1,5	2			
Achnanthes laevis var. quadratarea	(OESTRUP) LANGE-BERTALOT	x	x	1,3	3	1,2	2	1,4	5	1,3	8	1,5	2	R		
Achnanthes lanceolata	(BREBISSE) GRUNOW	x	x	2,3	0	3,3	3	3,4	1			5	1			
Achnanthes lanceolata ssp. biporoma	(HOHN et HELLERMANN) LANGE-BERTALOT	x										4	1			
Achnanthes lanceolata ssp. dubia	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	x	x					3,4	1							
Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima	LANGE-BERTALOT	x	x	2,5	0	2,8	3	3,4	1	2,5	2	6,5	2			
Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima var. rostratiformis		x	x	2,5	0	3	2	3,4	1	2,5	2	6,5	2			
Achnanthes lanceolata ssp. lanceolata	(BREBISSE) GRUNOW	x	x	2,3	0	3,3	3	3,4	1	1,9	2	5	1			
Achnanthes lanceolata ssp. robusta	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	x														
Achnanthes lanceolata ssp. rostrata	(OESTRUP) LANGE-BERTALOT	x	x					3,4	1			5	1			
Achnanthes lapidosa	KRASSKE	x		1,0	5	0,7	3	1,4	5	1,1	16			V		
Achnanthes laterostrata	HUSTEDT	x	x	1,0	5	1,2	2	2,8	1	1,0	16			3		
Achnanthes lauenburgiana	HUSTEDT	x	x	1,9	4	1,8	3	3,0	3	2,0	8	4,5	1	V		
Achnanthes levanderi	HUSTEDT	x		1,0	5	0,6	3	1,4	5	1,0	16			3		
Achnanthes linearis	(W.SMITH) GRUNOW	x				1,8	1	1,4	5					3		
Achnanthes lutheri	HUSTEDT	x	x											R		
Achnanthes minuscula	HUSTEDT	x		1,9	4	2,3	2	1,4	5							
Achnanthes minutissima	KUETZING	x	x	1,7	1	1,2	1	1,6	1	1,7	4	3	0,5			
Achnanthes minutissima var. affinis	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	x	x	1,3	3	2,3	2	1,6	1			2	4			
Achnanthes minutissima var. gracillima	(MEISTER) LANGE-BERTALOT	x	x	1,0	5	0,6	3	1,6	1	1,0	16	1	4	3		
Achnanthes minutissima var. inconspicua	OESTRUP	x	x	1,7	1	1,2	1	1,6	1			1	2			
Achnanthes minutissima var. jackii	(RABENHORST) LANGE-BERTALOT	x	x			1,2	3	1,6	1			1	4			
Achnanthes minutissima var. saphrophila	KOBAYASI et MAYAMA	x	x	3,1	3	2,7	4	1,6	1			7,5	2			
Achnanthes minutissima var. scotica	(CARTER) LANGE-BERTALOT	x	x	1,0	5	1	2	1,6	1	1,0	16	1	4	3		
Achnanthes minutissima "Sippe mit schmalen Schalen"		x		1,7	1	1,2	1	1,6	1			3	0,5			
Achnanthes montana	KRASSKE	x		1,0	5	0,6	2	1,4	5					3		
Achnanthes nodosa	CLEVE	x		1,0	5	0,6	2	1,4	5					1		
Achnanthes oblongella	OESTRUP	x	x	1,0	5	1	2	1,4	5	1,0	16			V		
Achnanthes peragalli	BRUN et HERIBAUD	x	x	1,1	4	0,6	3	1,0	1	1,1	16			3		
Achnanthes petersenii	HUSTEDT	x	x	1,0	5	0,6	1	1,4	5	1,0	16	1	2	3		
Achnanthes ploenensis	HUSTEDT	x	x	1,9	4	2,6	3	2,8	1	2,5	8	4	1			
Achnanthes pusilla	(GRUNOW) DE TONI	x		1,0	5	0,6	3	1,4	5	1,0	16	1	2	3		
Achnanthes rechtensis	LECLERCQ	x	x	1,0	5	0,6	2	1,4	5	1,0	16			R		
Achnanthes rosenstockii	LANGE-BERTALOT	x						1,4	5	1,1	16			3		
Achnanthes rossii	HUSTEDT	x						1,4	5	1,0	16			2		
Achnanthes rupestroides	HOHN	x				1,2	3	1,4	5			7	2	1		
Achnanthes sp.		x						1,4	5							
Achnanthes subatomoides	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT et ARCHIBALD	x	x	1,1	4	2,1	2			1,4	8			V		
Achnanthes suchlandtii	HUSTEDT	x		1,0	5	0,6	2			1,0	16			R		
Achnanthes silvahercynica	LANGE-BERTALOT	x						1,4	5	1,0	16			R		
Achnanthes trinodis	(W.SMITH) GRUNOW	x		1,0	5	0,6	2			1,0	16	1	2	3		
Achnanthes ventralis	(KRASSKE) LANGE-BERTALOT	x	x					1,0	1	1,0	16			3		
Achnanthes zieglerei	LANGE-BERTALOT	x														
Amphipleura pellucida	(KUETZING) KUETZING	x		1,3	3	2,1	2					1	2			
Amphora aequalis	KRAMMER							3,2	3							
Amphora inariensis	KRAMMER	x	x	1,2	4	2,1	1	2,8	0,5			3	2	3		
Amphora libyca	EHRENBERG	x	x	1,6	2	3,5	5	3,2	5	2,3	4	4	1			
Amphora montana	KRASSKE	x	x	1,6	0	2,9	2	3,2	3							
Amphora ovalis	(KUETZING) KUETZING	x	x	1,5	2	3,3	2	3,2	3	2,4	8	2,5	1			
Amphora pediculus	(KUETZING) GRUNOW	x	x	2,1	2	2,8	2	2,8	0,5	2,3	4	5	1			
Amphora thumensis	(A.MAYER) CLEVE-EULER	x		1,1	4	1,4	3	3,2	3	1,1	16					
Amphora veneta	KUETZING	x		3,6	3	3,8	2	4,0	3	3,6	4					
Asterionella formosa	HASSALL	x	x	1,5	3	1,8	2	3,5	3			3,5	1			
Brachysira liliana	LANGE-BERTALOT	x						1,0	5	1,0	16					
Brachysira neoexilis	LANGE-BERTALOT	x	x	1,1	5	1,2	2	1,0	5	1,1	16					
Brachysira procerca	LANGE-BERTALOT et MOSER	x	x					1,0	5	1,0	16			3		
Brachysira vitrea	(GRUNOW) ROSS	x		1,0	5	0,7	2	1,0	5	1,0	16	1	2	3		
Caloneis amphibaena f. amphibaena	(BORY DE SAINT VINCENT) CLEVE	x	x	2,3	3	3,9	2	2,5	1					2		
Caloneis bacillum	(GRUNOW) CLEVE	x	x	2,0	4	2,5	1	2,0	1	2,1	4	3	2			
Caloneis molaris	(GRUNOW) KRAMMER	x												V		
Caloneis silicula	(EHRENBERG) CLEVE	x	x	1,2	4	2,5	0	2,0	1	1,3	8	1	2			
Cocconeis neodiminuta	KRAMMER	x	x					2,8	1					R		

Taxaliste: Teil 3

Taxon	Autor	historische Proben		rezente Proben		SI (Rott et al. 1997)		T _{INA} (Rott et al. 1999)		TDI (Coring et al. 1999)		TI (Schmedje et al. 1998)		DI-CH (BUWAL 2002)		Rote Liste Gefährdungskategorie
		x	x	S	G	T	G	T	G	T	G	T	G	T	G	
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	(OESTRUP) HUSTEDT	x	x	1,3	4	1,1	2	1,5	1	1,5	8	1,5	2			
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i>	(RABENHORST) RABENHORST	x	x	1,5	3	2,5	1	2,5	1	1,9	8	3	1			
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	x	x	1,6	3	1	2	1,5	1	1,8	4	2	2			
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	x	x	2,5	2	1,8	1	3,2	1	2,8	4	6	1			
<i>Fragilaria constricta</i>	EHRENBERG	x		1,0	5	0,6	3	1,6	1	1,0	16					3
<i>Fragilaria construens</i>	(EHRENBERG) GRUNOW	x	x	1,3	4	2,3	2	2,8	5	1,9	4	4	1			
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i>	(EHRENBERG) HUSTEDT	x	x			2,3	2	2,8	5			2,5	1			
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>subsalina</i>	(HUSTEDT) HUSTEDT	x	x													
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i>	(EHRENBERG) HUSTEDT	x	x			2,3	2	2,8	5			4	1			
<i>Fragilaria construens</i> Sippen		x						2,8	5							
<i>Fragilaria crotonensis</i>	KITTON	x	x	1,4	3							3,5	1			
<i>Fragilaria delicatissima</i>	(W.SMITH) LANGE-BERTALOT	x	x	1,0	5	1,4	2	1,6	1	1,1	16					V
<i>Fragilaria elliptica</i>	SCHUMANN	x	x					1,6	1							
<i>Fragilaria exigua</i>	GRUNOW	x		1,0	5	0,6	2	1,3	5	1,0	16					3
<i>Fragilaria famelica</i>	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	x		0,7	4			1,6	1							
<i>Fragilaria fasciculata</i>	(J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT	x	x	2,0	5	3,5	3	3,5	5	2,8	8					
<i>Fragilaria incognita</i>	REICHARDT	x	x	1,1	4	2,2	1	1,6	1	1,1	16	1	2			
<i>Fragilaria lapponica</i>	GRUNOW	x	x					2,8	5							3
<i>Fragilaria leptostauron</i>	(EHRENBERG) HUSTEDT	x	x			2	1	2,8	5							
<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>dubia</i>	(GRUNOW) HUSTEDT	x				2	1	2,8	5			1,5	2			
<i>Fragilaria nanana</i>	LANGE-BERTALOT	x	x	1,1	4	1,2	2	1,6	1							V
<i>Fragilaria neoproducta</i>	LANGE-BERTALOT		x													3
<i>Fragilaria nitzschioides</i>	GRUNOW		x													
<i>Fragilaria oldenburgiana</i>	HUSTEDT		x													
<i>Fragilaria parasitica</i>	(W.SMITH) GRUNOW	x	x	2,2	3	2,3	3	3,2	3	2,0	4	5	1			
<i>Fragilaria pinnata</i>	EHRENBERG	x	x	1,4	3	2,2	1	2,8	5	1,8	4	3	1			
<i>Fragilaria pseudoconstruens</i>	MARCINIAK		x													V
<i>Fragilaria pulchella</i>	(RALFS) LANGE-BERTALOT	x	x	2,8	4	3,5	2	3,2	3	3,1	8					
<i>Fragilaria robusta</i>	(FUSEY) MANGUN	x		1,0	5	1,2	0	1,6	1	1,2	8					
<i>Fragilaria tenera</i>	(W.SMITH) LANGE-BERTALOT	x	x	1,0	5	1	2	1,6	1	1,1	16	1,5	2			V
<i>Fragilaria ulna</i>	(NTZSCH) LANGE-BERTALOT	x	x	2,7	0	3,5	4	2,8	1	2,6	1	5	1			
<i>Fragilaria ulna</i> acus - Sippen	KRAMMER et LANGE-BERTALOT		x			1,8	2	2,8	1			6	1			
<i>Fragilaria ulna</i> angustissima - Sippen	KRAMMER et LANGE-BERTALOT	x	x			1,8	2	2,8	1			5	1			
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i>	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	x	x			1,8	2	2,8	1			6	1			
<i>Fragilaria virescens</i>	RALFS	x		1,2	4	1,4	1	1,3	5	1,1	16					V
<i>Frustulia rhomboidea</i>	(EHRENBERG) DE TONI	x		1,0	5	0,5	3	1,4	1	1,0	16					G
<i>Frustulia rhomboidea</i> var. <i>amphileuroides</i>	(GRUNOW) DE TONI		x	1,2	4	0,6	2	1,4	1							
<i>Frustulia rhomboidea</i> var. <i>viridula</i>	(BREBISSE) CLEVE	x		1,0	5	0,5	3	1,4	1	1,0	16					3
<i>Frustulia vulgaris</i>	(THWAITES) DE TONI	x	x	2,0	3	2	2			2,0	4	4	1			
<i>Gomphonema acuminatum</i>	EHRENBERG	x	x	1,5	2	2,5	2	2,2	1	1,7	4					
<i>Gomphonema angustum</i>	J.G.AGARDH		x	1,6	3			2,0	1	1,2	8	1	2			V
<i>Gomphonema augur</i>	EHRENBERG		x	2,1	3	3,1	1	2,8	5	2,5	4					
<i>Gomphonema auritum</i>	A.BRAUN	x	x	1,1	4	0,6	1	1,5	1	1,1	16					G
<i>Gomphonema bavaricum</i>	REICHARDT et LANGE-BERTALOT	x	x	1,1	5	0,6	2	2,0	1	1,0	16					3
<i>Gomphonema clavatum</i>	EHRENBERG	x	x	1,2	4			2,0	1							
<i>Gomphonema dichotomum</i>	KUETZING	x	x			1,3	2	2,0	1							V
<i>Gomphonema gracile</i>	EHRENBERG	x	x	1,2	4			1,5	1			1	2			
<i>Gomphonema grovei</i> var. <i>lingulatum</i>	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT		x					3,5	5							
<i>Gomphonema hebridense</i>	GREGORY	x	x	1,1	4	0,9	2	1,5	1	1,1	16					V
<i>Gomphonema helveticum</i>	BRUN	x						2,0	1	1,0	16					3
<i>Gomphonema lateripunctatum</i>	REICHARDT et LANGE-BERTALOT	x	x	1,0	5	0,7	2	2,0	1	1,1	16					V
<i>Gomphonema micropus</i>	KUETZING	x	x	1,9	4	2	0	2,0	1	2,3	8	3,5	1			
<i>Gomphonema minusculum</i>	KRASSKE	x	x					2,0	1							
<i>Gomphonema minutum</i>	(J.G.AGARDH) J.G.AGARDH	x	x	2,0	5	2,2	1	2,8	1	2,3	8	3	2			
<i>Gomphonema occultum</i>	REICHARDT et LANGE-BERTALOT	x	x	1,0	5	0,6	2	2,0	1	1,0	16	1	2			V
<i>Gomphonema occultum</i> "var. <i>bauchig</i> "		x		1,0	5	0,6	2	2,0	1	1,0	16	1	2			
<i>Gomphonema olivaceum</i>	(HORNEMANN) BREBISSE	x	x	2,1	4	2,9	1	3,1	0,5	2,4	4	3	1			
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>minutissimum</i>	HUSTEDT	x	x	1,5	3	1,2	2	3,1	0,5	1,2	8	3	1			
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceoides</i>	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT et REICHARDT	x	x	1,5	3	1,5	2	3,1	0,5	1,5	8	1	4			
<i>Gomphonema parvulum</i>	(KUETZING) KUETZING	x	x	2,6	0	3,6	2	4,0	1	2,9	1	8	2			
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>exilissimum</i>	GRUNOW	x	x	0,7	2	1,6	5	1,4	8	2,5	1					V
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulus</i>	LANGE-BERTALOT et REICHARDT	x	x			0,6	2	1,6	5	1,0	16					3
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>saprophilum</i>	LANGE-BERTALOT et REICHARDT	x	x					4,0	1			8	2			
<i>Gomphonema procerum</i>	REICHARDT et LANGE-BERTALOT	x		1,0	5	1,2	2	2,0	1	1,0	16					3
<i>Gomphonema pumilum</i>	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT et REICHARDT	x	x	1,6	3	1,1	1	2,0	1	1,6	4	2,5	2			
<i>Gomphonema</i> sp. 1		x	x					2,0	1							
<i>Gomphonema</i> sp. 2			x					2,0	1							
<i>Gomphonema tergestinum</i>	FRICKE	x	x	1,9	4	1,4	1	2,0	1	1,9	8	2,5	4			G
<i>Gomphonema truncatum</i>	EHRENBERG	x	x	1,5	2	1,9	1	2,0	1	2,0	2	4	1			
<i>Gomphonema vibrio</i>	EHRENBERG	x						2,0	1	1,0	16					3
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	(KUETZING) RABENHORST	x	x	1,9	3	3,7	3	2,8	5	2,1	4	4	1			V
<i>Gyrosigma attenuatum</i>	(KUETZING) RABENHORST	x	x			2,6	3	2,8	5			4	1			
<i>Gyrosigma nodiferum</i>	(GRUNOW) REIMER	x	x	2,0	4	2,7	2	2,8	5	2,4	8	4	1			
<i>Gyrosigma scalproides</i>	(RABENHORST) CLEVE	x	x			2,3	1	2,8	5							
<i>Hantzschia amphioxys</i>	(EHRENBERG) GRUNOW	x	x	1,8	1	3,6	3	4,0	1			5	1			
<i>Mastogloia smithii</i>	THWAITES		x													
<i>Melosira varians</i>	J.G.AGARDH	x	x	2,3	2	2,9	4	3,2	1	2,8	4	5	1			
<i>Meridion circulare</i>	(GREVILLE) J.G.AGARDH	x	x	1,9	3	2,5	2	2,0	1	2,2	4	3	2			
<i>Meridion circulare</i> var. <i>constrictum</i>	(RALFS) VAN HEURCK	x	x	1,2	4	1,2	2	1,3	5	1,4	8	3	2			
<i>Navicula accomoda</i>	HUSTEDT		x					4,0	10	3,6	4	8	4			
<i>Navicula agrestis</i>	HUSTEDT		x													
<i>Navicula angusta</i>	GRUNOW	x		1,0	5	0,6	2			1,0	16	1	2			3

Taxaliste: Teil 4

Taxon	Autor	historische Proben	rezente Proben	SI (Rott et al. 1997)		T _{h1a} (Rott et al. 1999)		TTI (Coring et al. 1999)		TT (Schmedje et al. 1998)		DI-CH (BUWAL 2002)		Rote Liste Gefährdungskategorie	
				S	G	T	G	T	G	T	G	T	G		
Navicula aquaeductae	LANGE-BERTALOT		x									3,5	1		
Navicula atomus	(KUETZING) GRUNOW	x	x	3,4	2	2,8	3	3,6	1	3,6	4	6	2		
Navicula atomus var. excelsa	(KRASSKE) LANGE-BERTALOT	x	x	3,4	2	2,8	3	3,6	1			6	2		
Navicula atomus var. permitis	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	x	x	3,4	2	3,1	4	3,6	1	3,4	4	6	2		
Navicula atomus var. recondita	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT		x											R	
Navicula bacillum	EHRENBERG	x	x	1,6	4	2,3	3	2,6	1	2,3	4			V	
Navicula bryophila	PETERSEN	x	x	1,1	4	1,3	2	2,6	1	1,4	8			V	
Navicula capitata	EHRENBERG	x	x	2,7	3	3,4	3	3,2	5	3,0	8	7	2		
Navicula capitata var. hungarica	(GRUNOW) ROSS		x			2,7	2	3,2	5			7	2		
Navicula capitatoradiata	GERMAIN	x	x	2,3	3	3,3	4	2,6	1	2,7	4	4	1		
Navicula cari	EHRENBERG	x	x	1,5	3	2,6	1	3,2	1			1,5	2		
Navicula cincta	(EHRENBERG) RALFS		x			2,6	2	2,6	1	3,0	4				
Navicula clementis	GRUNOW	x	x	1,7	4	2,5	2	2,6	1	1,9	8				
Navicula cocconeiformis	GREGORY	x	x	1,0	5	1,2	2	2,6	1	1,3	8			G	
Navicula cohnii	(HILSE) LANGE-BERTALOT		x			3,5	2	2,6	1					V	
Navicula constans	HUSTEDT		x			1,4	4	2,9	1	2,6	1			R	
Navicula contenta	GRUNOW	x	x	1,4	3	1,4	0	1,3	1						
Navicula cryptocephala	KUETZING	x	x	2,5	2	3,5	4	3,0	1	3,0	4	5	1		
Navicula cryptotenella	LANGE-BERTALOT	x	x	1,5	2	2,3	1	2,8	1	2,0	2	3,5	1		
Navicula cryptotenelloides	LANGE-BERTALOT		x					2,6	1						
Navicula cuspidata	(KUETZING) KUETZING	x	x	2,7	3	3,8	3	4,0	10	3,0	4	7	2		
Navicula dealpina	LANGE-BERTALOT		x					2,6	1	1,0	16			V	
Navicula decussis	OESTRUP	x	x	1,7	3	1,2	1	2,6	1	1,8	8	2,5	1		
Navicula densilineolata	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT		x					2,6	1	1,0	16			3	
Navicula difficilimoides	HUSTEDT		x											R	
Navicula digitulus	HUSTEDT		x					2,6	1	1,0	16			3	
Navicula edginensis	(GREGORY) RALFS		x			1,5	3	2,1	2	2,6	1	1,8	8		
Navicula exilis	KUETZING	x	x	1,1	4	2	1	1,5	3	1,3	8			G	
Navicula gallica var. perpusilla	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	x	x	1,2	4	1,2	1	1,3	1	1,2	8	1,5	2		
Navicula gastrum	(EHRENBERG) KUETZING		x			1,5	5	2,9	3	2,6	1	1,9	16	V	
Navicula goeppertiana	(BLEISCH) H.L.SMITH		x			3,3	2	3,6	5	3,2	3	7,5	2		
Navicula gregaria	DONKIN	x	x	2,5	2	3,5	4	3,3	1	2,9	4	6	2		
Navicula hintzii	LANGE-BERTALOT		x											R	
Navicula ignota var. acceptata	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	x	x					1,8	2	2,6	1	1,7	8	G	
Navicula ignota var. palustris	(HUSTEDT) LUND		x											3	
Navicula jaemefeltii	HUSTEDT		x			1,1	4	1,3	2	2,6	1	1,2	8	3	
Navicula joubaudii	GERMAIN		x			1,8	3	3,6	5	2,6	1				
Navicula kotschyi	GRUNOW		x												
Navicula kuelbsii	LANGE-BERTALOT		x											R	
Navicula lacunolaciniata	LANGE-BERTALOT et BONIK		x					3,9	3	2,6	1		6,5	2	
Navicula laevisima	KUETZING		x			1,1	4	1,1	2	2,6	1	1,2	8	V	
Navicula lanceolata	(J.G.GARDH) EHRENBERG	x	x	2,3	3	3,5	4	2,8	0,5	2,4	4	4,5	1		
Navicula lapidosa	KRASSKE		x											G	
Navicula leistikowii	LANGE-BERTALOT		x							2,6	1			G	
Navicula lenzii	HUSTEDT	x	x	1,1	4	1,2	2	3,0	1	1,4	8	4	1	3	
Navicula libonensis	SCHOEMAN		x					2,6	1	3,0	4				
Navicula lundii	REICHARDT		x												
Navicula menisculus	SCHUMANN	x	x	1,1	5	2,7	2	3,1	0,5			4	2	V	
Navicula menisculus var. grunowii	LANGE-BERTALOT	x	x	2,2	2	2,1	2	2,6	1	2,6	4	5,5	2		
Navicula menisculus var. upsaliensis	GRUNOW	x	x			2,9	2	2,6	1			4	2	R	
Navicula minima	GRUNOW	x	x	2,6	0	2,9	2	3,6	1	2,8	1	6,5	2		
Navicula minima "breit oval"		x	x	2,6	0	2,9	2	3,6	1	2,8	1	6,5	2		
Navicula minima "klein oval"		x	x	2,6	0	2,9	2	3,6	1	2,8	1	6,5	2		
Navicula minuscula	GRUNOW	x	x			1,1	0	1,3	1			4	1		
Navicula minuscula var. muralis	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	x	x	3,1	3	2,9	3	1,3	1	3,4	8	7,5	2		
Navicula modica	HUSTEDT		x												
Navicula molestiformis	HUSTEDT	x	x	3,1	2	2,9	2	4,0	10	3,5	4				
Navicula monoculata	HUSTEDT		x			2,2	4	2,9	2	2,6	1	2,5	8		
Navicula muraloides	HUSTEDT		x												
Navicula mutica	KUETZING	x	x	2,0	3	2,9	1	2,6	1	2,5	4	5	1		
Navicula mutica var. ventricosa	(KUETZING) CLEVE et GRUNOW		x			3,1	2	2,6	1						
Navicula naumannii	HUSTEDT		x					2,6	1	1,0	16				
Navicula oligotraphenta	LANGE-BERTALOT et HOFMANN	x	x					2,6	1	1,1	16			3	
Navicula paramutica	BOCK		x											R	
Navicula pelliculosa	(BREBISSON) HILSE		x												
Navicula phyllepta	KUETZING	x	x	2,3	3	2,9	3	2,6	1						
Navicula praeterita	HUSTEDT	x	x	1,0	5	0,9	2	2,6	1	1,1	16			3	
Navicula protracta	(GRUNOW) CLEVE	x	x	2,1	4	2,9	2	2,6	1	2,6	8				
Navicula pseudanglica	LANGE-BERTALOT		x					2,6	1	2,1	8				
Navicula pseudobryophila	(HUSTEDT) HUSTEDT		x			1,0	5	0,6	2	2,6	1	1,0	16	2	
Navicula pseudolanceolata	LANGE-BERTALOT		x			2,5	2	2,6	1					3	
Navicula pseudoscutiformis	HUSTEDT		x			1,0	5	1,4	2	2,6	1	1,2	8	3	
Navicula pseudotuscula	HUSTEDT		x			1,3	4	1,8	2	2,6	1	1,4	8	3	
Navicula pupula	KUETZING	x	x	2,4	2	3,7	5	2,6	1	2,9	4	5	1		
Navicula pupula var. aqueductae			x			1,2	2	2,6	1			5	1		
Navicula pupula var. mutata	(KRASSKE) HUSTEDT		x			1,2	2	2,6	1			5	1		
Navicula pusilla	W.SMITH		x												
Navicula pygmaea	KUETZING	x	x	2,6	3	3,7	5	2,6	1	3,0	8				
Navicula radiosa	KUETZING	x	x	1,3	4	0,6	3	2,6	1	1,6	4	4	1		
Navicula radiosafallax	LANGE-BERTALOT		x												
Navicula recens	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT		x			2,4	3	2,9	2	3,2	1	2,8	8	6,5	2
Navicula reichardtiana	LANGE-BERTALOT	x	x	2,1	4	2,3	1	2,8	1	2,5	8	4	1		

Taxaliste: Teil 6

Taxon	Autor	historische Proben		rezente Proben		SI (Rott et al. 1997)		T _{INA} (Rott et al. 1999)		TDI (Coring et al. 1999)		TI (Schmedje et al. 1998)		DI-CH (BUWAL 2002)		Rote Liste Gefährdungskategorie
		S	G	S	G	T	G	T	G	T	G	T	G	T	G	
Nitzschia perspicua	CHOLNOKY															
Nitzschia pura	HUSTEDT	x	x													
Nitzschia pusilla	GRUNOW	x	x	1,8	2	1,9	3	1,3	5	1,9	4	2	2			
Nitzschia radiculara	HUSTEDT	x	x	2,4	3	2,7	2	3,0	1			5,5	1			
Nitzschia recta	HANTZSCH	x	x					3,2	1	1,1	16					3
Nitzschia recta var. robusta	HUSTEDT	x	x	1,5	2	3	3	2,8	1	1,9	4	3,5	2			
Nitzschia semirobusta	LANGE-BERTALOT	x	x					3,2	1							
Nitzschia sigmoidea	(NITZSCH) W.SMITH	x	x	2,1	4	3,8	4	3,6	5	2,4	8	4	1			
Nitzschia sinuata	(THWAITES) GRUNOW	x	x					1,8	0	3,2	1					V
Nitzschia sinuata var. delognei	(GRUNOW) GRUNOW	x	x	1,8	2	2,3	2	3,2	1			4	1			V
Nitzschia sociabilis	HUSTEDT	x	x	2,1	4	2,8	1	3,0	3	2,5	8	4	1			
Nitzschia sp.								3,2	1							
Nitzschia subacicularis	HUSTEDT	x	x	2,0	3	2,9	0	4,0	10	2,2	8					R
Nitzschia sublinearis	HUSTEDT	x	x	1,6	2	2,7	4	3,2	1			3	1			
Nitzschia supralitoria	LANGE-BERTALOT	x	x	2,7	3	2,9	4	3,8	3	3,1	8	7	2			
Nitzschia tryblionella	HANTZSCH	x	x	2,4	4	3,8	4	4,0	8							
Nitzschia tubicola	GRUNOW	x	x	2,1	4	3,4	2	3,8	5							
Pinnularia appendiculata	(J.G.AGARDH) CLEVE	x	x	1,8	0	1,0	5									
Pinnularia brebissonii Morphotyp 3																
Pinnularia legumen	EHRENBERG	x	x			0,6	2	1,0	5							G
Pinnularia mesolepta	(EHRENBERG) W.SMITH	x	x													
Pinnularia microstauron var. brebissonii	(KUETZING) MAYER	x	x	2,1	2	2,1	0	1,0	5			2,5	1			V
Pinnularia rupestris	HANTZSCH	x	x	0,6	2	0,6	2	1,0	5							G
Pinnularia schoenfelderi	KRAMMER									1,0	16					G
Pinnularia silvatica	PETERSEN	x	x					1,0	10	1,0	16					V
Pinnularia sinistra	KRAMMER	x	x					1,0	5							
Pinnularia sp.								1,0	5							
Pinnularia subcapitata	GREGORY	x	x	1,0	5	0,9	2	1,0	10	1,0	16					
Pinnularia subgibba var. undulata	KRAMMER	x	x													
Pinnularia subrupestris	KRAMMER															G
Pinnularia sudetica	(HILSE) HILSE					1,3	2	1,0	5							
Pinnularia viridiformis	KRAMMER	x	x													G
Rhoicosphenia abbreviata	(J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT	x	x	2,1	4	2,9	2	3,5	5	2,4	8	4,5	1			
Rhopalodia gibba	(EHRENBERG) O.MUELLER	x	x	1,5	3	2,7	2	1,0	1							
Simonsenia delognei	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	x	x	2,2	4	2,9	2	3,0	1	2,6	8	5	1			
Stauroneis anceps	EHRENBERG	x	x	1,2	4	1,8	0	1,6	1			1	1			V
Stauroneis fonticola	HUSTEDT							1,6	1							
Stauroneis kriegerii	PATRICK	x	x	1,6	2	3,3	2	1,6	1	2,1	4					
Stauroneis phoenicentron	(NITZSCH) EHRENBERG	x	x	1,5	2	2,9	1	1,6	1	1,6	4					V
Stauroneis smithii	GRUNOW	x	x	1,5	2	3,3	2	1,6	1	1,9	8	2,5	1			
Stauroneis thermicola	(PETERSEN) LUND	x	x	1,4	3	1,8	0	1,6	1	1,5	4					
Suirella amphioxys	W.SMITH					2,9	2	2,8	1							
Suirella angusta	KUETZING	x	x	2,2	1	3,7	3	2,8	1	2,4	4	5	1			
Suirella brebissonii	KRAMMER et LANGE-BERTALOT	x	x	2,5	2	3,6	5	2,8	1	2,9	4	5	2			
Suirella brebissonii var. kuetzingii	KRAMMER et LANGE-BERTALOT	x	x	2,5	2	3,6	5	2,8	1	2,9	4	4,5	1			
Suirella linearis var. helvetica	(BRUN) MEISTER															
Suirella minuta	BREBISSON	x	x	2,4	3	3,8	3	3,5	1			5	1			
Suirella ovalis	BREBISSON	x	x	2,9	4	2,2	0	2,8	1			1,5	2			
Suirella subsalsa	W.SMITH															
Suirella tenera	GREGORY					2	0	2,8	1							V
Tabellaria fenestrata	(LYNGBYE) KUETZING	x	x			1,4	3	1,0	5							V
Tabellaria flocculosa	(ROTH) KUETZING	x	x	1,1	4	0,8	2	1,0	5	1,3	8	3	1			

Historische Probestellen, Indexwerte und floristische Parameter der historischen Proben: Teil 1

ID-Nummer	Probestelle	Taxon	Fundort	Monat	Jahr	SI (Rott et al. 1997)	TI _{DA} (Rott et al. 1999)	TDI (Coring et al. 1999)	TI (Schmedtje et al. 1998)	DI-CH (BUWAL 2002)	Anzahl Taxa	Diversität	Evenness
Amper													
2551		<i>Hippuris vulgaris</i>	bei Inning	-	1840	1,28	1,50	1,85	1,36	2,59	53	2,99	0,75
2035		<i>Potamogeton pectinatus</i>	bei Ampermoching	7	1861	1,28	1,59	1,30	1,50	2,04	36	2,45	0,68
2019		<i>Potamogeton pectinatus</i>	bei Ampermoching	8	1891	1,30	1,91	1,61	1,75	3,31	33	1,62	0,46
2573		<i>Hippuris vulgaris</i>	bei Haimhausen	6	1863	1,36	1,36	1,22	1,43	2,09	33	2,43	0,69
2567		<i>Hippuris vulgaris</i>	Haimhausen	6	1915	1,79	2,46	1,92	1,95	3,35	59	2,97	0,73
1953		<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Moosburg	8	1901	1,33	1,63	1,90	1,45	2,42	44	2,60	0,69
1950		<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Moosburg	8	1902	1,36	1,55	1,57	1,45	2,12	36	2,10	0,59
2020		<i>Potamogeton pectinatus</i>	bei Moosburg	8	1902	1,54	1,86	1,66	1,78	3,09	23	1,58	0,50
2041		<i>Potamogeton pectinatus</i>	bei Moosburg	8	1903	1,64	2,11	1,80	1,94	3,97	26	1,40	0,43
1050		<i>Myriophyllum spicatum</i>	bei Moosburg, bei Neumühl	8	1971	1,96*	2,38*	2,20*	2,11*	4,83*	15	0,64	0,23
1116		<i>Myriophyllum spicatum</i>	bei Moosburg, bei Neumühl	8	1971	1,98*	2,37*	2,17*	2,13*	4,83*	17	0,53	0,19
966		<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Moosburg	6	1972	2,03	2,68	2,85	2,37	5,24	54	3,15	0,79
1906		<i>Potamogeton natans</i>	bei Dachau	7	1904	1,27	1,31	1,14	1,38	1,42	25	1,74	0,54
2026		<i>Potamogeton pectinatus</i>	bei Dachau	7	1904	1,31	2,11	1,32	1,75	2,77	16	1,20	0,43
2029		<i>Potamogeton pectinatus</i>	bei Dachau	7	1904	1,28	2,12	1,42	1,81	3,19	17	1,01	0,36
2013		<i>Potamogeton pectinatus</i>	Dachau	9	1915	1,27	1,40	1,27	1,41	1,94	23	2,12	0,68
2857		<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Dachau, beim Himmelreich	8	1946	1,54	1,26	1,50	1,60	2,60	16	0,91	0,33
2010		<i>Potamogeton pectinatus</i>	bei Fürstenfeldbruck	9	1913	1,26	2,13	1,59	1,85	3,63	19	0,96	0,32
1873		<i>Potamogeton crispus</i>	bei Stegen am Ammersee	9	1913	1,49	1,52	1,48	1,64	1,92	29	1,83	0,54
2009		<i>Potamogeton pectinatus</i>	bei Stegen am Ammersee	9	1913	1,50	1,79	1,51	1,76	2,49	18	1,52	0,53
2094		<i>Potamogeton perfoliatus</i>	bei Stegen am Ammersee	9	1913	1,15	1,57	1,37	1,31	1,71	46	2,46	0,64
2872		<i>Potamogeton decipiens</i>	bei Stegen am Ammersee	9	1913	1,26	1,46	1,48	1,38	2,16	45	2,51	0,66
3495		Objektträgerpräparat	bei Isareck	9	1944	1,96	2,60	2,50	2,20	4,21	25	1,67	0,52
3496		Objektträgerpräparat	Kranzberg	4	1944	2,02	3,06	2,51	2,23	4,10	24	2,24	0,70
964		<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Inkofen	6	1971	1,94	2,32	2,07	2,13	4,87	13	0,69	0,27
1052		<i>Myriophyllum verticillatum</i>	bei Inkofen	6	1971	2,01	2,48	2,48	2,21	5,31	25	1,49	0,46
1042		<i>Myriophyllum spicatum</i>	bei Ottershausen	7	1971	1,94	2,54	2,51	2,21	4,38	32	2,29	0,66
988		<i>Ranunculus fluitans</i>	bei Ottershausen	11	1972	2,07	2,68	2,85	2,40	4,67	28	2,78	0,83
1104		<i>Ranunculus fluitans</i> × <i>circinatus</i>	bei Ottershausen	11	1972	2,05	2,58	2,80	2,38	4,65	24	2,42	0,76
2335		<i>Zanichellia palustris</i>	bei Unterbruck	8	1973	1,56	2,35	2,01	1,98	4,38	27	1,30	0,40
3463		<i>Potamogeton crispus</i>	bei Allershausen	7	1976	1,78*	2,34*	2,26*	2,11*	4,89*	19	0,64	0,22
3469		<i>Elodea canadensis</i>	bei Allershausen	7	1976	1,84	2,42	2,42	2,16	4,93	27	1,21	0,37
3477		<i>Myriophyllum spicatum</i>	bei Allershausen	7	1976	1,88*	2,38*	2,29*	2,14*	5,01*	18	0,68	0,24
Bayerische Schwarzach													
946		<i>Potamogeton pusillus</i>	bei Biberbach	6	1972	1,85	2,46	2,11	2,03	4,48	29	2,12	0,63
1019		<i>Potamogeton natans</i>	bei Biberbach	6	1972	1,83	2,39	2,03	2,00	4,69	21	1,82	0,60
1058		<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	nahe Breitenried	6	1972	2,13	2,48	2,32	2,12	5,27	16	0,80	0,29
1062		<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	bei Breitenried	8	1973	1,96	2,46	2,25	2,10	5,24	16	0,75	0,27
938		<i>Potamogeton alpinus</i>	nordöstlich Tiefenbach	8	1973	2,22*	2,44*	2,22*	2,13*	5,15*	15	0,65	0,24
Main													
2496		<i>Ranunculus fluitans</i>	bei Ebing	6	1901	2,94	2,52	2,59	2,50	5,58	14	1,46	0,55
2497		<i>Ranunculus fluitans</i>	bei Ebing	6	1901	2,49	2,59	2,65	2,40	5,34	23	2,15	0,68
2951		<i>Ranunculus fluitans</i>	bei Ebing	6	1901	3,01	2,84	2,75	2,74	5,48	18	1,45	0,50
3208		<i>Ranunculus fluitans</i>	bei Ebing	6	1901	2,99	2,60	2,89	2,80	6,03	20	1,87	0,62
2550		<i>Myriophyllum spicatum</i>	bei Michelau		1988	2,10	2,50	2,62	2,18	5,05	25	1,14	0,36
Maisach													
2345		<i>Zanichellia palustris</i>	bei Mammendorf	7	1872	2,01	2,57	2,82	2,09	4,87	30	2,59	0,76
1908		<i>Potamogeton natans</i>	bei Mammendorf	6	1913	1,68	1,95	2,14	1,75	4,41	37	1,66	0,46
2384		<i>Groenlandia densa</i>	bei Mammendorf	6	1913	1,88	2,27	2,12	1,96	5,37	27	1,82	0,55
2443		<i>Ranunculus circinatus</i>	bei Mammendorf	6	1913	1,89	1,85	1,95	1,97	4,87	19	1,17	0,40
2535		<i>Myriophyllum spicatum</i>	bei Mammendorf	6	1913	1,81	2,00	2,06	1,88	4,38	38	1,89	0,52
2839		<i>Potamogeton alpinus</i>	bei Mammendorf	6	1913	1,86	2,98	3,02	2,39	6,96	29	2,32	0,69
1909		<i>Potamogeton natans</i>	bei Nannhofen	7	1872	1,69	1,87	1,81	1,86	4,00	12	1,00	0,40
2439		<i>Ranunculus circinatus</i>	bei Nannhofen	6	1912	1,99	2,25	2,26	2,13	5,15	29	1,98	0,59
467		<i>Potamogeton crispus</i>	bei Maisach	8	1882	1,34	1,29	1,56	1,40	1,86	28	1,63	0,49
1881		<i>Potamogeton crispus</i>	bei Maisach	6	1903	1,56	1,42	1,57	1,66	2,45	19	0,97	0,33
1917		<i>Potamogeton natans</i>	bei Maisach	6	1903	1,57	1,65	1,51	1,72	2,77	22	1,27	0,41
2381		<i>Groenlandia densa</i>	bei Maisach	6	1903	1,70	2,02	1,74	1,89	3,53	24	1,62	0,51
2447		<i>Ranunculus circinatus</i>	bei Maisach	5	1903	1,71	1,39	1,62	1,76	2,99	17	0,71	0,25
2862		<i>Potamogeton berchtoldii</i>	bei Maisach, bei Gernlinden	9	1909	1,61	1,44	1,72	1,63	3,09	20	0,79	0,26
3485		<i>Potamogeton pectinatus</i>	Bergkirchen	6	1998	2,01*	2,32*	2,09*	2,11*	4,95*	10	0,31	0,13
3486		<i>Spartanium emersum</i>	Germerswang	6	1998	2,07*	2,30*	2,21*	2,11*	4,82*	9	0,35	0,16
3491		<i>Elodea canadensis</i>	Germerswang	6	1998	1,93*	2,31*	2,09*	2,10*	4,96*	12	0,42	0,17

Historische Probestellen, Indexwerte und floristische Parameter der historischen Proben: Teil 2

ID	Taxon	Fundort	Monat	Jahr	SI (Rott et al. 1997)	TI _{DA} (Rott et al. 1999)	TDJ (Coring et al. 1999)	TI (Schmedtje et al. 1998)	DI-CH (BUWAL 2002)	Anzahl Taxa	Diversität	Evenness
Ölschnitz												
278	<i>Fontinalis squamosa</i>	bei Bad Berneck	H	1865	2,01	2,54	3,17	2,37	3,89	25	2,44	0,76
277	<i>Fontinalis squamosa</i>	bei Bad Berneck	7	1903	1,48	2,13	1,56	1,77	4,00	40	2,46	0,67
2778	<i>Fontinalis squamosa</i>	bei Bad Berneck	7	1903	1,56	2,21	1,65	1,76	3,49	44	2,76	0,73
3017	<i>Fontinalis squamosa</i>	bei Bad Berneck	7	1911	1,67	2,23	1,55	1,76	2,71	57	3,29	0,81
3439	<i>Fontinalis squamosa</i>	bei Bad Berneck	4	1977	1,94	2,91	2,84	2,18	5,89	26	2,03	0,62
520	<i>Fontinalis squamosa</i>	bei Bad Berneck	6	1928	1,98	2,77	1,92	1,99	3,34	44	2,76	0,73
269	<i>Fontinalis squamosa</i>	Bad Berneck	8	1952	2,24	2,85	2,55	2,23	5,42	31	2,57	0,75
977	<i>Ranunculus fluitans</i>	Bad Berneck	9	1968	3,45*	2,65*	3,53*	3,31*	6,46*	11	0,53	0,22
978	<i>Ranunculus fluitans</i>	Bad Berneck	8	1972	3,17	2,84	3,23	2,92	6,19	19	2,04	0,69
979	<i>Ranunculus fluitans</i>	Bad Berneck	8	1972	3,34	2,75	3,39	3,11	6,38	13	1,54	0,60
1117	<i>Ranunculus fluitans</i>	Bad Berneck	8	1972	3,28	2,85	3,30	3,01	6,30	19	1,93	0,66
1118	<i>Ranunculus fluitans</i>	Bad Berneck	8	1972	3,12	2,57	2,93	2,56	6,07	17	1,65	0,58
2765	<i>Fontinalis squamosa</i>	bei Gefrees	7	1911	1,91	2,69	2,28	2,06	4,39	47	3,21	0,83
1000	<i>Ranunculus pellatus</i>	bei Fleisnitzmühle	9	1972	1,91	3,02	2,56	2,08	5,22	49	3,13	0,81
Regnitz												
2050	<i>Potamogeton pectinatus</i>	bei Bamberg	7	1900	2,04	2,44	2,53	2,21	4,98	28	2,24	0,67
681	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	bei Bamberg	7	1902	1,82	2,03	2,07	1,94	4,22	19	1,34	0,46
2116	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	bei Bamberg	7	1902	3,00	2,74	2,81	2,59	5,65	15	1,41	0,52
2080	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	bei Bamberg	7	1904	2,40	2,42	2,38	2,20	5,25	21	1,01	0,33
1955	<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Bamberg	9	1913	1,92	2,01	2,33	1,93	4,39	17	1,23	0,43
1325	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	unterhalb Bamberg	7	1900	2,39	2,60	2,72	2,46	5,66	30	2,43	0,71
678	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Bamberg		1901-2	2,35	2,40	2,34	2,32	5,53	21	1,58	0,52
1974	<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Bamberg, oberhalb Bug	7	1902	1,19	1,72	1,70	1,37	1,99	36	2,25	0,63
1048	<i>Myriophyllum spicatum</i>	bei Bamberg, bei Bughof	8	1962	2,05	2,77	3,05	2,39	5,11	44	2,75	0,73
Schwarzach												
2870	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	bei Höll	8	1883	1,46	2,01	1,76	1,76	3,18	33	1,73	0,49
939	<i>Potamogeton alpinus</i>	Höll	8	1973	1,53*	2,31*	1,96*	2,08*	5,04*	8	0,16	0,08
943	<i>Potamogeton pusillus</i>	Höll	8	1978	1,91	2,37	1,71	2,02	5,35	23	1,41	0,45
2842	<i>Potamogeton alpinus</i>	bei Waldmünchen	7	1884	1,12*	2,25*	1,65*	1,98*	5,02*	7	0,30	0,15
1875	<i>Potamogeton crispus</i>	bei Ast	8	1959	1,78	2,80	2,17	2,03	6,20	51	3,04	0,77
934	<i>Potamogeton alpinus</i>	bei Gmünd	6	1959	1,51	2,16	1,60	1,71	5,58	30	2,09	0,61
2840	<i>Potamogeton alpinus</i>	bei Gmünd, bei Grub	9	1959	1,57	2,49	1,61	1,76	6,14	16	1,69	0,61
928	<i>Ranunculus aquatilis</i>	bei Gmünd	5	1972	2,27	3,33	3,19	2,57	5,68	39	2,51	0,69
921	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	bei Thurnau	8	1959	1,28	2,26	1,46	1,78	5,15	31	1,14	0,33
968	<i>Potamogeton natans</i>	oberhalb Schönthal	8	1959	2,66	2,48	2,23	2,21	5,66	14	1,02	0,39
1020	<i>Potamogeton natans</i>	oberhalb Schönthal	8	1959	1,60	2,53	1,81	1,81	5,51	46	2,51	0,66
958	<i>Potamogeton panormitanus</i>	unterhalb Kleinschönthal	6	1973	1,91	2,71	2,33	2,04	5,36	50	3,09	0,79
1063	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	bei Pretzbruck	8	1961	2,51	2,53	2,41	2,21	5,46	23	1,00	0,32
1035	<i>Ranunculus pellatus</i>	oberhalb Pretzbruck	8	1972	2,43	3,05	3,19	2,69	6,44	49	2,98	0,77
1069	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	bei Altfalter	10	1961	2,46	2,71	2,68	2,35	5,66	39	1,90	0,52
1070	<i>Myriophyllum spicatum</i>	unterhalb Altfalter, bei Auhof	8	1973	2,21	2,95	2,68	2,32	5,58	32	1,87	0,54
1123	<i>Myriophyllum spicatum</i>	unterhalb Altfalter, bei Auhof	8	1973	2,14	3,05	2,80	2,34	5,18	43	2,62	0,70
1045	<i>Myriophyllum spicatum</i>	zwischen Schwarzach b. Nabburg und Altfalter	9	1971	1,86	2,43	2,73	2,12	4,89	30	1,01	0,30
1068	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	zwischen Schwarzach b. Nabburg und Altfalter	9	1971	2,44	2,59	2,57	2,26	5,45	37	1,57	0,44
1046	<i>Myriophyllum spicatum</i>	bei Schwarzach b. Nabburg	7	1961	1,97	2,56	2,59	2,10	4,94	42	1,93	0,52
1121	<i>Myriophyllum spicatum</i>	bei Schwarzach b. Nabburg	7	1961	1,88	2,45	2,46	2,10	5,06	32	1,28	0,37
1036	<i>Ranunculus pellatus</i>	zwischen Schwarzach und Wambach	8	1972	2,64	3,09	3,31	2,92	6,71	50	2,73	0,70
1066	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	zwischen Schwarzach und Wambach	8	1972	2,31	2,48	2,28	2,16	5,20	24	0,79	0,25
1088	<i>Ranunculus pellatus</i>	zwischen Schwarzach und Wambach	8	1972	2,57	2,86	2,80	2,47	6,33	32	2,09	0,60
1122	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	zwischen Schwarzach und Wambach	8	1972	2,40	2,61	2,55	2,31	5,93	32	1,47	0,42
960	<i>Potamogeton compressus</i>	bei Schwarzenfeld	9	1964	2,27*	2,31*	2,12*	2,10*	5,05*	9	0,29	0,13
1084	<i>Ranunculus pellatus</i>	bei Niederpremeischl	8	1972	1,92	2,73	2,12	2,12	6,18	44	2,64	0,70
1127	<i>Ranunculus pellatus</i>	bei Niederpremeischl	8	1972	2,25	2,85	2,49	2,32	6,25	35	2,42	0,68
1128	<i>Ranunculus pellatus</i>	bei Niederpremeischl	8	1972	2,17	2,84	2,52	2,39	6,01	37	2,72	0,75
1077	<i>Ranunculus pellatus</i>	unterhalb Willhof	8	1972	2,91	3,05	3,16	2,96	6,38	43	2,50	0,67
1124	<i>Ranunculus pellatus</i>	unterhalb Willhof	8	1972	2,36	3,00	3,07	2,53	6,45	47	2,94	0,76
Seebach												
1565	<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Erlangen, bei Dechsendorf		1796	2,35	2,68	2,87	2,50	6,42	11	0,81	0,34
1960	<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Erlangen, bei Dechsendorf	7	1899	2,43	2,46	2,59	2,26	5,55	26	1,13	0,35
1991	<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Erlangen, bei Dechsendorf	9	1899	3,16	3,08	3,40	3,15	6,17	24	1,56	0,49
1995	<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Erlangen, bei Dechsendorf	8	1901	2,32	2,55	2,64	2,27	5,53	42	1,59	0,42
609	<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Erlangen, bei Dechsendorf	9	1902	2,47	2,47	2,52	2,28	5,52	37	1,74	0,48
1963	<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Erlangen, bei Dechsendorf	9	1902	2,77	2,67	2,74	2,44	5,57	29	1,73	0,51

Historische Probestellen, Indexwerte und floristische Parameter der historischen Proben: Teil 3

ID	Taxon	Fundort	Monat	Jahr	SI (Rott et al. 1997)	TI _{DIA} (Rott et al. 1999)	TDI (Coring et al. 1999)	TI (Schmedtje et al. 1998)	DI-CH (BUWAL 2002)	Anzahl Taxa	Diversität	Evenness
Seebach												
1997	<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Erlangen, bei Dechsendorf	9	1902	1,99	2,29	2,44	2,14	5,07	32	2,11	0,61
2866	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	bei Erlangen, bei Dechsendorf	7	1904	2,92	2,44	2,31	2,24	5,33	7	0,80	0,41
1301	<i>Potamogeton crispus</i>	bei Erlangen, bei Dechsendorf	6	1904	2,73*	2,36*	2,15*	2,15*	5,17*	11	0,37	0,15
3359	<i>Potamogeton pusillus</i>	bei Erlangen, bei Dechsendorf	7	1904	2,91	2,56	2,47	2,35	5,45	14	1,17	0,44
1996	<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Erlangen, bei Dechsendorf	5	1905	2,13	2,36	2,28	2,13	4,97	19	0,88	0,30
2861	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	bei Großdechsendorf	8	1916	2,07*	2,39*	2,16*	2,14*	5,14*	16	0,57	0,21
2846	<i>Potamogeton pusillus</i>	bei Erlangen		1817	1,18	1,30	1,68	1,24	1,74	36	2,34	0,65
126	<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Erlangen	5	1906	2,33	3,01	3,01	2,72	6,12	42	2,86	0,77
2859	<i>Potamogeton natans</i> × <i>nodosus</i>	bei Erlangen	9	1925	2,21	2,85	3,12	2,39	6,99	17	1,27	0,45
2871	<i>Potamogeton nodosus</i>	bei Erlangen, beim Heusteg	7	1906	2,00*	2,35*	2,20*	2,11*	5,08*	27	0,80	0,24
Sempt												
2445	<i>Ranunculus circinatus</i>	bei Herdweg	7	1906	1,56	1,61	1,95	1,70	2,71	39	2,14	0,58
1027	<i>Ranunculus circinatus</i>	Erdinger Moos	7	1973	1,88	2,17	2,05	2,04	4,80	30	1,95	0,57
1030	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	Erdinger Moos	7	1973	1,77	2,17	2,25	1,92	4,30	45	2,27	0,60
1033	<i>Ranunculus fluitans</i> × <i>circinatus</i>	Erdinger Moos	6	1973	1,94	2,06	2,05	1,98	4,14	24	1,66	0,52
1125	<i>Ranunculus fluitans</i> × <i>circinatus</i>	Erdinger Moos	6	1973	2,04	2,19	2,23	2,10	4,28	20	2,02	0,67
1126	<i>Ranunculus fluitans</i> × <i>circinatus</i>	Erdinger Moos	6	1973	1,92	2,16	2,20	2,03	4,08	23	1,84	0,59

Aktuelle Probestellen: Teil 1

Probestelle	Fundort	Epiphyton/Epibryon	Epilithon	Epidendron	herbarisiertes Epiphyton	herbarisiertes Epibryon	Alterungsversuch	Monat	Jahr
Ammer									
AM1	in Oberammergau	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
AM2	bei Scherenau	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
AM3	bei Wielenbach	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
AM4	bei Vorderfischen	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
Amper									
A1	bei Stegen	<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>P. perfoliatus</i>	✓					7	2001
A1	bei Stegen	<i>Potamogeton pectinatus</i>	✓					9	2001
A2	NSG Ampermoos, bei Eching	<i>Potamogeton crispus</i>						7	2001
A2	NSG Ampermoos, bei Eching	<i>Phragmites australis</i>						9	2001
A3	NSG Ampermoos, bei Inning	<i>Elodea nuttallii</i>	✓					7	2001
A3	NSG Ampermoos, bei Inning	<i>Elodea nuttallii</i>						7	2001
A4	in Grafrath	<i>Potamogeton crispus</i> , <i>P. perfoliatus</i>	✓					7	2001
A4	in Grafrath	<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>P. perfoliatus</i> , <i>Ranunculus</i> sp.	✓					9	2001
A5	bei Schöngesing	<i>Ranunculus fluitans</i>	✓					7	2001
A5	bei Schöngesing	<i>Elodea canadensis</i> , <i>Ranunculus</i> sp.	✓					9	2001
A6	in Fürstenfeldbruck	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i>	✓					7	2001
A6	in Fürstenfeldbruck	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus</i> sp.						9	2001
A7	in Geiselbullach	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
A7	in Geiselbullach	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					9	2001
A8	bei Geiselbullach	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
A8	bei Geiselbullach	übrige Bryophyta	✓					9	2001
A9	bei Gründing	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
A9	bei Gründing	<i>Agrostis</i> sp.	✓					9	2001
A10	bei Mitterndorf	<i>Nuphar lutea</i>	✓					7	2001
A10	bei Mitterndorf	<i>Nuphar lutea</i>	✓					9	2001
A11	in Dachau	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
A11	in Dachau	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					9	2001
A12	bei Herbertshausen	<i>Ranunculus fluitans</i>	✓					7	2001
A12	bei Herbertshausen	<i>Ranunculus fluitans</i>	✓					9	2001
A13	bei Ampermoching	<i>Myriophyllum verticillatum</i> , <i>Potamogeton crispus</i> , <i>P. pectinatus</i> , <i>Ranunculus fluitans</i>	✓					7	2001
A13	bei Ampermoching	<i>Elodea nuttallii</i> , <i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					9	2001
A14	bei Ottershausen	<i>Potamogeton pectinatus</i>	✓					7	2001
A14	bei Ottershausen	<i>Potamogeton pectinatus</i>						9	2001

Aktuelle Probestellen: Teil 2

Probestelle	Fundort	Epiphyton/Epibryon	Epilithon	Epidendron	herbarisiertes Epiphyton	herbarisiertes Epibryon	Alterungsversuch	Monat	Jahr
Amper									
A15	bei Haimhausen	<i>Ranunculus fluitans</i>	✓					7	2001
A15	bei Haimhausen	<i>Ranunculus fluitans</i>	✓					9	2001
A16	bei Unterbruck	<i>Ranunculus fluitans</i>	✓					7	2001
A16	bei Unterbruck	<i>Poaceae</i> (indet.), <i>Dicotyledoneae</i> (indet.)	✓					9	2001
A17	bei Jarzt	-	✓					7	2001
A17	bei Jarzt	-	✓					9	2001
A18	bei Thurnsberg	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
A18	bei Thurnsberg	übrige Bryophyta	✓					9	2001
A19	in Kranzberg	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
A19	in Kranzberg	übrige Bryophyta	✓					9	2001
A20	bei Allershausen	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
A20	bei Allershausen	übrige Bryophyta	✓					9	2001
A21	bei Götttschlag	<i>Potamogeton crispus</i>	✓					7	2001
A21	bei Götttschlag	übrige Bryophyta	✓					9	2001
A22	bei Kirchdorf a.d. Amper	<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Zannichellia palustris</i>	✓					7	2001
A22	bei Kirchdorf a.d. Amper	<i>Ranunculus fluitans</i>	✓					9	2001
A23	bei Palzing	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Potamogeton crispus</i> , <i>P. pectinatus</i> , <i>Zannichellia palustris</i>	✓					7	2001
A23	bei Palzing	<i>Potamogeton crispus</i> , <i>P. pectinatus</i> , <i>Zannichellia palustris</i>	✓					9	2001
A24	bei Zolling	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
A24	bei Zolling	-	✓					9	2001
A25	bei Weiglswaig	übrige Bryophyta	✓					7	2001
A25	bei Weiglswaig	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					9	2001
A26	bei Moosburg	<i>Myriophyllum verticillatum</i> , <i>Potamogeton nodosus</i>	✓					7	2001
A26	bei Moosburg	<i>Potamogeton nodosus</i>	✓					9	2001
Angerbach									
AB1	bei Eberfing	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			6	2000
AB1	bei Eberfing	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			7	2000
AB1	bei Eberfing	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			9	2000
AB2	Eberfing	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			6	2000
AB2	Eberfing	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			7	2000
AB2	Eberfing	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			9	2000
Anzinger Sempt									
AS1	Paulimühle	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓	✓	✓	✓	✓	7	2000
AS2	Südende von Ottenhofen	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓	✓	✓	✓	✓	7	2000
Bayerische Schwarzach									
BS1	bei Breitenried	<i>Callitriche</i> sp.	✓					6	2001
BS2	bei Tiefenbach	<i>Callitriche</i> sp.	✓					6	2001
BS3	bei Biberbach	<i>Callitriche</i> sp., <i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					6	2001
Ettinger Bach									
EB1	bei Etting	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			6	2000
EB1	bei Etting	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			7	2000
EB1	bei Etting	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			9	2000
EB2	Etting	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			6	2000
EB2	Etting	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			7	2000
EB2	Etting	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			9	2000
Forstinninger Sempt									
FS1	Wagmühle	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓	✓	✓	✓	✓	7	2000
FS2	Schlußmühle	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓	✓	✓	✓	✓	7	2000
Glonn									
G1	bei Reckmühle	<i>Sparganium emersum</i>	✓					7	2001
G1	bei Reckmühle	<i>Sparganium emersum</i>						9	2001
Hungerbach									
HB1	Huglfing	<i>Zannichellia palustris</i>		✓	✓			6	2000
HB1	Huglfing	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			7	2000
HB1	Huglfing	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			9	2000
HB2	zwischen Huglfing und Oberhausen	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			6	2000
HB2	zwischen Huglfing und Oberhausen	<i>Zannichellia palustris</i>		✓	✓			7	2000
HB2	zwischen Huglfing und Oberhausen	<i>Zannichellia palustris</i>		✓	✓			9	2000
Kleine Ammerquellen									
KA1	NSG Ettaler Weidmoos	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			6	2000
KA1	NSG Ettaler Weidmoos	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			7	2000
KA1	NSG Ettaler Weidmoos	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			9	2000
KA2	NSG Ettaler Weidmoos	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			6	2000

Aktuelle Probestellen: Teil 3

Probestelle	Fundort	Epiphyton/Epibryon	Epilithon	Epidendron	herbarisiertes Epiphyton	herbarisiertes Epibryon	Alterungsversuch	Monat	Jahr
Kleine Ammerquellen									
KA2	NSG Ettaler Weidmoos	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			7	2000
KA2	NSG Ettaler Weidmoos	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			9	2000
Main									
M1	in Michelau	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus fluitans</i>	✓					6	2001
M2	bei Ebing	<i>Phalaris arundinacea</i> , übrige Bryophyta	✓					6	2001
Maisach									
MS1	bei Eismerszell	-	✓					6	2001
MS1	bei Eismerszell	-	✓					7	2001
MS1	bei Eismerszell	-	✓					8	2001
MS2	bei Eismerszell	<i>Sparganium emersum</i>	✓					6	2001
MS2	bei Eismerszell	<i>Sparganium emersum</i>	✓					7	2001
MS2	bei Eismerszell	<i>Sparganium emersum</i>	✓					8	2001
MS3	bei Adelschhofen	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					6	2001
MS3	bei Adelschhofen	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					7	2001
MS3	bei Adelschhofen	<i>Fontinalis antipyretica</i>	✓					8	2001
MS4	bei Peretshofen	<i>Elodea canadensis</i>	✓					6	2001
MS4	bei Peretshofen	<i>Elodea canadensis</i>	✓					7	2001
MS4	bei Peretshofen	<i>Elodea canadensis</i>	✓					8	2001
MS5	bei Mammendorf	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓					6	2001
MS5	bei Mammendorf	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓					7	2001
MS5	bei Mammendorf	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓					8	2001
MS6	bei Nannhofen	<i>Zannichellia palustris</i>	✓					6	2001
MS6	bei Nannhofen	<i>Zannichellia palustris</i>	✓					7	2001
MS6	bei Nannhofen	<i>Zannichellia palustris</i>	✓					8	2001
MS7	bei Holzmühl	<i>Elodea canadensis</i>	✓					6	2001
MS7	bei Holzmühl	<i>Elodea canadensis</i>	✓					7	2001
MS7	bei Holzmühl	<i>Elodea canadensis</i>	✓					8	2001
MS8	bei Germerswang	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓					6	2001
Maisach									
MS8	bei Germerswang	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓					7	2001
MS8	bei Germerswang	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓					8	2001
MS9	bei Maisach	<i>Potamogeton pectinatus</i>	✓					6	2001
MS9	bei Maisach	<i>Potamogeton pectinatus</i>	✓					7	2001
MS9	bei Maisach	<i>Potamogeton pectinatus</i>	✓					8	2001
MS10	bei Überacker	<i>Zannichellia palustris</i>	✓					6	2001
MS10	bei Überacker	<i>Zannichellia palustris</i>	✓					7	2001
MS10	bei Überacker	<i>Zannichellia palustris</i>	✓					8	2001
MS11	Palsweis	<i>Zannichellia palustris</i>	✓					6	2001
MS11	Palsweis	<i>Zannichellia palustris</i>	✓					7	2001
MS11	Palsweis	<i>Zannichellia palustris</i>	✓					8	2001
MS12	Bergkirchen	<i>Zannichellia palustris</i>	✓					6	2001
MS12	Bergkirchen	<i>Zannichellia palustris</i>	✓					7	2001
MS12	Bergkirchen	<i>Zannichellia palustris</i>	✓					8	2001
MS13	Günding	-	✓					6	2001
MS13	Günding	-	✓					7	2001
MS13	Günding	-	✓					8	2001
Ölschnitz									
Ö1	bei Fleisnitzmühle	<i>Ranunculus aquatilis</i>	✓					6	2001
Ö2	bei Gefrees bei Bösenack	<i>Ranunculus peltatus</i>	✓					6	2001
Ö3	in Bad Berneck	übrige Bryophyta	✓					6	2001
Pullinger Graben									
PG1	bei Pulling	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Mentha aquatica</i>	✓	✓	✓	✓	✓	7	2000
Regnitz									
R1	Bamberg-Bughof, linkes Ufer	<i>Ceratophyllum demersum</i>	✓					6	2001
R2	Bamberg-Bughof, rechtes Ufer	<i>Carex vesicaria</i>	✓					6	2001
Rotbach									
RB1	Fischzuchtanlage Aumühle	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			6	2000
RB1	Fischzuchtanlage Aumühle	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			7	2000
RB1	Fischzuchtanlage Aumühle	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			9	2000
RB2	Fischzuchtanlage Aumühle	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			6	2000
RB2	Fischzuchtanlage Aumühle	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			7	2000
RB2	Fischzuchtanlage Aumühle	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			9	2000
Schwarzach									
S1	bei Höll	<i>Callitriche</i> sp.	✓					6	2001

Aktuelle Probestellen: Teil 4

Probestelle	Fundort	Epiphyton/Epibryon	Epilithon	Epidendron	herbarisiertes Epiphyton	herbarisiertes Epibryon	Alterungsversuch	Monat	Jahr
Schwarzach									
S2	bei Ast	<i>Callitriche</i> sp.	✓					6	2001
S3	bei Kleinschönthal	<i>Sparganium emersum</i>	✓					6	2001
S4	bei Niederpremeischl	<i>Elodea canadensis</i>						6	2001
S5	bei Gmünd	<i>Ranunculus pellatus</i>	✓					6	2001
S6	bei Willhof	<i>Sparganium emersum</i>	✓					6	2001
S7	bei Schwarzach	<i>Ranunculus fluitans</i>						6	2001
Schwillach									
SW1	bei Maiszagl	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓	✓	✓	✓	✓	7	2000
SW2	bei Oberschwillach	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓	✓	✓	✓	✓	7	2000
Seebach									
SB1	bei Dechsendorf	<i>Elodea canadensis</i>						6	2001
SB2	zwischen Dechsendorf und Erlangen	-	✓					6	2001
SB3	in Erlangen-Möhrendorf	-	✓					6	2001
Sempt									
SE1	bei Seidl	übrige Bryophyta						6	2001
SE2	bei Zustorf	<i>Phalaris arundinacea</i>	✓					6	2001
SE3	bei Lieberharting	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓	✓	✓	✓	✓	7	2000
SE4	Wifling, Semptstraße	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓	✓	✓	✓	✓	7	2000
SE5	Mooswiesen bei Berg	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus fluitans</i>	✓	✓	✓	✓	✓	7	2000
Tiefenbach									
TB1	bei Polling	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			6	2000
TB1	bei Polling	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			7	2000
TB1	bei Polling	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			9	2000
TB2	Polling	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			6	2000
TB2	Polling	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			7	2000
TB2	Polling	<i>Zannichellia palustris</i>	✓		✓			9	2000
Windach									
WI1	bei Eching	<i>Mentha aquatica</i>	✓					7	2001
WI1	bei Eching	-	✓					9	2001
Würrn									
W1	in Starnberg	<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>P. perfoliatus</i>	✓					7	2001
W2	bei Leutstetten	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus fluitans</i>	✓					7	2001
W3	in Krailling	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus fluitans</i>	✓					7	2001
W4	bei Herbertshausen	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus fluitans</i> , <i>Zannichellia palustris</i>	✓					7	2001
W4	bei Herbertshausen	<i>Fontinalis antipyretica</i> , <i>Ranunculus fluitans</i>	✓					9	2001

Aktuelle Probestellen, hydrophysikalische und hydrochemische Messwerte: Teil 1

Probestelle	Fundort	Monat	Jahr	Temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [μ S/cm]	Sauerstoffsättigung [%]	Gesamphosphor [μ g/l]	gel. reaktiver Phosphor [μ g/l]	Ammoniumstickstoff [μ g/l]	Nitratstickstoff [mg/l]	Fließgeschwindigkeit	Beschattung
Ammer													
AM1	in Oberammergau	7	2001	8,4	8,2	399	98	11	3	10	0,59	4	1
AM2	bei Scherenau	7	2001	9,1	8,2	418	97	53	3	115	0,62	4	2
AM3	bei Wielenbach	7	2001	15,3	8,3	467	106	29	9	64	1,13	4	2
AM4	bei Vorderfischen	7	2001	16,0	8,3	475	101	15	10	35	1,24	4	1
Amper													
A1	bei Stegen	7	2001	16,7	8,8	349	102	11	3	50	0,74	3	2
A1	bei Stegen	9	2001	14,4	8,5	376	99	11	3	11	0,72	3	2
A2	NSG Ampermoos, bei Eching	7	2001	17,1	8,6	398	99	32	14	44	1,02	4	2
A2	NSG Ampermoos, bei Eching	9	2001	13,9	8,3	427	98	44	14	20	1,01	4	2

Aktuelle Probestellen, hydrophysikalische und hydrochemische Messwerte: Teil 2

Probestelle	Fundort	Monat	Jahr	Temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Sauerstoffsättigung [%]	Gesamphosphor [$\mu\text{g}/\text{l}$]	gel. reaktiver Phosphor [$\mu\text{g}/\text{l}$]	Ammoniumstickstoff [$\mu\text{g}/\text{l}$]	Nitratstickstoff [mg/l]	Fließgeschwindigkeit	Beschattung
Amper													
A3	NSG Ampermoos, bei Inning	7	2001	17,6	8,7	361	99	19	5	50	0,80	3	2
A3	NSG Ampermoos, bei Inning	7	2001	13,8	8,4	391	97	24	3	20	0,81	3	2
A4	in Grafrath	7	2001	17,7	8,6	405	96	28	3	59	0,82	4	2
A4	in Grafrath	9	2001	13,8	8,3	392	95	27	3	21	0,79	4	2
A5	bei Schöngesing	7	2001	17,4	8,6	411	94	19	5	64	0,91	3	2
A5	bei Schöngesing	9	2001	13,7	8,5	393	94	33	3	25	0,83	3	2
A6	in Fürstenfeldbruck	7	2001	17,3	8,6	414	96	38	6	37	0,98	4	2
A6	in Fürstenfeldbruck	9	2001	13,7	8,4	398	88	29	3	29	0,86	4	2
A7	in Geiselbullach	7	2001	16,2	8,4	436	99	18	7	29	1,31	4	3
A7	in Geiselbullach	9	2001	13,6	8,4	412	98	49	3	14	1,07	4	3
A8	bei Geiselbullach	7	2001	16,1	8,2	491	99	59	33	29	2,06	4	3
A8	bei Geiselbullach	9	2001	13,8	8,4	422	100	61	27	14	1,62	4	3
A9	bei Gründing	7	2001	16,3	8,4	454	101	37	15	20	1,56	3	2
A9	bei Gründing	9	2001	13,8	8,4	422	100	42	8	14	1,22	3	2
A10	bei Mitterndorf	7	2001	15,9	8,3	468	96	51	18	30	1,86	2	2
A10	bei Mitterndorf	9	2001	13,7	8,3	434	96	41	7	22	1,37	2	2
A11	in Dachau	7	2001	15,7	8,3	493	97	39	16	25	2,25	4	2
A11	in Dachau	9	2001	13,6	8,3	456	97	47	8	27	1,75	4	2
A12	bei Herbertshausen	7	2001	16,1	8,3	506	102	37	14	22	2,15	4	2
A12	bei Herbertshausen	9	2001	13,6	8,3	476	96	50	15	20	1,75	4	2
A13	bei Ampermoching	7	2001	15,9	8,3	509	101	52	17	45	2,35	4	2
A13	bei Ampermoching	9	2001	13,6	8,3	476	96	59	14	21	1,98	4	2
A14	bei Ottershausen	7	2001	15,9	8,3	517	101	44	28	41	2,34	2	2
A14	bei Ottershausen	9	2001	13,3	8,2	494	92	69	29	23	1,96	2	2
A15	bei Haimhausen	7	2001	17,7	8,4	490	100	50	17	15	2,17	4	1
A15	bei Haimhausen	9	2001	13,6	8,4	482	103	69	15	17	2,04	4	1
A16	bei Unterbruck	7	2001	17,9	8,3	494	104	45	19	15	2,15	4	2
A16	bei Unterbruck	9	2001	13,6	8,4	482	103	71	14	25	2,13	4	2
A17	bei Jarzt	7	2001	18,1	8,3	504	102	49	18	15	2,25	2	2
A17	bei Jarzt	9	2001	13,6	8,3	484	100	73	16	29	2,12	2	2
A18	bei Thurnsberg	7	2001	18,3	8,5	498	105	51	17	19	2,14	3	3
A18	bei Thurnsberg	9	2001	13,2	8,2	487	100	51	23	24	2,20	3	3
A19	in Kranzberg	7	2001	18,6	8,4	511	112	48	17	21	2,09	4	2
A19	in Kranzberg	9	2001	13,2	8,2	494	98	52	22	24	2,17	4	2
A20	bei Allershausen	7	2001	18,1	8,4	495	103	53	24	16	2,13	4	4
A20	bei Allershausen	9	2001	13,2	8,2	488	100	52	20	29	2,16	4	4
A21	bei Göttschlag	7	2001	18,3	8,4	495	105	47	18	16	2,13	4	2
A21	bei Göttschlag	9	2001	13,2	8,2	487	101	56	18	21	2,19	4	2
A22	bei Kirchdorf a.d. Amper	7	2001	18,7	8,4	503	105	55	27	47	2,35	4	2
A22	bei Kirchdorf a.d. Amper	9	2001	13,2	8,3	493	99	61	25	36	2,38	4	2
A23	bei Palzing	7	2001	18,7	8,4	504	104	58	27	34	2,30	4	2
A23	bei Palzing	9	2001	13,2	8,1	494	99	107	22	30	2,43	4	2
A24	bei Zolling	7	2001	19,1	8,5	505	102	54	28	37	2,31	4	2
A24	bei Zolling	9	2001	13,3	8,3	496	100	65	29	37	2,40	4	2
A25	bei Weiglschwaig	7	2001	19,5	8,5	506	109	70	37	17	2,27	4	2
A25	bei Weiglschwaig	9	2001	14,8	8,3	498	101	79	30	40	2,41	4	2
A26	bei Moosburg	7	2001	19,9	8,4	515	109	64	29	29	2,25	1	2
A26	bei Moosburg	9	2001	14,8	8,4	498	102	79	31	30	2,44	1	2

Aktuelle Probestellen, hydrophysikalische und hydrochemische Messwerte: Teil 3

Probestelle	Fundort	Monat	Jahr	Temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Sauerstoffsättigung [%]	Gesamphosphor [$\mu\text{g}/\text{l}$]	gel. reaktiver Phosphor [$\mu\text{g}/\text{l}$]	Ammoniumstickstoff [$\mu\text{g}/\text{l}$]	Nitratstickstoff [mg/l]	Fließgeschwindigkeit	Beschattung
Angerbach													
AB1	bei Eberfing	6	2000	10,7	7,5	551	80	38	3	32	2,35	3	3
AB1	bei Eberfing	7	2000	10,2	7,5	612	76	35	3	15	2,76	3	3
AB1	bei Eberfing	9	2000	11,2	7,5	576	79	41	3	5	2,07	3	3
AB2	Eberfing	6	2000	11,3	7,6	524	89	51	3	66	1,95	3	3
AB2	Eberfing	7	2000	10,7	7,7	615	85	36	3	24	2,79	3	2
AB2	Eberfing	9	2000	11,4	7,7	535	88	57	3	14	1,59	3	4
Anzinger Smpt													
AS1	Paulimühle	7	2000	11,5	7,7	660	109	22	3	19	8,78	3	4
AS2	Südende von Ottenhofen	7	2000	12,3	8,1	659	107	38	3	23	8,38	4	5
Bayerische Schwarzach													
BS1	bei Breitenried	6	2001	8,9	7,4	99	97	32	16	17	1,59	3	2
BS2	bei Tiefenbach	6	2001	9,4	7,3	133	97	52	33	37	3,41	3	4
BS3	bei Biberbach	6	2001	13,2	7,5	139	97	48	16	62	2,94	3	1
Ettinger Bach													
EB1	bei Etting	6	2000	10,4	7,3	658	83	17	3	22	4,29	3	4
EB1	bei Etting	7	2000	10,6	7,5	663	80	15	3	5	4,40	2	3
EB1	bei Etting	9	2000	11,6	7,4	660	81	27	3	5	3,93	3	4
EB2	Etting	6	2000	11,8	7,5	674	100	20	3	32	4,21	3	1
EB2	Etting	7	2000	11,3	7,6	675	93	15	3	14	4,44	3	2
EB2	Etting	9	2000	11,3	7,6	674	97	35	3	5	2,88	3	1
Forstinninger Smpt													
FS1	Wagmühle	7	2000	10,8	7,8	630	113	25	3	11	5,78	3	3
FS2	Schußmühle	7	2000	11,6	8,0	626	112	23	3	19	5,60	4	5
Glonn													
G1	bei Reckmühle	7	2001	18,3	8,2	611	84	322	129	149	5,41	2	2
G1	bei Reckmühle	9	2001	11,2	8,0	560	91	218	109	170	5,25	2	2
Hungerbach													
HB1	Huglfing	6	2000	12,8	7,4	611	102	24	3	19	3,43	3	1
HB1	Huglfing	7	2000	11,5	7,6	690	98	22	3	19	3,60	2	2
HB1	Huglfing	9	2000	11,6	7,9	686	105	33	3	10	2,24	2	1
HB2	zwischen Huglfing und Oberhausen	6	2000	13,1	7,8	612	107	32	3	13	3,77	3	3
HB2	zwischen Huglfing und Oberhausen	7	2000	11,6	8,0	690	106	34	3	15	3,92	2	2
HB2	zwischen Huglfing und Oberhausen	9	2000	11,6	7,5	683	111	63	3	5	2,93	2	4
Kleine Ammerquellen													
KA1	NSG Ettaler Weidmoos	6	2000	8,5	7,7	338	93	5	3	35	0,62	3	3
KA1	NSG Ettaler Weidmoos	7	2000	8,3	8,0	374	92	5	3	5	0,63	3	3
KA1	NSG Ettaler Weidmoos	9	2000	8,0	7,8	372	89	5	3	5	0,61	3	3
KA2	NSG Ettaler Weidmoos	6	2000	8,1	7,8	339	90	5	3	22	0,62	3	1
KA2	NSG Ettaler Weidmoos	7	2000	8,2	8,0	336	90	11	3	5	0,63	2	1
KA2	NSG Ettaler Weidmoos	9	2000	7,8	7,8	374	87	5	3	5	0,61	3	1
Main													
M1	in Michelau	6	2001	13,5	8,0	464	77	212	119	80	4,01	3	3
M2	bei Ebing	6	2001	14,2	7,6	504	81	212	107	57	3,78	3	2
Maisach													
MS1	bei Eismerszell	6	2001	11,6	8,4	637	95	61	14	15	1,86	4	5
MS1	bei Eismerszell	7	2001	13,5	8,4	613	95	87	38	17	1,99	4	5
MS1	bei Eismerszell	8	2001	13,8	8,3	616	89	71	7	19	1,73	4	5

Aktuelle Probestellen, hydrophysikalische und hydrochemische Messwerte: Teil 4

Probestelle	Fundort	Monat	Jahr	Temperatur [°C]		Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Sauerstoffsättigung [%]	Gesamphosphor [$\mu\text{g}/\text{l}$]	gel. reaktiver Phosphor [$\mu\text{g}/\text{l}$]	Ammoniumstickstoff [$\mu\text{g}/\text{l}$]	Nitratstickstoff [mg/l]	Fließgeschwindigkeit	Beschattung
Maisach													
MS2	bei Eismerszell	6	2001	13,2	8,3	628	94	71	15	18	1,82	4	2
MS2	bei Eismerszell	7	2001	15,0	8,4	599	97	98	39	27	1,88	4	2
MS2	bei Eismerszell	8	2001	15,6	8,3	584	83	57	8	33	1,65	4	2
MS3	bei Adelshofen	6	2001	11,6	8,0	727	102	69	26	19	6,06	4	2
MS3	bei Adelshofen	7	2001	12,8	8,1	726	101	88	58	25	6,24	4	2
MS3	bei Adelshofen	8	2001	12,2	8,0	722	86	63	22	18	5,97	4	2
MS4	bei Peretshofen	6	2001	13,0	8,0	720	101	122	37	53	5,89	2	2
MS4	bei Peretshofen	7	2001	13,7	8,2	722	110	109	68	27	6,12	2	2
MS4	bei Peretshofen	8	2001	13,4	8,0	713	80	154	88	70	5,75	2	2
MS5	bei Mammendorf	6	2001	13,7	8,0	718	95	104	48	29	6,37	4	2
MS5	bei Mammendorf	7	2001	15,5	8,1	718	97	118	85	32	6,20	4	2
MS5	bei Mammendorf	8	2001	14,6	8,0	704	88	126	77	75	5,87	4	2
MS6	bei Nannhofen	6	2001	14,5	8,1	643	104	99	52	20	6,39	4	2
MS6	bei Nannhofen	7	2001	16,6	8,3	716	109	126	86	12	6,25	4	2
MS6	bei Nannhofen	8	2001	14,8	8,1	701	96	109	78	40	5,87	4	2
MS7	bei Holzmühl	6	2001	15,2	8,1	646	114	115	79	40	6,43	2	2
MS7	bei Holzmühl	7	2001	17,2	8,3	720	119	138	101	21	6,60	2	2
MS7	bei Holzmühl	8	2001	15,0	8,1	711	103	155	100	18	6,43	2	2
MS8	bei Germerswang	6	2001	15,7	8,1	646	116	148	127	27	7,25	3	2
MS8	bei Germerswang	7	2001	16,1	8,1	726	119	109	80	5	7,52	3	2
MS8	bei Germerswang	8	2001	14,5	8,0	722	99	70	53	13	7,46	3	2
MS9	bei Maisach	6	2001	16,4	8,2	643	133	146	114	5	7,37	2	1
MS9	bei Maisach	7	2001	16,6	8,3	720	151	87	76	5	7,55	2	1
MS9	bei Maisach	8	2001	14,7	8,1	717	114	63	48	11	7,45	2	1
MS10	bei Überacker	6	2001	15,7	8,2	646	122	107	72	5	7,68	4	1
MS10	bei Überacker	7	2001	15,9	8,3	725	122	83	70	5	7,92	4	1
MS10	bei Überacker	8	2001	14,3	8,1	729	98	62	42	11	7,79	4	1
MS11	Palsweis	6	2001	15,6	8,3	644	120	92	60	12	7,51	3	2
MS11	Palsweis	7	2001	16,3	8,5	718	133	83	71	5	7,74	3	2
MS11	Palsweis	8	2001	14,7	8,2	727	98	60	51	20	7,68	3	2
MS12	Bergkirchen	6	2001	16,4	8,4	643	129	93	40	5	7,27	4	3
MS12	Bergkirchen	7	2001	17,4	8,6	715	138	81	66	10	7,54	4	3
MS12	Bergkirchen	8	2001	15,1	8,2	727	102	70	46	23	7,35	4	3
MS13	Günding	6	2001	16,6	8,4	643	111	80	34	5	7,19	4	5
MS13	Günding	7	2001	17,7	8,4	719	107	87	60	14	7,27	4	5
MS13	Günding	8	2001	15,4	8,2	725	95	76	40	23	7,03	4	5
Ölschnitz													
Ö1	bei Fleisnitzmühle	6	2001	10,3	7,4	254	96	65	31	57	7,02	4	1
Ö2	bei Gefrees bei Bösenack	6	2001	10,8	7,7	289	95	86	25	30	6,85	3	3
Ö3	in Bad Berneck	6	2001	11,3	8,0	243	86	99	80	32	5,76	4	3
Pullinger Graben													
PG1	bei Pulling	7	2000	11,3	7,7	808	75	23	3	5	15,04	3	5
Regnitz													
R1	Bamberg-Bughof, linkes Ufer	6	2001	13,6	7,9	696	96	191	115	59	4,90	2	2
R2	Bamberg-Bughof, rechtes Ufer	6	2001	13,5	8,1	691	91	161	93	57	4,89	2	2
Rotbach													
RB1	Fischzuchtanlage Aumühle	6	2000	13,3	7,8	416	99	26	3	93	1,05	2	1
RB1	Fischzuchtanlage Aumühle	7	2000	13,1	8,0	374	104	42	3	117	0,96	3	1
RB1	Fischzuchtanlage Aumühle	9	2000	12,9	7,9	424	102	25	3	122	0,74	2	1

Aktuelle Probestellen, hydrophysikalische und hydrochemische Messwerte: Teil 5

Probestelle	Fundort	Monat	Jahr	Temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Sauerstoffsättigung [%]	Gesamphosphor [$\mu\text{g}/\text{l}$]	gel. reaktiver Phosphor [$\mu\text{g}/\text{l}$]	Ammoniumstickstoff [$\mu\text{g}/\text{l}$]	Nitratstickstoff [mg/l]	Fließgeschwindigkeit	Beschattung
Rotbach													
RB2	Fischzuchtanlage Aumühle	6	2000	13,0	7,8	415	94	25	3	146	1,07	3	1
RB2	Fischzuchtanlage Aumühle	7	2000	13,3	7,8	374	97	46	3	184	0,94	3	2
RB2	Fischzuchtanlage Aumühle	9	2000	12,8	7,9	425	99	32	3	134	0,73	3	1
Schwarzach													
S1	bei Höll	6	2001	9,2	6,8	91	97	20	16	36	1,29	3	2
S2	bei Ast	6	2001	12,1	7,5	117	99	60	39	66	2,52	4	1
S3	bei Kleinschönthal	6	2001	12,7	7,3	143	96	75	43	84	3,20	3	2
S4	bei Niederpremeischl	6	2001	13,4	7,7	147	99	73	69	170	2,97	2	3
S5	bei Gmünd	6	2001	13,2	7,5	147	95	114	58	185	2,99	4	2
S6	bei Willhof	6	2001	14,7	6,3	190	102	107	52	125	3,67	3	3
S7	bei Schwarzach	6	2001	14,7	7,9	188	103	55	47	105	3,56	3	1
Schwillach													
SW1	bei Maiszagl	7	2000	12,8	8,2	606	119	64	7	14	5,95	4	3
SW2	bei Oberschwillach	7	2000	12,6	7,8	613	112	51	6	17	6,35	4	3
Seebach													
SB1	bei Dechsendorf	6	2001	12,7	8,0	601	86	246	76	190	3,92	2	2
SB2	zwischen Dechsendorf und Erlangen	6	2001	12,2	8,0	570	81	309	179	162	3,54	3	4
SB3	in Erlangen-Möhrendorf	6	2001	14,0	8,2	466	95	260	134	100	2,55	3	1
Sempt													
SE1	bei Seidl	6	2001	11,3	8,3	576	81	60	30	56	6,50	4	4
SE2	bei Zustorf	6	2001	11,3	8,3	575	84	106	48	64	8,93	4	2
SE3	bei Lieberharting	7	2000	12,0	8,0	648	100	41	3	35	6,85	4	2
SE4	Wifling, Semptstraße	7	2000	12,1	8,1	647	109	36	3	11	6,88	4	3
SE5	Mooswiesen bei Berg	7	2000	12,5	8,0	636	111	44	6	5	6,54	4	3
Tiefenbach													
TB1	bei Polling	6	2000	12,3	8,0	643	108	86	8	29	3,37	3	1
TB1	bei Polling	7	2000	11,8	8,1	650	105	50	6	22	3,67	2	1
TB1	bei Polling	9	2000	11,3	8,1	643	108	45	3	23	2,03	3	3
TB2	Polling	6	2000	12,8	8,0	575	109	26	3	20	3,37	3	3
TB2	Polling	7	2000	12,5	8,1	650	105	36	3	30	3,66	3	3
TB2	Polling	9	2000	11,3	8,1	641	115	27	3	17	2,73	3	3
Windach													
W11	bei Eching	7	2001	14,5	8,3	583	85	242	56	74	2,17	2	1
W11	bei Eching	9	2001	12,0	8,0	629	92	139	55	22	2,21	2	1
Würm													
W1	in Starnberg	7	2001	20,2	8,9	310	137	20	3	25	0,25	3	2
W2	bei Leutstetten	7	2001	19,9	8,5	345	104	31	17	42	0,67	5	4
W3	in Krailling	7	2001	19,7	8,6	351	101	40	19	17	0,74	4	3
W4	bei Herbertshausen	7	2001	14,4	8,2	594	98	46	23	125	3,64	4	2
W4	bei Herbertshausen	9	2001	12,2	8,1	612	91	70	20	25	3,88	4	2

Indexwerte und floristische Parameter der rezenten Proben: Teil 1

* nicht gesicherte Indexwerte (Evenness<0,25)

ID	Probestelle	Fließgewässer	Monat	Jahr	Substrat	SI (Rott et al. 1997)	TI _{DA} (Rott et al. 1999)	TDI (Coring et al. 1999)	TI (Schmedtje et al. 1998)	DI-CH (BUWAL 2002)	Anzahl Taxa	Diversität	Evenness
3541	AM1	Ammer	7	2001	Epibryon	1,56	1,93	1,32	1,86	2,97	23	1,50	0,48
3542	AM1	Ammer	7	2001	Epilithon	1,73	2,04	1,40	1,88	2,99	20	1,88	0,63
3543	AM2	Ammer	7	2001	Epibryon	1,68	2,16	1,54	1,96	3,45	24	1,48	0,47
3544	AM2	Ammer	7	2001	Epilithon	1,77	1,80	1,53	1,84	2,91	23	1,77	0,56
3545	AM3	Ammer	7	2001	Epibryon	1,77	2,22	1,84	2,03	3,98	16	1,32	0,48
3546	AM3	Ammer	7	2001	Epilithon	1,56	1,71	1,15	1,75	2,33	21	1,70	0,56
3547	AM4	Ammer	7	2001	Epibryon	1,81	2,23	1,87	2,04	4,15	15	1,13	0,42
3548	AM4	Ammer	7	2001	Epilithon	1,68	1,69	1,29	1,80	2,68	15	1,54	0,57
3566	A1	Amper	7	2001	Epiphyton	1,68	2,09	2,13	1,74	4,24	51	2,69	0,68
3567	A1	Amper	7	2001	Epiphyton	1,46	2,16	2,07	1,71	3,57	53	2,66	0,67
3568	A1	Amper	7	2001	Epilithon	1,62	2,14	1,65	1,76	3,47	36	2,21	0,62
3634	A1	Amper	9	2001	Epiphyton	1,40	1,80	1,56	1,52	2,47	55	3,08	0,77
3635	A1	Amper	9	2001	Epilithon	1,36	1,48	1,74	1,42	1,96	48	2,87	0,74
3569	A2	Amper	7	2001	Epiphyton	1,82	2,34	2,17	2,07	4,31	30	1,20	0,35
3636	A2	Amper	9	2001	Epiphyton	2,01	2,74	2,77	2,33	4,97	61	3,36	0,82
3570	A3	Amper	7	2001	Epiphyton	1,59	2,31	2,04	1,99	3,92	41	1,61	0,43
3571	A3	Amper	7	2001	Epilithon	1,81	2,33	1,91	1,92	3,72	32	1,89	0,55
3637	A3	Amper	9	2001	Epiphyton	1,67	2,31	2,17	2,01	4,30	34	1,30	0,37
3572	A4	Amper	7	2001	Epiphyton	1,67	2,29	2,02	2,01	4,26	26	1,05	0,32
3573	A4	Amper	7	2001	Epiphyton	1,67	2,20	1,68	1,98	3,59	19	1,46	0,50
3574	A4	Amper	7	2001	Epilithon	1,65	2,16	1,61	1,91	3,45	39	2,14	0,59
3638	A4	Amper	9	2001	Epiphyton	1,64*	2,29*	2,03*	2,09*	4,69*	13	0,43	0,17
3639	A4	Amper	9	2001	Epiphyton	1,76	2,33	2,15	2,08	3,95	26	1,86	0,57
3640	A4	Amper	9	2001	Epiphyton	1,66	2,20	1,82	1,96	3,35	31	2,17	0,63
3641	A4	Amper	9	2001	Epilithon	1,65	2,28	2,38	1,85	3,61	45	2,60	0,68
3575	A5	Amper	7	2001	Epiphyton	1,71*	2,26*	1,89*	2,05*	4,47*	14	0,62	0,24
3576	A5	Amper	7	2001	Epilithon	1,97	2,38	2,28	2,11	4,47	19	1,45	0,49
3642	A5	Amper	9	2001	Epiphyton	1,69	2,30	2,06	2,07	4,46	22	1,03	0,33
3643	A5	Amper	9	2001	Epiphyton	1,75	2,29	2,21	2,05	4,28	22	1,41	0,46
3644	A5	Amper	9	2001	Epilithon	2,00	2,58	2,50	2,18	4,56	31	1,65	0,48
3577	A6	Amper	7	2001	Epiphyton	1,85	2,23	2,12	2,05	4,11	22	1,50	0,49
3578	A6	Amper	7	2001	Epibryon	1,80	2,40	2,35	2,09	4,22	32	1,94	0,56
3579	A6	Amper	7	2001	Epilithon	1,84	2,40	2,56	2,08	4,06	41	2,32	0,62
3645	A6	Amper	9	2001	Epibryon	1,86	2,42	2,43	2,15	4,37	34	1,68	0,48
3646	A6	Amper	9	2001	Epiphyton	1,74	2,35	2,29	2,09	4,27	37	1,60	0,44
3580	A7	Amper	7	2001	Epibryon	1,81	2,31	2,18	2,08	4,06	25	1,44	0,45
3581	A7	Amper	7	2001	Epilithon	1,75	2,17	1,54	1,96	2,91	32	2,43	0,70
3647	A7	Amper	9	2001	Epibryon	1,90	2,44	2,48	2,15	4,32	40	1,93	0,52
3648	A7	Amper	9	2001	Epilithon	1,72	2,21	2,47	1,91	3,36	42	2,64	0,71
3582	A8	Amper	7	2001	Epibryon	1,87	2,39	2,36	2,11	3,98	24	1,47	0,46
3583	A8	Amper	7	2001	Epilithon	1,89	2,33	2,35	2,08	4,14	27	1,90	0,58
3649	A8	Amper	9	2001	Epibryon	1,89	2,50	2,51	2,13	4,42	47	2,29	0,60
3650	A8	Amper	9	2001	Epilithon	2,01	2,44	2,76	2,17	4,68	22	1,37	0,44
3584	A9	Amper	7	2001	Epibryon	1,84	2,32	2,18	2,10	4,12	31	1,73	0,50
3585	A9	Amper	7	2001	Epilithon	1,89	1,49	2,07	1,91	1,61	30	2,07	0,61
3651	A9	Amper	9	2001	Epiphyton	1,91	2,49	2,38	2,16	4,28	51	2,72	0,69
3652	A9	Amper	9	2001	Epilithon	1,93	2,34	2,42	2,13	4,70	22	1,53	0,49
3588	A10	Amper	7	2001	Epiphyton	1,82*	2,32*	2,06*	2,09*	4,62*	16	0,66	0,24
3589	A10	Amper	7	2001	Epilithon	1,92	2,48	2,44	2,14	3,89	34	2,19	0,62
3653	A10	Amper	9	2001	Epiphyton	1,74*	2,31*	2,03*	2,11*	4,94*	8	0,23	0,11
3654	A10	Amper	9	2001	Epilithon	1,99	2,62	3,18	2,28	4,56	36	2,03	0,57
3590	A11	Amper	7	2001	Epibryon	1,78	2,37	2,18	2,08	4,27	32	1,69	0,49
3591	A11	Amper	7	2001	Epilithon	1,83	2,14	2,00	1,97	3,71	31	1,90	0,55
3655	A11	Amper	9	2001	Epibryon	1,85	2,44	2,41	2,14	4,24	36	1,94	0,54
3657	A11	Amper	9	2001	Epilithon	2,04	2,72	2,89	2,26	4,75	29	1,47	0,44
3516	A12	Amper	7	2001	Epibryon	1,91	2,38	2,37	2,14	4,65	19	0,88	0,30
3592	A12	Amper	7	2001	Epiphyton	1,90*	2,29*	2,13*	2,10*	4,68*	13	0,50	0,20
3593	A12	Amper	7	2001	Epilithon	1,95	2,52	2,65	2,14	4,44	33	2,07	0,59
3658	A12	Amper	9	2001	Epiphyton	1,85	2,29	2,14	2,09	4,84	10	0,64	0,28

Indexwerte und floristische Parameter der rezenten Proben: Teil 2

* nicht gesicherte Indexwerte (Evenness<0,25)

ID	Probestelle	Fließgewässer	Monat	Jahr	Substrat	SI (Rott et al. 1997)	TI _{DA} (Rott et al. 1999)	TDI (Coring et al. 1999)	TI (Schmedje et al. 1998)	DI-CH (BUWAL 2002)	Anzahl Taxa	Diversität	Evenness
3659	A12	Amper	9	2001	Epilithon	1,99	2,59	2,78	2,24	4,81	30	1,99	0,59
3594	A13	Amper	7	2001	Epiphyton	1,94	2,32	2,52	2,13	4,29	18	1,27	0,44
3595	A13	Amper	7	2001	Epiphyton	1,99	2,33	2,32	2,13	4,72	18	0,83	0,29
3596	A13	Amper	7	2001	Epiphyton	1,95	2,34	2,31	2,13	4,59	26	1,16	0,36
3597	A13	Amper	7	2001	Epiphyton	1,93	2,36	2,22	2,14	4,49	20	1,19	0,40
3598	A13	Amper	7	2001	Epilithon	1,94	2,50	2,37	2,11	4,42	30	1,87	0,55
3660	A13	Amper	9	2001	Epiphyton	1,89*	2,32*	2,09*	2,09*	4,85*	18	0,59	0,20
3661	A13	Amper	9	2001	Epibryon	1,91	2,38	2,37	2,15	4,56	27	1,27	0,38
3662	A13	Amper	9	2001	Epilithon	1,96	2,63	2,77	2,21	4,44	37	2,12	0,59
3599	A14	Amper	7	2001	Epiphyton	1,84	2,32	2,22	2,09	4,63	25	0,82	0,26
3601	A14	Amper	7	2001	Epilithon	1,94	2,44	2,52	2,09	4,36	27	1,80	0,55
3663	A14	Amper	9	2001	Epiphyton	1,91	2,38	2,30	2,13	4,90	20	0,76	0,25
3602	A15	Amper	7	2001	Epiphyton	1,93	2,33	2,28	2,14	4,34	20	1,35	0,45
3603	A15	Amper	7	2001	Epilithon	1,94	2,52	2,62	2,14	4,26	35	2,33	0,65
3666	A15	Amper	9	2001	Epiphyton	1,84	2,28	2,27	2,09	4,73	16	0,80	0,29
3667	A15	Amper	9	2001	Epilithon	1,97	2,51	2,66	2,17	4,17	25	2,14	0,66
3604	A16	Amper	7	2001	Epiphyton	1,98	2,35	2,28	2,15	4,62	28	0,94	0,28
3605	A16	Amper	7	2001	Epilithon	2,10	2,68	2,79	2,27	4,62	27	1,94	0,59
3668	A16	Amper	9	2001	Epiphyton	1,89	2,44	2,39	2,14	4,31	36	1,98	0,55
3669	A16	Amper	9	2001	Epiphyton	1,92	2,49	2,51	2,18	4,44	45	2,25	0,59
3670	A16	Amper	9	2001	Epilithon	1,96	2,46	2,53	2,16	4,61	30	1,60	0,47
3606	A17	Amper	7	2001	Epilithon	1,99	2,60	2,89	2,25	4,59	27	1,91	0,58
3671	A17	Amper	9	2001	Epilithon	1,88	2,45	2,51	2,09	4,18	42	2,36	0,63
3607	A18	Amper	7	2001	Epibryon	1,98	2,45	2,48	2,16	4,81	30	1,40	0,41
3608	A18	Amper	7	2001	Epilithon	1,91	2,32	2,29	2,10	4,65	14	0,95	0,36
3672	A18	Amper	9	2001	Epibryon	1,90	2,51	2,58	2,13	4,21	51	2,42	0,62
3673	A18	Amper	9	2001	Epilithon	1,93	2,69	2,67	2,17	4,33	54	2,67	0,67
3609	A19	Amper	7	2001	Epibryon	1,92*	2,35*	2,23*	2,12*	4,85*	15	0,62	0,23
3610	A19	Amper	7	2001	Epilithon	1,92	2,44	2,94	2,19	3,84	32	2,36	0,68
3674	A19	Amper	9	2001	Epibryon	1,96	2,56	2,79	2,19	4,61	53	2,51	0,63
3611	A20	Amper	7	2001	Epibryon	1,92	2,43	2,52	2,16	4,50	26	1,41	0,43
3612	A20	Amper	7	2001	Epilithon	2,00	2,42	2,59	2,15	4,71	22	1,36	0,44
3675	A20	Amper	9	2001	Epibryon	1,94	2,56	2,66	2,19	4,35	41	2,11	0,57
3676	A20	Amper	9	2001	Epilithon	1,99	2,54	2,60	2,18	4,66	28	1,60	0,48
3613	A21	Amper	7	2001	Epiphyton	1,98	2,36	2,39	2,17	4,69	18	1,23	0,42
3614	A21	Amper	7	2001	Epilithon	1,88	2,34	2,29	2,07	4,31	27	2,02	0,61
3677	A21	Amper	9	2001	Epibryon	1,91	2,45	2,48	2,15	4,48	37	1,44	0,40
3615	A22	Amper	7	2001	Epiphyton	1,86*	2,34*	2,27*	2,12*	4,71*	21	0,68	0,22
3616	A22	Amper	7	2001	Epiphyton	1,89*	2,34*	2,30*	2,12*	4,73*	16	0,67	0,24
3617	A22	Amper	7	2001	Epilithon	1,94	2,49	2,65	2,16	4,49	33	2,24	0,64
3678	A22	Amper	9	2001	Epiphyton	1,85	2,36	2,21	2,12	4,73	14	0,69	0,26
3618	A23	Amper	7	2001	Epiphyton	1,90	2,35	2,38	2,13	4,53	21	0,96	0,31
3619	A23	Amper	7	2001	Epiphyton	1,93	2,33	2,24	2,12	4,70	17	0,71	0,25
3620	A23	Amper	7	2001	Epibryon	1,86	2,47	2,60	2,17	4,52	26	1,51	0,46
3621	A23	Amper	7	2001	Epiphyton	1,94*	2,35*	2,27*	2,13*	4,86*	17	0,56	0,20
3622	A23	Amper	7	2001	Epilithon	1,96	2,61	2,71	2,22	4,53	40	2,30	0,62
3679	A23	Amper	9	2001	Epiphyton	1,82*	2,34*	2,22*	2,11*	4,79*	13	0,54	0,21
3680	A23	Amper	9	2001	Epiphyton	1,95	2,40	2,29	2,14	4,64	17	0,71	0,25
3681	A23	Amper	9	2001	Epiphyton	1,71*	2,31*	2,11*	2,10*	4,89*	9	0,34	0,16
3682	A23	Amper	9	2001	Epilithon	2,00	2,78	3,31	2,40	6,13	21	1,49	0,49
3623	A24	Amper	7	2001	Epibryon	1,93	2,36	2,28	2,13	4,74	19	0,83	0,28
3624	A24	Amper	7	2001	Epilithon	1,88	2,47	2,70	2,15	4,44	29	1,76	0,52
3684	A24	Amper	9	2001	Epilithon	2,01	2,41	2,44	2,16	4,75	16	0,98	0,35
3625	A25	Amper	7	2001	Epibryon	1,95	2,48	2,80	2,20	4,46	30	1,99	0,59
3626	A25	Amper	7	2001	Epilithon	1,90	2,50	2,63	2,12	4,18	37	2,23	0,62
3685	A25	Amper	9	2001	Epibryon	1,94	2,43	2,36	2,15	4,70	27	1,21	0,37
3627	A26	Amper	7	2001	Epiphyton	1,90	2,17	2,42	1,99	4,52	31	1,79	0,52
3628	A26	Amper	7	2001	Epiphyton	1,94	2,38	2,26	2,11	4,75	24	1,48	0,47
3629	A26	Amper	7	2001	Epilithon	1,95	2,66	3,05	2,26	4,60	35	2,29	0,64

Indexwerte und floristische Parameter der rezenten Proben: Teil 3

* nicht gesicherte Indexwerte (Evenness<0,25)

ID	Probestelle	Fließgewässer	Monat	Jahr	Substrat	SI (Rott et al. 1997)	TI _{DNA} (Rott et al. 1999)	TDI (Coring et al. 1999)	TI (Schmedtje et al. 1998)	DI-CH (BUWAL 2002)	Anzahl Taxa	Diversität	Evenness
3686	A26	Amper	9	2001	Epiphyton	2,07	2,79	3,17	2,29	5,44	32	2,29	0,66
3783	AB1	Angerbach	6	2000	Epiphyton	1,70	1,90	2,27	1,91	1,87	44	2,33	0,61
3795	AB1	Angerbach	6	2000	Epilithon	2,32	2,13	1,53	2,17	2,33	30	1,91	0,56
3807	AB1	Angerbach	6	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,83	1,97	2,20	1,96	2,20	25	1,95	0,61
3819	AB1	Angerbach	7	2000	Epiphyton	1,90	2,27	2,37	2,14	2,60	39	2,39	0,65
3831	AB1	Angerbach	7	2000	Epilithon	1,79	1,98	2,10	2,02	2,36	39	2,42	0,66
3843	AB1	Angerbach	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,88	2,25	2,14	2,10	2,65	25	1,88	0,58
3855	AB1	Angerbach	9	2000	Epiphyton	2,04	2,10	2,27	2,09	2,67	36	1,81	0,51
3867	AB1	Angerbach	9	2000	Epilithon	2,35	1,86	2,03	2,04	2,12	27	1,87	0,57
3879	AB1	Angerbach	9	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,88	1,99	2,11	1,98	2,11	25	1,61	0,50
3784	AB2	Angerbach	6	2000	Epiphyton	1,79	1,99	2,25	1,98	1,90	45	2,43	0,64
3796	AB2	Angerbach	6	2000	Epilithon	2,10	1,84	1,87	2,28	2,52	29	2,23	0,66
3808	AB2	Angerbach	6	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,90	1,92	2,25	2,03	2,07	40	2,33	0,63
3820	AB2	Angerbach	7	2000	Epiphyton	1,96	2,08	2,19	2,09	2,45	46	2,80	0,73
3832	AB2	Angerbach	7	2000	Epilithon	1,68	1,66	1,42	1,89	1,86	41	2,39	0,64
3844	AB2	Angerbach	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,83	2,32	2,32	2,17	2,99	33	2,65	0,76
3856	AB2	Angerbach	9	2000	Epiphyton	1,62	2,10	2,11	1,95	2,48	36	1,83	0,51
3868	AB2	Angerbach	9	2000	Epilithon	1,58	1,49	1,21	1,78	1,81	26	1,86	0,57
3880	AB2	Angerbach	9	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,79	2,23	2,21	2,08	3,40	30	1,21	0,36
3694	AS1	Anzinger Sempt	7	2000	Epilithon	1,43	1,74	1,34	1,61	2,24	31	2,00	0,58
3704	AS1	Anzinger Sempt	7	2000	Epiphyton	1,66*	1,46*	1,50*	1,73*	3,04*	15	0,63	0,23
3714	AS1	Anzinger Sempt	7	2000	Epibryon	1,62	1,88	1,60	1,80	3,17	34	1,56	0,44
3724	AS1	Anzinger Sempt	7	2000	galtetes Epiphyton	1,71	1,97	1,80	1,91	3,86	20	1,03	0,34
3734	AS1	Anzinger Sempt	7	2000	galtetes Epibryon	1,71	2,01	1,97	1,91	3,93	27	1,36	0,41
3744	AS1	Anzinger Sempt	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,68	1,87	1,68	1,85	3,84	13	0,90	0,35
3754	AS1	Anzinger Sempt	7	2000	herbarisiertes Epibryon	1,69	1,80	1,70	1,80	3,44	32	1,41	0,41
3764	AS1	Anzinger Sempt	7	2000	galtetes, herbarisiertes Epiphyton	1,68	1,57	1,52	1,76	3,11	15	0,80	0,30
3774	AS1	Anzinger Sempt	7	2000	galtetes, herbarisiertes Epibryon	1,71	2,10	1,84	1,90	3,70	27	1,91	0,58
3696	AS2	Anzinger Sempt	7	2000	Epilithon	1,67	1,65	1,51	1,77	2,79	25	1,25	0,39
3706	AS2	Anzinger Sempt	7	2000	Epiphyton	1,71	1,84	1,77	1,87	3,62	17	1,07	0,38
3716	AS2	Anzinger Sempt	7	2000	Epibryon	1,87	2,53	2,27	2,17	3,99	29	1,92	0,57
3726	AS2	Anzinger Sempt	7	2000	galtetes Epiphyton	1,75	2,06	1,95	1,96	4,02	29	1,19	0,35
3736	AS2	Anzinger Sempt	7	2000	galtetes Epibryon	1,81	2,32	2,17	2,02	4,16	29	1,85	0,55
3746	AS2	Anzinger Sempt	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,81	2,11	2,10	1,99	4,23	16	1,11	0,40
3756	AS2	Anzinger Sempt	7	2000	herbarisiertes Epibryon	1,92	2,43	2,32	2,14	4,44	23	1,53	0,49
3766	AS2	Anzinger Sempt	7	2000	galtetes, herbarisiertes Epiphyton	1,75	2,11	1,88	1,99	4,27	12	0,86	0,35
3776	AS2	Anzinger Sempt	7	2000	galtetes, herbarisiertes Epibryon	1,87	2,45	2,32	2,11	4,26	29	1,91	0,57
3502	BS1	Bayerische Schwarzach	6	2001	Epiphyton	1,74	2,68	1,90	1,71	4,56	34	2,36	0,67
3503	BS1	Bayerische Schwarzach	6	2001	Epilithon	1,74	2,97	2,29	1,90	5,16	42	2,77	0,74
3504	BS2	Bayerische Schwarzach	6	2001	Epiphyton	2,04	3,20	2,68	2,14	5,57	52	2,84	0,72
3505	BS2	Bayerische Schwarzach	6	2001	Epilithon	2,02	3,19	2,47	2,18	5,18	58	3,01	0,74
3506	BS3	Bayerische Schwarzach	6	2001	Epiphyton	1,93	3,07	2,53	2,06	5,08	39	2,84	0,78
3507	BS3	Bayerische Schwarzach	6	2001	Epibryon	2,17	3,14	2,81	2,37	5,41	42	2,76	0,74
3508	BS3	Bayerische Schwarzach	6	2001	Epilithon	1,97	2,95	2,58	2,19	5,92	51	2,88	0,73
3785	EB1	Ettinger Bach	6	2000	Epiphyton	1,75	1,86	1,95	1,93	2,22	33	2,54	0,73
3797	EB1	Ettinger Bach	6	2000	Epilithon	1,70	1,61	1,36	1,83	1,84	33	2,40	0,69
3809	EB1	Ettinger Bach	6	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,75	1,75	2,10	1,90	1,98	31	2,44	0,71
3821	EB1	Ettinger Bach	7	2000	Epiphyton	1,73	1,85	1,89	1,81	2,21	33	2,47	0,71
3833	EB1	Ettinger Bach	7	2000	Epilithon	2,63	1,80	1,87	2,36	3,34	28	1,86	0,56
3845	EB1	Ettinger Bach	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,65	1,71	1,72	1,75	2,11	29	2,47	0,73
3857	EB1	Ettinger Bach	9	2000	Epiphyton	1,62	1,52	1,98	1,75	1,58	31	2,30	0,67
3869	EB1	Ettinger Bach	9	2000	Epilithon	1,57	1,67	1,52	1,75	1,82	38	2,76	0,76
3881	EB1	Ettinger Bach	9	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,68	1,72	2,20	1,82	1,94	38	2,71	0,74
3786	EB2	Ettinger Bach	6	2000	Epiphyton	1,66	1,89	1,75	1,95	2,02	16	1,08	0,39
3798	EB2	Ettinger Bach	6	2000	Epilithon	1,59	1,97	2,20	1,78	2,42	59	3,29	0,81
3810	EB2	Ettinger Bach	6	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,59	2,01	2,25	1,87	2,19	50	2,77	0,71
3822	EB2	Ettinger Bach	7	2000	Epiphyton	1,69	2,00	1,92	2,00	2,46	13	0,86	0,34
3834	EB2	Ettinger Bach	7	2000	Epilithon	1,49	1,29	1,07	1,62	1,99	14	1,23	0,47
3846	EB2	Ettinger Bach	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,57	2,14	1,88	2,04	2,99	17	0,83	0,29

Indexwerte und floristische Parameter der rezenten Proben: Teil 4

* nicht gesicherte Indexwerte (Evenness<0,25)

ID	Probestelle	Fließgewässer	Monat	Jahr	Substrat	SI (Rott et al. 1997)	TI _{DIA} (Rott et al. 1999)	TDI (Coring et al. 1999)	TI (Schmedje et al. 1998)	DI-CH (BUWAL 2002)	Anzahl Taxa	Diversität	Evenness
3858	EB2	Ettinger Bach	9	2000	Epiphyton	1,71	1,93	1,93	1,95	2,15	26	1,68	0,52
3870	EB2	Ettinger Bach	9	2000	Epilithon	1,53	1,72	1,64	1,70	2,02	58	3,00	0,74
3882	EB2	Ettinger Bach	9	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,74	1,90	1,94	1,95	2,17	33	1,71	0,49
3693	FS1	Forstinninger Sempt	7	2000	Epilithon	1,41	1,86	1,80	1,67	2,29	26	1,50	0,46
3703	FS1	Forstinninger Sempt	7	2000	Epiphyton	1,46	2,21	2,37	1,88	3,31	36	1,85	0,52
3713	FS1	Forstinninger Sempt	7	2000	Epibryon	1,61	2,10	1,43	1,89	2,75	31	2,03	0,59
3723	FS1	Forstinninger Sempt	7	2000	gealtertes Epiphyton	1,53	2,12	1,85	1,93	3,37	29	1,46	0,43
3733	FS1	Forstinninger Sempt	7	2000	gealtertes Epibryon	1,70	2,24	2,08	1,96	3,60	31	2,01	0,59
3743	FS1	Forstinninger Sempt	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,50	2,35	2,63	1,89	3,24	36	1,93	0,54
3753	FS1	Forstinninger Sempt	7	2000	herbarisiertes Epibryon	1,57	1,94	1,35	1,82	2,63	30	1,81	0,53
3763	FS1	Forstinninger Sempt	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epiphyton	1,51	2,25	2,45	1,97	3,84	19	1,34	0,46
3773	FS1	Forstinninger Sempt	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epibryon	1,76	2,39	2,16	2,02	3,65	27	2,08	0,63
3695	FS2	Forstinninger Sempt	7	2000	Epilithon	1,62	2,06	2,23	1,88	3,01	45	2,12	0,56
3705	FS2	Forstinninger Sempt	7	2000	Epiphyton	1,62	2,16	1,80	1,99	4,18	11	0,76	0,32
3715	FS2	Forstinninger Sempt	7	2000	Epibryon	1,57	2,09	2,15	1,91	3,52	31	1,60	0,47
3725	FS2	Forstinninger Sempt	7	2000	gealtertes Epiphyton	1,70	1,88	1,82	1,87	3,65	24	1,13	0,36
3735	FS2	Forstinninger Sempt	7	2000	gealtertes Epibryon	1,60	2,25	2,26	1,96	3,36	27	1,86	0,57
3745	FS2	Forstinninger Sempt	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,61	2,14	2,01	1,98	4,17	13	0,95	0,37
3755	FS2	Forstinninger Sempt	7	2000	herbarisiertes Epibryon	1,66	2,41	2,48	1,98	3,72	25	1,93	0,60
3765	FS2	Forstinninger Sempt	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epiphyton	1,70	2,21	2,00	2,03	4,52	12	0,74	0,30
3775	FS2	Forstinninger Sempt	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epibryon	1,58	2,32	2,52	1,91	3,39	37	2,17	0,60
3564	G1	Glonn	7	2001	Epiphyton	2,07*	2,36*	2,23*	2,12*	5,00*	20	0,52	0,17
3565	G1	Glonn	7	2001	Epilithon	2,10	3,06	3,00	2,35	5,12	49	2,89	0,74
3691	G1	Glonn	9	2001	Epiphyton	2,01	2,52	2,61	2,18	5,22	33	1,34	0,38
3787	HB1	Hungerbach	6	2000	Epiphyton	1,73	1,86	1,90	1,94	1,91	19	1,33	0,45
3799	HB1	Hungerbach	6	2000	Epidendron	1,64	2,18	1,99	1,89	2,39	53	2,70	0,68
3811	HB1	Hungerbach	6	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,67	1,99	1,83	2,00	2,33	24	1,47	0,46
3823	HB1	Hungerbach	7	2000	Epiphyton	1,61	1,72	1,96	1,88	1,63	25	1,54	0,48
3835	HB1	Hungerbach	7	2000	Epilithon	1,74	1,65	1,86	1,91	2,03	52	2,42	0,61
3847	HB1	Hungerbach	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,77	1,80	1,77	1,95	1,81	15	1,13	0,42
3859	HB1	Hungerbach	9	2000	Epiphyton	1,78	1,87	2,13	1,91	1,93	19	1,57	0,53
3871	HB1	Hungerbach	9	2000	Epilithon	1,56	1,67	1,60	1,72	1,93	46	2,63	0,69
3883	HB1	Hungerbach	9	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,77	1,93	1,98	1,98	2,10	20	1,06	0,35
3788	HB2	Hungerbach	6	2000	Epiphyton	1,77	1,99	1,88	1,97	2,25	22	1,41	0,46
3800	HB2	Hungerbach	6	2000	Epilithon	2,17	2,75	2,55	2,77	4,93	41	2,32	0,63
3812	HB2	Hungerbach	6	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,89	1,62	1,82	1,94	1,67	23	1,75	0,56
3824	HB2	Hungerbach	7	2000	Epiphyton	1,83	1,77	1,78	1,90	1,59	16	1,42	0,51
3836	HB2	Hungerbach	7	2000	Epidendron	2,25	2,30	2,37	2,46	2,39	24	1,93	0,61
3848	HB2	Hungerbach	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,59	1,77	1,81	1,94	1,73	20	1,27	0,42
3860	HB2	Hungerbach	9	2000	Epiphyton	1,61	1,69	1,89	1,88	1,53	21	1,46	0,48
3872	HB2	Hungerbach	9	2000	Epidendron	3,01	1,74	2,13	2,25	2,40	18	1,43	0,49
3884	HB2	Hungerbach	9	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,87	1,79	2,02	1,94	1,69	21	1,42	0,47
3789	KA1	Kleine Ammerquellen	6	2000	Epiphyton	1,60	1,57	1,33	1,75	1,83	25	1,96	0,61
3801	KA1	Kleine Ammerquellen	6	2000	Epilithon	1,51	1,64	1,65	1,61	2,21	61	3,31	0,81
3813	KA1	Kleine Ammerquellen	6	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,61	1,54	1,27	1,78	1,91	19	1,66	0,56
3825	KA1	Kleine Ammerquellen	7	2000	Epiphyton	1,56	1,40	1,29	1,72	1,77	24	1,68	0,53
3837	KA1	Kleine Ammerquellen	7	2000	Epilithon	1,53	1,48	1,15	1,67	1,94	38	2,07	0,57
3849	KA1	Kleine Ammerquellen	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,60	1,61	1,38	1,74	1,96	25	1,82	0,56
3861	KA1	Kleine Ammerquellen	9	2000	Epiphyton	1,53	1,40	1,33	1,70	1,50	17	1,60	0,56
3873	KA1	Kleine Ammerquellen	9	2000	Epilithon	1,50	1,58	1,09	1,69	2,09	28	1,78	0,53
3885	KA1	Kleine Ammerquellen	9	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,69	1,44	1,68	1,78	1,42	13	1,25	0,49
3790	KA2	Kleine Ammerquellen	6	2000	Epiphyton	1,93	1,63	1,74	2,00	1,75	27	2,16	0,66
3802	KA2	Kleine Ammerquellen	6	2000	Epilithon	1,41	1,43	1,12	1,52	1,80	30	1,88	0,55
3814	KA2	Kleine Ammerquellen	6	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,66	1,45	1,34	1,80	1,46	20	1,74	0,58
3826	KA2	Kleine Ammerquellen	7	2000	Epiphyton	1,78	1,59	1,32	1,90	1,74	23	2,01	0,64
3838	KA2	Kleine Ammerquellen	7	2000	Epilithon	1,52	1,45	1,13	1,67	1,92	32	1,94	0,56
3850	KA2	Kleine Ammerquellen	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,70	1,63	1,35	1,84	1,87	32	2,27	0,66
3862	KA2	Kleine Ammerquellen	9	2000	Epiphyton	1,81	1,66	1,42	1,94	1,62	16	1,48	0,54
3874	KA2	Kleine Ammerquellen	9	2000	Epilithon	1,73	1,67	1,93	1,77	1,88	31	1,41	0,41

Indexwerte und floristische Parameter der rezenten Proben: Teil 5

* nicht gesicherte Indexwerte (Evenness<0,25)

ID	Probestelle	Fließgewässer	Monat	Jahr	Substrat	SI (Rott et al. 1997)	TI _{DIA} (Rott et al. 1999)	TDI (Coring et al. 1999)	TI (Schmedtje et al. 1998)	DI-CH (BUWAL 2002)	Anzahl Taxa	Diversität	Evenness
3887	KA2	Kleine Ammerquellen	9	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,89	1,75	1,86	1,94	1,68	16	1,15	0,42
3532	M1	Main	6	2001	Epiphyton	2,18	2,81	2,69	2,25	4,89	36	1,89	0,53
3533	M1	Main	6	2001	Epibryon	2,03	2,61	2,62	2,21	4,84	41	1,85	0,50
3534	M1	Main	6	2001	Epilithon	2,16	3,02	2,86	2,39	5,06	52	2,96	0,75
3535	M2	Main	6	2001	Epibryon	2,09	2,77	2,85	2,27	4,80	35	2,57	0,72
3536	M2	Main	6	2001	Epiphyton	2,06	2,53	2,53	2,21	4,86	31	2,07	0,60
3537	M2	Main	6	2001	Epilithon	2,12	2,82	2,72	2,35	5,10	38	2,55	0,70
3891	MS1	Maisach	6	2001	Epilithon	1,80	2,32	1,45	2,01	3,10	25	1,95	0,61
3915	MS1	Maisach	7	2001	Epilithon	1,86	2,57	1,68	2,14	3,66	37	2,35	0,65
3939	MS1	Maisach	8	2001	Epilithon	1,72	2,38	1,33	2,01	2,69	30	2,23	0,66
3892	MS2	Maisach	6	2001	Epilithon	1,82	2,07	1,53	1,92	3,11	29	2,15	0,64
3904	MS2	Maisach	6	2001	Epiphyton	1,82	2,02	1,86	1,96	3,72	20	1,46	0,49
3916	MS2	Maisach	7	2001	Epilithon	1,79	2,34	1,66	2,05	3,01	29	2,37	0,70
3928	MS2	Maisach	7	2001	Epiphyton	1,87*	2,30*	2,10*	2,09*	4,75*	13	0,55	0,22
3940	MS2	Maisach	8	2001	Epilithon	1,65	1,66	1,19	1,83	2,32	15	1,81	0,67
3952	MS2	Maisach	8	2001	Epiphyton	1,72	1,63	1,64	1,80	3,35	16	0,84	0,30
3893	MS3	Maisach	6	2001	Epilithon	1,64	1,85	1,18	1,78	3,58	28	1,57	0,47
3905	MS3	Maisach	6	2001	Epibryon	1,92	2,34	2,02	2,00	4,31	36	2,21	0,62
3917	MS3	Maisach	7	2001	Epilithon	1,82	2,07	1,39	1,88	3,25	20	1,55	0,52
3929	MS3	Maisach	7	2001	Epibryon	2,27	2,33	1,88	2,12	4,51	19	1,41	0,48
3941	MS3	Maisach	8	2001	Epilithon	2,08	2,35	1,79	2,12	4,33	19	1,55	0,53
3953	MS3	Maisach	8	2001	Epibryon	2,22	2,29	2,09	2,08	4,67	21	1,41	0,46
3894	MS4	Maisach	6	2001	Epilithon	2,21	2,84	2,70	2,40	5,48	28	1,96	0,59
3906	MS4	Maisach	6	2001	Epiphyton	2,09	2,58	2,34	2,13	5,38	44	1,96	0,52
3918	MS4	Maisach	7	2001	Epilithon	1,99	2,56	2,43	2,14	5,18	22	2,17	0,70
3930	MS4	Maisach	7	2001	Epiphyton	1,87	2,28	2,04	2,04	4,73	25	1,40	0,43
3942	MS4	Maisach	8	2001	Epilithon	1,95	2,48	2,20	2,13	4,07	28	2,13	0,64
3954	MS4	Maisach	8	2001	Epiphyton	1,91	2,34	2,28	2,07	4,72	26	1,09	0,34
3895	MS5	Maisach	6	2001	Epilithon	2,36	2,49	1,93	2,24	4,59	28	1,71	0,51
3907	MS5	Maisach	6	2001	Epiphyton	2,01	2,49	2,40	2,18	5,19	28	1,40	0,42
3919	MS5	Maisach	7	2001	Epilithon	2,24	2,51	2,14	2,24	4,74	19	1,99	0,68
3931	MS5	Maisach	7	2001	Epiphyton	2,30	2,38	2,16	2,16	5,03	20	1,06	0,35
3943	MS5	Maisach	8	2001	Epilithon	2,25	2,58	1,81	2,28	4,36	29	2,08	0,62
3955	MS5	Maisach	8	2001	Epiphyton	2,75	2,39	2,36	2,28	5,62	20	1,13	0,38
3896	MS6	Maisach	6	2001	Epilithon	2,42	2,75	2,43	2,47	5,26	29	2,29	0,68
3908	MS6	Maisach	6	2001	Epiphyton	2,13	2,75	2,24	2,26	4,69	53	2,71	0,68
3920	MS6	Maisach	7	2001	Epilithon	2,62	2,84	2,83	2,60	5,40	20	1,70	0,57
3932	MS6	Maisach	7	2001	Epiphyton	2,11*	2,35*	2,04*	2,11*	4,94*	18	0,59	0,21
3944	MS6	Maisach	8	2001	Epilithon	2,72	2,51	2,56	2,62	5,78	30	2,19	0,64
3956	MS6	Maisach	8	2001	Epiphyton	1,95*	2,37*	2,21*	2,13*	4,90*	16	0,61	0,22
3897	MS7	Maisach	6	2001	Epilithon	2,03	2,52	2,45	2,12	4,65	32	2,00	0,58
3909	MS7	Maisach	6	2001	Epiphyton	2,10	2,59	2,54	2,19	4,92	35	1,78	0,50
3921	MS7	Maisach	7	2001	Epilithon	2,02	2,48	2,14	2,14	4,71	25	1,74	0,54
3933	MS7	Maisach	7	2001	Epiphyton	1,85*	2,36*	2,12*	2,12*	5,02*	19	0,60	0,21
3945	MS7	Maisach	8	2001	Epilithon	2,06	2,58	2,54	2,17	4,86	31	2,16	0,63
3957	MS7	Maisach	8	2001	Epiphyton	2,00	2,46	2,48	2,17	5,32	30	1,14	0,34
3898	MS8	Maisach	6	2001	Epilithon	2,13	2,94	2,97	2,39	5,24	29	1,78	0,53
3910	MS8	Maisach	6	2001	Epiphyton	2,00	2,40	2,21	2,17	5,06	19	0,93	0,32
3922	MS8	Maisach	7	2001	Epilithon	2,22	2,71	2,45	2,34	5,04	26	1,71	0,53
3934	MS8	Maisach	7	2001	Epiphyton	1,92*	2,33*	2,08*	2,11*	5,07*	16	0,60	0,22
3946	MS8	Maisach	8	2001	Epilithon	2,23	2,76	2,79	2,40	5,38	33	2,19	0,63
3958	MS8	Maisach	8	2001	Epiphyton	2,01*	2,33*	2,14*	2,11*	5,00*	16	0,48	0,17
3899	MS9	Maisach	6	2001	Epilithon	2,16	2,88	2,89	2,35	5,25	26	1,50	0,46
3911	MS9	Maisach	6	2001	Epiphyton	1,86	2,24	1,96	2,04	4,66	12	0,86	0,35
3923	MS9	Maisach	7	2001	Epilithon	2,14	2,86	2,95	2,36	5,16	30	1,75	0,51
3935	MS9	Maisach	7	2001	Epiphyton	1,59*	2,29*	1,86*	2,09*	4,83*	7	0,34	0,17
3947	MS9	Maisach	8	2001	Epilithon	2,11	2,85	2,80	2,30	5,12	19	1,09	0,37
3959	MS9	Maisach	8	2001	Epiphyton	2,70	2,32	2,19	2,24	5,47	11	1,17	0,49
3900	MS10	Maisach	6	2001	Epilithon	2,54	2,76	2,45	2,53	5,29	25	1,94	0,60

Indexwerte und floristische Parameter der rezenten Proben: Teil 6

* nicht gesicherte Indexwerte (Evenness<0,25)

ID	Probestelle	Fließgewässer	Monat	Jahr	Substrat	SI (Rott et al. 1997)	TI _{DNA} (Rott et al. 1999)	TDI (Coring et al. 1999)	TI (Schmedtje et al. 1998)	DI-CH (BUWAL 2002)	Anzahl Taxa	Diversität	Evenness
3912	MS10	Maisach	6	2001	Epiphyton	2,11	2,49	2,44	2,18	4,91	25	1,30	0,40
3924	MS10	Maisach	7	2001	Epilithon	2,23	2,64	1,89	2,28	4,43	23	1,78	0,57
3936	MS10	Maisach	7	2001	Epiphyton	1,97*	2,30*	2,04*	2,10*	4,95*	9	0,22	0,10
3948	MS10	Maisach	8	2001	Epilithon	1,99	2,45	1,56	2,08	3,92	23	1,81	0,58
3960	MS10	Maisach	8	2001	Epiphyton	2,04*	2,34*	2,19*	2,13*	4,92*	16	0,59	0,21
3901	MS11	Maisach	6	2001	Epilithon	2,25	2,63	2,58	2,30	5,04	30	1,91	0,56
3913	MS11	Maisach	6	2001	Epiphyton	2,01	2,45	2,48	2,14	4,78	20	1,19	0,40
3925	MS11	Maisach	7	2001	Epilithon	2,42	2,73	2,33	2,45	5,22	26	2,01	0,62
3937	MS11	Maisach	7	2001	Epiphyton	1,99*	2,31*	2,12*	2,11*	4,92*	10	0,43	0,18
3949	MS11	Maisach	8	2001	Epilithon	1,98	2,41	2,13	2,11	4,50	28	2,10	0,63
3961	MS11	Maisach	8	2001	Epiphyton	2,10*	2,35*	2,14*	2,12*	4,97*	14	0,43	0,16
3902	MS12	Maisach	6	2001	Epilithon	2,70	2,82	2,97	2,66	5,62	19	1,99	0,68
3914	MS12	Maisach	6	2001	Epiphyton	2,00	2,55	2,55	2,21	4,73	23	1,61	0,51
3926	MS12	Maisach	7	2001	Epilithon	2,18	2,61	2,14	2,28	4,62	26	2,13	0,65
3938	MS12	Maisach	7	2001	Epiphyton	1,97	2,34	2,31	2,12	4,81	17	0,70	0,25
3950	MS12	Maisach	8	2001	Epilithon	2,27	2,68	2,56	2,37	5,06	28	1,89	0,57
3962	MS12	Maisach	8	2001	Epiphyton	2,00	2,41	2,44	2,15	4,77	26	1,16	0,36
3903	MS13	Maisach	6	2001	Epilithon	2,05	2,69	2,46	2,22	4,54	29	2,09	0,62
3927	MS13	Maisach	7	2001	Epilithon	2,03	2,64	2,62	2,22	4,66	29	1,67	0,50
3951	MS13	Maisach	8	2001	Epilithon	2,03	2,72	2,72	2,26	4,61	27	1,65	0,50
3522	Ö1	Ölschnitz	6	2001	Epiphyton	1,92	2,94	2,67	2,09	4,71	65	3,16	0,76
3523	Ö1	Ölschnitz	6	2001	Epilithon	2,08	2,97	2,66	2,28	4,70	49	2,98	0,77
3524	Ö2	Ölschnitz	6	2001	Epiphyton	2,13	2,95	2,66	2,20	4,95	42	2,71	0,72
3525	Ö2	Ölschnitz	6	2001	Epilithon	2,07	3,00	2,80	2,24	4,89	58	3,22	0,79
3526	Ö3	Ölschnitz	6	2001	Epibryon	2,18	2,99	2,98	2,32	5,31	42	2,78	0,74
3527	Ö3	Ölschnitz	6	2001	Epilithon	2,20	2,95	3,05	2,49	5,44	42	2,80	0,75
3702	PG1	Pullinger Graben	7	2000	Epilithon	1,45	1,59	1,12	1,63	2,03	35	1,94	0,54
3712	PG1	Pullinger Graben	7	2000	Epiphyton	1,55	1,87	1,20	1,84	2,76	8	1,09	0,53
3722	PG1	Pullinger Graben	7	2000	Epibryon	1,57*	2,28*	1,94*	2,06*	4,52*	23	0,61	0,19
3732	PG1	Pullinger Graben	7	2000	gealtertes Epiphyton	1,66	1,92	1,60	1,89	3,61	7	0,83	0,43
3742	PG1	Pullinger Graben	7	2000	gealtertes Epibryon	1,71*	2,26*	2,03*	2,07*	4,79*	13	0,42	0,16
3752	PG1	Pullinger Graben	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,70	2,15	1,81	2,01	4,46	6	0,62	0,35
3762	PG1	Pullinger Graben	7	2000	herbarisiertes Epibryon	1,54	2,15	1,57	1,95	3,91	19	1,05	0,36
3772	PG1	Pullinger Graben	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epiphyton	1,68	2,18	1,85	2,02	4,57	5	0,52	0,32
3782	PG1	Pullinger Graben	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epibryon	1,60	2,24	1,89	2,00	4,17	21	1,00	0,33
3528	R1	Regnitz	6	2001	Epiphyton	1,96	2,79	2,88	2,30	4,42	53	2,82	0,71
3529	R1	Regnitz	6	2001	Epilithon	2,06	2,85	3,18	2,42	4,87	40	2,30	0,62
3530	R2	Regnitz	6	2001	Epiphyton	1,97	2,68	2,83	2,22	4,87	44	2,91	0,77
3531	R2	Regnitz	6	2001	Epilithon	1,98	2,75	2,95	2,30	4,89	57	2,59	0,64
3791	RB1	Rotbach	6	2000	Epiphyton	1,62	2,00	1,95	1,90	2,60	45	2,52	0,66
3803	RB1	Rotbach	6	2000	Epilithon	1,81	2,36	1,43	2,04	3,03	35	1,89	0,53
3815	RB1	Rotbach	6	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,60	1,99	2,49	1,85	2,64	45	3,02	0,79
3827	RB1	Rotbach	7	2000	Epiphyton	1,71	1,86	2,42	1,89	2,26	45	2,78	0,73
3839	RB1	Rotbach	7	2000	Epilithon	1,61	1,49	1,42	1,72	1,87	33	2,39	0,68
3851	RB1	Rotbach	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,64	1,92	2,62	1,94	2,67	41	2,65	0,71
3863	RB1	Rotbach	9	2000	Epiphyton	1,64	1,95	2,54	1,92	2,60	39	2,63	0,72
3875	RB1	Rotbach	9	2000	Epilithon	1,70	1,89	2,49	1,96	2,33	48	2,85	0,74
3888	RB1	Rotbach	9	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,69	2,03	2,70	2,01	2,68	46	2,78	0,73
3792	RB2	Rotbach	6	2000	Epiphyton	1,61	2,05	2,44	1,92	2,63	49	3,02	0,78
3804	RB2	Rotbach	6	2000	Epilithon	1,60	1,52	1,63	1,77	2,07	42	2,86	0,76
3816	RB2	Rotbach	6	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,63	1,88	2,38	1,89	2,51	39	2,77	0,76
3828	RB2	Rotbach	7	2000	Epiphyton	1,72	1,95	2,44	1,96	2,66	48	3,07	0,79
3840	RB2	Rotbach	7	2000	Epilithon	1,70	1,42	1,36	1,80	2,06	27	2,18	0,66
3852	RB2	Rotbach	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,70	2,18	2,60	2,06	3,45	45	3,04	0,80
3864	RB2	Rotbach	9	2000	Epiphyton	1,73	2,25	2,83	2,13	3,38	36	2,55	0,71
3876	RB2	Rotbach	9	2000	Epilithon	1,72	1,91	2,54	1,99	2,29	46	2,69	0,70
3886	RB2	Rotbach	9	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,64	2,19	2,76	2,03	3,22	46	2,62	0,68
3509	S1	Schwarzach	6	2001	Epiphyton	1,78	2,80	2,01	1,80	4,60	46	3,09	0,81
3510	S1	Schwarzach	6	2001	Epilithon	1,94	2,96	2,28	2,11	4,91	53	3,14	0,79

Indexwerte und floristische Parameter der rezenten Proben: Teil 7

* nicht gesicherte Indexwerte (Evenness<0,25)

ID	Probestelle	Fließgewässer	Monat	Jahr	Substrat	SI (Rott et al. 1997)	TI _{DIA} (Rott et al. 1999)	TDI (Coring et al. 1999)	TI (Schmedtje et al. 1998)	DI-CH (BUWAL 2002)	Anzahl Taxa	Diversität	Evenness
3511	S2	Schwarzach	6	2001	Epiphyton	2,04	3,10	2,56	2,26	5,40	51	3,06	0,78
3512	S2	Schwarzach	6	2001	Epilithon	1,61	2,76	2,29	1,95	5,27	57	3,16	0,78
3513	S3	Schwarzach	6	2001	Epiphyton	2,16	3,06	2,78	2,34	5,50	72	3,37	0,79
3514	S3	Schwarzach	6	2001	Epilithon	2,05	3,01	2,71	2,23	5,64	52	2,81	0,71
3515	S4	Schwarzach	6	2001	Epiphyton	2,03	2,87	2,55	2,18	5,19	58	2,75	0,68
3517	S5	Schwarzach	6	2001	Epiphyton	1,82	2,92	2,58	2,04	5,46	55	3,26	0,81
3518	S5	Schwarzach	6	2001	Epilithon	2,06	3,08	2,89	2,27	5,58	65	3,12	0,75
3519	S6	Schwarzach	6	2001	Epiphyton	2,16	2,98	2,71	2,36	5,23	61	2,97	0,72
3520	S6	Schwarzach	6	2001	Epilithon	2,08	3,02	2,84	2,32	5,09	70	3,22	0,76
3521	S7	Schwarzach	6	2001	Epiphyton	2,26	2,88	2,99	2,59	5,07	46	1,87	0,49
3700	SW1	Schwillach	7	2000	Epilithon	1,78	2,28	2,22	2,01	4,08	39	1,93	0,53
3710	SW1	Schwillach	7	2000	Epiphyton	1,91	2,72	2,26	2,12	4,35	36	2,06	0,58
3720	SW1	Schwillach	7	2000	Epibryon	1,86	2,43	2,18	2,08	4,36	34	1,80	0,51
3730	SW1	Schwillach	7	2000	gealtertes Epiphyton	1,78	2,39	2,20	2,02	4,30	34	1,59	0,45
3740	SW1	Schwillach	7	2000	gealtertes Epibryon	1,88	2,40	2,38	2,09	4,26	38	1,93	0,53
3750	SW1	Schwillach	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,87	2,73	2,32	2,06	4,38	20	1,89	0,63
3760	SW1	Schwillach	7	2000	herbarisiertes Epibryon	1,91	2,52	2,30	2,10	4,33	29	2,17	0,64
3770	SW1	Schwillach	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epiphyton	1,89	2,65	2,31	2,11	4,45	31	2,08	0,61
3780	SW1	Schwillach	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epibryon	1,88	2,32	2,21	2,03	4,19	30	1,91	0,56
3701	SW2	Schwillach	7	2000	Epilithon	1,52	2,12	1,18	1,80	2,46	39	2,16	0,59
3711	SW2	Schwillach	7	2000	Epiphyton	1,81	2,27	1,87	2,03	4,49	22	1,09	0,35
3721	SW2	Schwillach	7	2000	Epibryon	1,86	2,36	1,93	2,07	4,19	33	1,63	0,47
3731	SW2	Schwillach	7	2000	gealtertes Epiphyton	1,82	2,24	2,04	2,04	4,63	20	0,82	0,27
3741	SW2	Schwillach	7	2000	gealtertes Epibryon	1,91	2,45	2,31	2,04	4,53	30	1,86	0,55
3751	SW2	Schwillach	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,91	2,36	2,14	2,09	4,65	24	1,33	0,42
3761	SW2	Schwillach	7	2000	herbarisiertes Epibryon	1,98	2,56	2,26	2,12	4,54	29	2,00	0,59
3771	SW2	Schwillach	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epiphyton	1,75	2,29	2,02	2,05	4,62	13	0,89	0,35
3781	SW2	Schwillach	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epibryon	1,85	2,40	2,19	2,00	4,37	32	1,88	0,54
3538	SB1	Seebach	6	2001	Epiphyton	2,10	2,96	2,87	2,35	4,50	34	2,42	0,69
3539	SB2	Seebach	6	2001	Epilithon	2,08	2,72	3,20	2,29	4,64	33	1,98	0,57
3540	SB3	Seebach	6	2001	Epilithon	2,21	3,21	3,21	2,50	5,11	50	2,89	0,74
3630	SE1	Sempt	6	2001	Epibryon	1,88	2,61	2,31	2,22	3,98	33	2,15	0,61
3632	SE2	Sempt	6	2001	Epiphyton	1,82	2,32	2,33	2,07	3,79	23	2,17	0,69
3633	SE2	Sempt	6	2001	Epilithon	1,82	2,62	2,43	2,17	3,54	44	2,56	0,68
3697	SE3	Sempt	7	2000	Epilithon	1,75	1,86	2,09	1,82	3,42	38	1,76	0,48
3707	SE3	Sempt	7	2000	Epiphyton	1,80	1,83	1,91	1,88	3,12	30	1,62	0,48
3717	SE3	Sempt	7	2000	Epibryon	1,80	1,98	2,02	1,92	4,00	31	1,57	0,46
3727	SE3	Sempt	7	2000	gealtertes Epiphyton	1,78	1,83	1,91	1,89	3,40	35	1,64	0,46
3737	SE3	Sempt	7	2000	gealtertes Epibryon	1,80	2,17	2,14	1,98	3,93	35	1,85	0,52
3747	SE3	Sempt	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,78	1,76	1,88	1,85	3,40	23	1,19	0,38
3757	SE3	Sempt	7	2000	herbarisiertes Epibryon	1,83	2,07	2,20	1,94	3,95	20	1,64	0,55
3767	SE3	Sempt	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epiphyton	1,94	2,12	2,19	2,07	4,09	23	1,75	0,56
3777	SE3	Sempt	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epibryon	1,87	2,33	2,25	2,04	4,42	31	2,06	0,60
3698	SE4	Sempt	7	2000	Epilithon	1,78	1,83	2,13	1,87	3,45	37	1,66	0,46
3708	SE4	Sempt	7	2000	Epiphyton	1,74	1,85	1,74	1,87	3,41	19	1,10	0,37
3718	SE4	Sempt	7	2000	Epibryon	1,77	2,25	2,26	2,01	4,22	36	1,79	0,50
3728	SE4	Sempt	7	2000	gealtertes Epiphyton	1,91	2,30	2,06	2,09	4,44	32	1,16	0,34
3738	SE4	Sempt	7	2000	gealtertes Epibryon	1,86	2,23	2,03	1,98	3,99	26	1,79	0,55
3748	SE4	Sempt	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,79	2,02	2,11	1,95	3,97	28	1,60	0,48
3758	SE4	Sempt	7	2000	herbarisiertes Epibryon	1,83	2,34	2,22	2,04	4,37	32	1,79	0,52
3768	SE4	Sempt	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epiphyton	1,93	2,26	2,09	2,07	4,20	19	1,08	0,37
3778	SE4	Sempt	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epibryon	1,88	2,37	2,29	2,03	4,08	27	1,93	0,59
3699	SE5	Sempt	7	2000	Epilithon	1,89	2,24	2,06	1,98	3,96	29	1,81	0,54
3709	SE5	Sempt	7	2000	Epiphyton	1,76	2,30	2,15	2,04	4,09	41	2,04	0,55
3719	SE5	Sempt	7	2000	Epibryon	1,61	2,12	1,45	1,90	3,15	29	1,68	0,50
3729	SE5	Sempt	7	2000	gealtertes Epiphyton	1,86	2,23	2,06	2,04	4,15	29	1,55	0,46
3739	SE5	Sempt	7	2000	gealtertes Epibryon	1,86	2,25	2,12	2,03	4,54	19	1,25	0,42
3749	SE5	Sempt	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,81	2,31	2,27	2,05	4,20	30	1,83	0,54
3759	SE5	Sempt	7	2000	herbarisiertes Epibryon	1,89	2,30	2,10	2,07	4,75	22	1,28	0,41

Indexwerte und floristische Parameter der rezenten Proben: Teil 8

* nicht gesicherte Indexwerte (Evenness<0,25)

ID	Probestelle	Fließgewässer	Monat	Jahr	Substrat	SI (Rott et al. 1997)	TI _{DNA} (Rott et al. 1999)	TDI (Coring et al. 1999)	TI (Schmedtje et al. 1998)	DI-CH (BUWAL 2002)	Anzahl Taxa	Diversität	Evenness
3769	SE5	Sempt	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epiphyton	1,88	1,91	1,87	1,92	3,64	21	1,41	0,46
3779	SE5	Sempt	7	2000	gealtertes, herbarisiertes Epibryon	1,84	2,30	2,15	2,04	4,52	19	1,19	0,40
3793	TB1	Tiefenbach	6	2000	Epiphyton	1,75	2,11	1,91	2,03	3,02	12	0,77	0,31
3805	TB1	Tiefenbach	6	2000	Epilithon	1,65	1,43	1,57	1,76	1,56	32	1,80	0,52
3817	TB1	Tiefenbach	6	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,93	2,09	1,96	2,05	2,91	13	0,75	0,29
3829	TB1	Tiefenbach	7	2000	Epiphyton	1,75	2,15	1,84	2,01	3,72	14	0,85	0,32
3841	TB1	Tiefenbach	7	2000	Epilithon	1,62	2,14	1,71	1,83	2,89	50	2,92	0,75
3853	TB1	Tiefenbach	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,74	2,15	1,95	2,05	3,46	10	0,62	0,27
3865	TB1	Tiefenbach	9	2000	Epiphyton	1,96	1,80	1,92	1,97	1,81	16	1,02	0,37
3877	TB1	Tiefenbach	9	2000	Epilithon	1,65	2,10	2,51	1,89	2,39	56	2,94	0,73
3889	TB1	Tiefenbach	9	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,64	1,88	2,00	1,96	1,90	20	1,04	0,35
3794	TB2	Tiefenbach	6	2000	Epiphyton	1,75	1,93	1,95	2,02	2,27	32	1,61	0,46
3806	TB2	Tiefenbach	6	2000	Epilithon	1,63	1,80	1,82	1,81	2,01	45	2,44	0,64
3818	TB2	Tiefenbach	6	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,77	2,03	2,43	2,04	2,42	37	1,96	0,54
3830	TB2	Tiefenbach	7	2000	Epiphyton	1,74*	2,22*	1,92*	2,04*	4,19*	20	0,72	0,24
3842	TB2	Tiefenbach	7	2000	Epilithon	1,55	2,22	1,97	1,77	2,76	53	3,11	0,78
3854	TB2	Tiefenbach	7	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,70	2,23	2,07	2,06	4,08	14	0,70	0,27
3866	TB2	Tiefenbach	9	2000	Epiphyton	1,86	1,85	1,84	1,97	1,88	11	0,91	0,38
3878	TB2	Tiefenbach	9	2000	Epilithon	1,67	1,67	2,15	1,78	1,98	42	2,12	0,57
3890	TB2	Tiefenbach	9	2000	herbarisiertes Epiphyton	1,83	2,08	2,11	2,05	2,78	9	0,68	0,31
3562	W11	Windach	7	2001	Epiphyton	2,08	2,66	2,78	2,33	5,69	40	2,65	0,72
3563	W11	Windach	7	2001	Epilithon	2,06	2,78	3,22	2,28	5,46	35	2,25	0,63
3687	W11	Windach	9	2001	Epilithon	2,06	2,92	3,34	2,34	5,80	40	2,60	0,70
3549	W1	Würm	7	2001	Epiphyton	1,34	1,56	1,80	1,42	2,03	38	1,98	0,54
3550	W1	Würm	7	2001	Epiphyton	1,40	1,73	1,61	1,59	2,47	24	1,58	0,50
3551	W1	Würm	7	2001	Epilithon	1,56	2,03	1,97	1,73	3,08	47	2,37	0,62
3552	W2	Würm	7	2001	Epiphyton	1,78	2,34	2,42	2,09	4,42	29	1,62	0,48
3553	W2	Würm	7	2001	Epibryon	1,72	2,41	2,47	2,09	4,31	25	1,65	0,51
3554	W2	Würm	7	2001	Epilithon	1,85	2,55	2,44	2,12	4,54	35	2,10	0,59
3555	W3	Würm	7	2001	Epiphyton	1,81	2,34	2,34	2,12	4,55	18	1,22	0,42
3556	W3	Würm	7	2001	Epibryon	1,82	2,39	2,48	2,14	4,53	24	1,37	0,43
3557	W3	Würm	7	2001	Epilithon	1,91	2,43	2,33	2,14	4,70	31	1,62	0,47
3558	W4	Würm	7	2001	Epiphyton	1,93	2,34	2,47	2,14	4,27	32	1,92	0,56
3559	W4	Würm	7	2001	Epiphyton	1,94	2,41	2,51	2,13	4,53	36	1,71	0,48
3560	W4	Würm	7	2001	Epibryon	1,90	2,32	2,22	2,10	4,64	17	1,15	0,41
3561	W4	Würm	7	2001	Epilithon	1,98	2,50	2,98	2,20	4,25	26	2,29	0,70
3688	W4	Würm	9	2001	Epiphyton	1,98	2,47	2,70	2,17	4,55	31	1,89	0,55
3689	W4	Würm	9	2001	Epibryon	1,89	2,21	2,38	2,10	2,90	41	2,08	0,56
3690	W4	Würm	9	2001	Epilithon	1,94	2,26	2,57	2,07	3,99	30	1,90	0,56

Test auf Normalverteilung nach SACHS (1999)

M=Median, \bar{x} =Mittelwert, s=Standardabweichung, log=Logarithmstransformation der Variable

Variable	Temp	pH	LF	O ₂ %	TP	SRP	NH ₄ -N	NO ₃ -N	log TP	log SRP	log NH ₄ -N	log NO ₃ -N
M	13,60	8,20	516,00	98,80	52,50	17,00	23,50	2,44	1,72	1,23	1,37	0,39
\bar{x}	13,82	8,09	528,49	99,88	67,49	29,97	37,66	3,55	1,71	1,15	1,40	0,43
s	2,68	0,37	156,04	11,64	54,54	34,02	39,28	2,51	0,34	0,59	0,39	0,34
M/\bar{x}	0,98	1,01	0,98	0,99	0,78*	0,57*	0,62*	0,69*	1,01	1,07	0,98	0,90
3*s	8,03	1,10	468,12	34,93	163,61*	102,07*	117,84*	7,53*	1,02	1,76*	1,16	1,03*

Einfluss des Substrats auf die Diatomeengesellschaften

Wilcoxon-Test für gepaarte Proben, angepasst nach Bonferroni, * signifikanter Unterschied
 EL=Epilithon, EP=Epiphyton, EB=Epibryon, EL-EP: n=120, EL-EB: n=41, EP-EB: n=22

	Evenness EL - Evenness EP	Diversität EL - Diversität EP	Anzahl Taxa EL - Anzahl Taxa EP	% Gesamtartenpool EL - % Gesamtartenpool EP
Z	-6,948 ^a	-7,034 ^a	-5,319 ^a	-6,112 ^a
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,000*	,000*	,000*	,000*
a. Basiert auf positiven Rängen.				
	Evenness EL - Evenness EB	Diversität EL - Diversität EB	Anzahl Taxa EL - Anzahl Taxa EB	% Gesamtartenpool EL - % Gesamtartenpool EB
Z	-3,427 ^a	-3,104 ^a	-2,025 ^a	-2,058 ^a
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,001*	,002*	,043*	,040*
a. Basiert auf positiven Rängen.				
	Evenness EP - Evenness EB	Diversität EP - Diversität EB	Anzahl Taxa EP - Anzahl Taxa EB	% Gesamtartenpool EP - % Gesamtartenpool EB
Z	-1,964 ^a	-2,224 ^a	-2,339 ^a	-2,381 ^a
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,050	,026*	,019*	,017*
a. Basiert auf negativen Rängen.				

Einfluss des Herbarisierens auf die Diatomeengesellschaften

Wilcoxon-Test für gepaarte Proben, * signifikanter Unterschied, EP-EPh: n=46, EB-EBh: n=10
 EP=Epiphyton, EPh=herbarisiertes Epiphyton, EB=Epibryon, EBh=herbarisiertes Epibryon

	Evenness EP - Evenness EPh	Diversität EP - Diversität EPh	Anzahl der Taxa EP - Anzahl der Taxa EPh	Evenness EB - Evenness EBh	Diversität EB - Diversität EBh	Anzahl der Taxa EB - Anzahl der Taxa EBh
Z	-,300 ^a	-1,039 ^a	-1,451 ^a	-1,327 ^b	-,296 ^b	-2,812 ^a
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,764	,299	,147	,185	,767	,005
a. Basiert auf positiven Rängen.						
b. Basiert auf negativen Rängen.						

Einfluss der Alterung auf die Diatomeengesellschaften

Wilcoxon-Test für gepaarte Proben, * signifikanter Unterschied, EP-EPa: n=10, EB-EBh: n=10
 EP=Epiphyton, EPa=gealtertes Epiphyton, EB=Epibryon, EBh=gealtertes Epibryon

	Evenness EP - Evenness EPa	Diversität EP - Diversität EPa	Anzahl der Taxa EP - Anzahl der Taxa EPa	Evenness EB - Evenness EBa	Diversität EB - Diversität EBa	Anzahl der Taxa EB - Anzahl der Taxa EBa
Z	-1,480 ^a	-,764 ^a	-,818 ^b	-,772 ^b	-,178 ^b	-1,697 ^a
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,139	,445	,414	,440	,859	,090
a. Basiert auf positiven Rängen.						
b. Basiert auf negativen Rängen.						

Vergleich historischer und rezenter Proben

Mann-Whitney-U-Test, * signifikanter Unterschied
 Gruppenvariable Substrattyp: historische Herbarbelege, rezentes Epiphyton

	% Anteil der Rote-Liste-Taxa an der Gesamttaxazahl	% Abundanz der Rote-Liste-Taxa
Mann-Whitney-U	7892,5	7507,0
Wilcoxon-W	19368,5	18983,0
Z	-2,453	-3,036
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,014*	,002*

Mann-Whitney-U-Test, angepasst nach Bonferroni, * signifikanter Unterschied

Gruppenvariable Substrattyp: historische Herbarbelege vor 1900, historische Herbarbelege 1900 bis 1930

	% Anteil der Rote-Liste-Taxa an der Gesamttaxazahl	% Abundanz der Rote-Liste-Taxa
Mann-Whitney-U	260,5	235,500
Wilcoxon-W	1535,5	1510,500
Z	-1,106	-1,535
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,269	,125

Mann-Whitney-U-Test, angepasst nach Bonferroni, * signifikanter Unterschied

Gruppenvariable Substrattyp: historische Herbarbelege vor 1900, historische Herbarbelege nach 1930

	% Anteil der Rote-Liste-Taxa an der Gesamttaxazahl	% Abundanz der Rote-Liste-Taxa
Mann-Whitney-U	304,0	248,0
Wilcoxon-W	2320,0	2264,0
Z	-1,459	-2,232
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,145	,026

Mann-Whitney-U-Test, angepasst nach Bonferroni, * signifikanter Unterschied

Gruppenvariable Substrattyp: historische Herbarbelege vor 1900, rezentes Epiphyton

	% Anteil der Rote-Liste-Taxa an der Gesamttaxazahl	% Abundanz der Rote-Liste-Taxa
Mann-Whitney-U	649,5	546,5
Wilcoxon-W	12125,5	12022,5
Z	-2,032	-2,662
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,042	,008*

Mann-Whitney-U-Test, angepasst nach Bonferroni, * signifikanter Unterschied

Gruppenvariable Substrattyp: historische Herbarbelege 1900 bis 1930, historische Herbarbelege nach 1930

	% Anteil der Rote-Liste-Taxa an der Gesamttaxazahl	% Abundanz der Rote-Liste-Taxa
Mann-Whitney-U	1529,0	1393,5
Wilcoxon-W	3545,0	3409,5
Z	-,267	-1,054
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,789	,292

Mann-Whitney-U-Test, angepasst nach Bonferroni, * signifikanter Unterschied

Gruppenvariable Substrattyp: historische Herbarbelege 1900 bis 1930, rezentes Epiphyton

	% Anteil der Rote-Liste-Taxa an der Gesamttaxazahl	% Abundanz der Rote-Liste-Taxa
Mann-Whitney-U	3250,0	2994,0
Wilcoxon-W	14726,0	14470,0
Z	-1,482	-2,205
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,138	,027

Mann-Whitney-U-Test, angepasst nach Bonferroni, * signifikanter Unterschied

Gruppenvariable Substrattyp: historische Herbarbelege nach 1930, rezentes Epiphyton

	% Anteil der Rote-Liste-Taxa an der Gesamttaxazahl	% Abundanz der Rote-Liste-Taxa
Mann-Whitney-U	3993,0	3966,5
Wilcoxon-W	15469,0	15442,5
Z	-1,857	-1,921
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,063	,055

Vergleich der Diatomeengesellschaften unterschiedlicher Substratpflanzen („Parallelproben“)

Mann-Whitney-U-Test, * signifikanter Unterschied

Gruppenvariable Alter: historische Parallelproben, rezente Parallelproben

	SIMI
Mann-Whitney-U	201,0
Wilcoxon-W	2154,0
Z	-3,122
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,002*

Mann-Whitney-U-Test, angepasst nach Bonferroni, * signifikanter Unterschied

Gruppenvariable Alter: a) historische Parallelproben 1902 bis 1913, rezente Parallelproben

b) historische Parallelproben 1971 bis 1998, rezente Parallelproben

c) historische Parallelproben 1902 bis 1913, historische Parallelproben 1971 bis 1998

	SIMI a	SIMI b	SIMI c
Mann-Whitney-U	43,0	29,0	40,0
Wilcoxon-W	319,0	305,0	145,0
Z	-3,695	-2,844	-1,092
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,000*	,004*	,275
Exakte Signifikanz [2*(1-seitig Sig.)]	,000 ^a	,003 ^a	,297 ^a

a. Nicht für Bindungen korrigiert.

TWINSPAN-Analyse: Signifikante Unterschiede der physikalischen und chemischen Parameter sowie der berechneten Indexwerte für die Teilungsschritte des TWINSPAN-Dendrogramms

Mann-Whitney-U-Test, ** signifikanter Unterschied $p < 0,001$ * signifikanter Unterschied $p < 0,05$

In der zweiten Zeile ist jeweils die Gruppengröße angegeben.

■ ausgefüllte Zellen: nicht genügend Messwerte vorhanden, um die Statistik zu berechnen

		Teilungsebene	1	2	3			4			5					
		TWINSPAN-Gruppen	1 vs. 2	3 vs. 4	5 vs. 6	A vs. B, C, D	E vs. F, G	H, I, J vs. K	L, M vs. N, O	B vs. C, D	F vs. G	H vs. I, J	L vs. M	N vs. O	C vs. D	I vs. J
physikalische und chemische Parameter	pH	Signifikanz (2-seitig)	0,000**	0,124	0,000**	0,000**	0,125	0,209		0,003*	0,879	0,002*			0,704	
		Fallzahl	115 vs. 342	67 vs. 48	316 vs. 25	37 vs. 30	28 vs. 20	14 vs. 302		9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30			13 vs. 8	
	LF	Signifikanz (2-seitig)	0,687	0,013*	0,000**	0,732	0,101	0,021*		0,012*	0,001*	0,002*			0,308	
		Fallzahl	115 vs. 342	67 vs. 48	316 vs. 25	37 vs. 30	28 vs. 20	14 vs. 302		9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30			13 vs. 8	
	O ₂ %	Signifikanz (2-seitig)	0,000**	0,030*	0,001*	0,001*	0,204	0,025*		0,018*	0,001*	0,896			0,942	
		Fallzahl	115 vs. 342	67 vs. 48	316 vs. 25	37 vs. 30	28 vs. 20	14 vs. 302		9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30			13 vs. 8	
	Temp	Signifikanz (2-seitig)	0,000**	0,001*	0,000**	0,388	0,002*	0,973		0,007*	0,001*	0,002*			0,942	
		Fallzahl	115 vs. 342	67 vs. 48	316 vs. 25	37 vs. 30	28 vs. 20	14 vs. 302		9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30			13 vs. 8	
	TP	Signifikanz (2-seitig)	0,000**	0,196	0,428	0,000**	0,160	0,000**		0,002*	0,022*	0,002*			0,884	
		Fallzahl	115 vs. 297	67 vs. 48	272 vs. 25	37 vs. 30	28 vs. 20	13 vs. 259		9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30			13 vs. 8	
SRP	Signifikanz (2-seitig)	0,000**	0,235	0,045*	0,606	0,423	0,000**		1,000	1,000	1,000			1,000		
	Fallzahl	115 vs. 296	67 vs. 48	271 vs. 25	37 vs. 30	28 vs. 20	11 vs. 260		9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30			13 vs. 8		
NH ₄ -N	Signifikanz (2-seitig)	0,001*	0,000**	0,000**	0,575	0,001*	0,530		0,432	0,003*	0,071			0,418		
	Fallzahl	115 vs. 300	67 vs. 48	275 vs. 25	37 vs. 30	28 vs. 20	13 vs. 262		9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30			13 vs. 8		
NO ₃ -N	Signifikanz (2-seitig)	0,000**	0,176	0,881	0,122	0,437	0,038*		0,004*	0,003*	0,003*			0,382		
	Fallzahl	115 vs. 300	67 vs. 48	275 vs. 25	37 vs. 30	28 vs. 20	13 vs. 262		9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30			13 vs. 8		
Index	SI	Signifikanz (2-seitig)	0,000**	0,000**	0,000**	0,002*	0,477	0,000**	0,000**	0,020*	0,039*	0,138	0,001*	0,678	0,005*	0,000**
		Fallzahl	115 vs. 478	67 vs. 48	396 vs. 80	37 vs. 30	28 vs. 20	42 vs. 356	36 vs. 44	9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30	29 vs. 7	28 vs. 16	13 vs. 8	17 vs. 13
	TI _{DIA}	Signifikanz (2-seitig)	0,000**	0,825	0,000**	0,025*	0,001*	0,000**	0,001*	0,455	0,048*	0,471	0,000**	0,010*	0,612	0,215
		Fallzahl	115 vs. 478	67 vs. 48	396 vs. 80	37 vs. 30	28 vs. 20	42 vs. 356	36 vs. 44	9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30	29 vs. 7	28 vs. 16	13 vs. 8	17 vs. 13
	TDI	Signifikanz (2-seitig)	0,000**	0,206	0,000**	0,000**	0,000**	0,000**	0,670	0,700	0,621	0,178	0,000**	0,023*	0,218	0,024*
		Fallzahl	115 vs. 478	67 vs. 48	396 vs. 80	37 vs. 30	28 vs. 20	42 vs. 356	36 vs. 44	9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30	29 vs. 7	28 vs. 16	13 vs. 8	17 vs. 13
	TI	Signifikanz (2-seitig)	0,000**	0,000**	0,000**	0,006*	0,001*	0,000**	0,024*	0,044*	0,161	0,022*	0,000**	0,213	0,009*	0,010*
		Fallzahl	115 vs. 478	67 vs. 48	396 vs. 80	37 vs. 30	28 vs. 20	42 vs. 356	36 vs. 44	9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30	29 vs. 7	28 vs. 16	13 vs. 8	17 vs. 13
	DI-CH	Signifikanz (2-seitig)	0,000**	0,036*	0,000**	0,006*	0,000**	0,000**	0,000**	0,700	0,070	0,596	0,000**	0,922	0,247	0,008*
		Fallzahl	115 vs. 478	67 vs. 48	396 vs. 80	37 vs. 30	28 vs. 20	42 vs. 356	36 vs. 44	9 vs. 21	14 vs. 6	12 vs. 30	29 vs. 7	28 vs. 16	13 vs. 8	17 vs. 13

Einfluss des Substrats auf die Indexwerte

Wilcoxon-Test für gepaarte Proben, angepasst nach Bonferroni, * signifikanter Unterschied
EL-EP: n=100, EL-EB: n=42, EL=Epilithon, EP=Epiphyton, EB=Epibryon

	SI EL - SI EP	TIDIA EL - TIDIA EP	TDI EL - TDI EP	TI EL - TI EP	DI-CH EL - DI-CH EP
Z	-,873 ^a	-1,307 ^a	-,206 ^a	-,258 ^a	-1,286 ^b
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,382	,191	,837	,797	,198
a. Basiert auf positiven Rängen.					
b. Basiert auf negativen Rängen.					

	SI EB - SI EBh	TIDIA EB - TIDIA EBh	TDI EB - TDI EBh	TI EB - TI EBh	DI-CH EB - DI-CH EBh
Z	-,544 ^a	-1,857 ^a	-,406 ^a	-2,407 ^a	-2,682 ^a
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,587	,063	,684	,016*	,007*
a. Basiert auf negativen Rängen.					

Einfluss des Herbarisierens auf die Indexwerte

Wilcoxon-Test für gepaarte Proben, * signifikanter Unterschied, EP-EPh: n=44, EB-EBh: n=9,
EP=Epiphyton, EPh=herbarisiertes Epiphyton, EB=Epibryon, EBh=herbarisiertes Epibryon

	SI EP - SI EPh	TIDIA EP - TIDIA EPh	TDI EP - TDI EPh	TI EP - TI EPh	DI-CH EP - DI-CH EPh
Z	-,387 ^a	-1,907 ^a	-2,325 ^a	-1,958 ^a	-2,568 ^a
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,699	,056	,020*	,050	0,10*
a. Basiert auf negativen Rängen.					

	SI EB - SI EBh	TIDIA EB - TIDIA EBh	TDI EB - TDI EBh	TI EB - TI EBh	DI-CH EB - DI-CH EBh
Z	-2,431 ^a	-1,248 ^a	-2,194 ^a	-1,124 ^a	-1,955 ^a
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,015*	,212	,028*	,261	,051
a. Basiert auf negativen Rängen.					

Einfluss der Alterung auf die Indexwerte

Wilcoxon-Test für gepaarte Proben, * signifikanter Unterschied, EP-EPa: n=9, EB-EBa: n=9,
EP=Epiphyton, EPa=gealtertes Epiphyton, EB=Epibryon, EBh=gealtertes Epibryon

	SI EP - SI EPa	TIDIA EP - TIDIA EPa	TDI EP - TDI EPa	TI EP - TI EPa	DI-CH EP - DI-CH EPa
Z	-1,481 ^a	-,420 ^b	-,700 ^a	-,702 ^a	-1,719 ^a
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,139	,674	,484	,483	,086
a. Basiert auf negativen Rängen.					
b. Basiert auf positiven Rängen.					

	SI EB - SI EBa	TIDIA EB - TIDIA EBa	TDI EB - TDI EBa	TI EB - TI EBa	DI-CH EB - DI-CH EBa
Z	-1,970 ^a	-1,245 ^a	-1,955 ^a	-1,008 ^a	-1,362 ^a
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,049*	,213	,051	,314	,173
a. Basiert auf negativen Rängen.					

Korrelation der Indexwerte der rezenten Proben mit chemischen Parametern

Alle rezenten Proben

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH	TP	SRP
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,768**	,669**	,909**	,779**	,642**	,744**
		Sig. (2-seitig)	.	,000	,000	,000	,000	,000	,000
		N	330	330	330	330	330	330	330
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,768**	1,000	,804**	,856**	,868**	,601**	,753**
		Sig. (2-seitig)	,000	.	,000	,000	,000	,000	,000
		N	330	330	330	330	330	330	330
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,669**	,804**	1,000	,798**	,719**	,496**	,596**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	.	,000	,000	,000	,000
		N	330	330	330	330	330	330	330
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,909**	,856**	,798**	1,000	,803**	,625**	,728**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	.	,000	,000	,000
		N	330	330	330	330	330	330	330
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,779**	,868**	,719**	,803**	1,000	,616**	,772**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	.	,000	,000
		N	330	330	330	330	330	330	330
TP	TP	Korrelationskoeffizient	,642**	,601**	,496**	,625**	,616**	1,000	,796**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	.	,000
		N	330	330	330	330	330	330	330
SRP	SRP	Korrelationskoeffizient	,744**	,753**	,596**	,728**	,772**	,796**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	.
		N	330	330	330	330	330	330	330

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Rezente Proben: Epilithon

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH	TP	SRP
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,766**	,654**	,936**	,789**	,627**	,729**
		Sig. (2-seitig)	.	,000	,000	,000	,000	,000	,000
		N	155	155	155	155	155	155	155
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,766**	1,000	,803**	,865**	,923**	,626**	,779**
		Sig. (2-seitig)	,000	.	,000	,000	,000	,000	,000
		N	155	155	155	155	155	155	155
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,654**	,803**	1,000	,788**	,773**	,507**	,599**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	.	,000	,000	,000	,000
		N	155	155	155	155	155	155	155
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,936**	,865**	,788**	1,000	,853**	,652**	,754**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	.	,000	,000	,000
		N	155	155	155	155	155	155	155
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,789**	,923**	,773**	,853**	1,000	,625**	,777**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	.	,000	,000
		N	155	155	155	155	155	155	155
TP	TP	Korrelationskoeffizient	,627**	,626**	,507**	,652**	,625**	1,000	,808**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	.	,000
		N	155	155	155	155	155	155	155
SRP	SRP	Korrelationskoeffizient	,729**	,779**	,599**	,754**	,777**	,808**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	.
		N	155	155	155	155	155	155	155

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Rezente Proben: Epiphyton

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH	TP	SRP
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,748**	,668**	,884**	,763**	,665**	,743**
		Sig. (2-seitig)	.	,000	,000	,000	,000	,000	,000
		N	128	128	128	128	128	128	128
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,748**	1,000	,793**	,832**	,879**	,606**	,744**
		Sig. (2-seitig)	,000	.	,000	,000	,000	,000	,000
		N	128	128	128	128	128	128	128
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,668**	,793**	1,000	,782**	,681**	,556**	,606**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	.	,000	,000	,000	,000
		N	128	128	128	128	128	128	128
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,884**	,832**	,782**	1,000	,792**	,652**	,720**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	.	,000	,000	,000
		N	128	128	128	128	128	128	128
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,763**	,879**	,681**	,792**	1,000	,656**	,796**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	.	,000	,000
		N	128	128	128	128	128	128	128
TP	TP	Korrelationskoeffizient	,665**	,606**	,556**	,652**	,656**	1,000	,827**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	.	,000
		N	128	128	128	128	128	128	128
SRP	SRP	Korrelationskoeffizient	,743**	,744**	,606**	,720**	,796**	,827**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	.
		N	128	128	128	128	128	128	128

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Rezente Proben: Epibryon

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH	TP	SRP
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,646**	,620**	,736**	,788**	,636**	,730**
		Sig. (2-seitig)	.	,000	,000	,000	,000	,000	,000
		N	47	47	47	47	47	47	47
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,646**	1,000	,861**	,914**	,608**	,402**	,551**
		Sig. (2-seitig)	,000	.	,000	,000	,000	,005	,000
		N	47	47	47	47	47	47	47
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,620**	,861**	1,000	,876**	,633**	,345*	,555**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	.	,000	,000	,018	,000
		N	47	47	47	47	47	47	47
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,736**	,914**	,876**	1,000	,653**	,408**	,583**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	.	,000	,004	,000
		N	47	47	47	47	47	47	47
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,788**	,608**	,633**	,653**	1,000	,406**	,581**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	.	,005	,000
		N	47	47	47	47	47	47	47
TP	TP	Korrelationskoeffizient	,636**	,402**	,345*	,408**	,406**	1,000	,632**
		Sig. (2-seitig)	,000	,005	,018	,004	,005	.	,000
		N	47	47	47	47	47	47	47
SRP	SRP	Korrelationskoeffizient	,730**	,551**	,555**	,583**	,581**	,632**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	.
		N	47	47	47	47	47	47	47

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

Korrelationen der Indexwerte der historischen Proben

Alle historischen Proben

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,771**	,856**	,932**	,799**
		Sig. (2-seitig)	,	,000	,000	,000	,000
		N	119	119	119	119	119
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,771**	1,000	,854**	,871**	,848**
		Sig. (2-seitig)	,000	,	,000	,000	,000
		N	119	119	119	119	119
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,856**	,854**	1,000	,929**	,778**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,	,000	,000
		N	119	119	119	119	119
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,932**	,871**	,929**	1,000	,839**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,	,000
		N	119	119	119	119	119
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,799**	,848**	,778**	,839**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,
		N	119	119	119	119	119

** . Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

Historische Proben aus der Amper

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,716**	,817**	,847**	,773**
		Sig. (2-seitig)	,	,000	,000	,000	,000
		N	27	27	27	27	27
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,716**	1,000	,824**	,926**	,877**
		Sig. (2-seitig)	,000	,	,000	,000	,000
		N	27	27	27	27	27
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,817**	,824**	1,000	,800**	,866**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,	,000	,000
		N	27	27	27	27	27
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,847**	,926**	,800**	1,000	,906**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,	,000
		N	27	27	27	27	27
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,773**	,877**	,866**	,906**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,
		N	27	27	27	27	27

** . Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

Historische Proben aus der Maisach

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,741**	,789**	,916**	,837**
		Sig. (2-seitig)	,	,002	,001	,000	,000
		N	14	14	14	14	14
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,741**	1,000	,877**	,855**	,859**
		Sig. (2-seitig)	,002	,	,000	,000	,000
		N	14	14	14	14	14
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,789**	,877**	1,000	,824**	,916**
		Sig. (2-seitig)	,001	,000	,	,000	,000
		N	14	14	14	14	14
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,916**	,855**	,824**	1,000	,881**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,	,000
		N	14	14	14	14	14
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,837**	,859**	,916**	,881**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,
		N	14	14	14	14	14

** . Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

Historische Proben aus dem Seebach

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,478	,341	,544	,335
		Sig. (2-seitig)	,	,098	,255	,055	,263
		N	13	13	13	13	13
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,478	1,000	,940**	,973**	,901**
		Sig. (2-seitig)	,098	,	,000	,000	,000
		N	13	13	13	13	13
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,341	,940**	1,000	,912**	,962**
		Sig. (2-seitig)	,255	,000	,	,000	,000
		N	13	13	13	13	13
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,544	,973**	,912**	1,000	,874**
		Sig. (2-seitig)	,055	,000	,000	,	,000
		N	13	13	13	13	13
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,335	,901**	,962**	,874**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,263	,000	,000	,000	,
		N	13	13	13	13	13

** . Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

Historische Proben aus der Ölschnitz

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,467	,896**	,945**	,780**
		Sig. (2-seitig)	,	,108	,000	,000	,002
		N	13	13	13	13	13
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,467	1,000	,462	,451	,505
		Sig. (2-seitig)	,108	,	,112	,122	,078
		N	13	13	13	13	13
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,896**	,462	1,000	,962**	,846**
		Sig. (2-seitig)	,000	,112	,	,000	,000
		N	13	13	13	13	13
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,945**	,451	,962**	1,000	,879**
		Sig. (2-seitig)	,000	,122	,000	,	,000
		N	13	13	13	13	13
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,780**	,505	,846**	,879**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,002	,078	,000	,000	,
		N	13	13	13	13	13

** . Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

Historische Proben aus Schwazach und Bayerischer Schwarzach

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,641**	,731**	,878**	,542**
		Sig. (2-seitig)	,	,000	,000	,000	,001
		N	32	32	32	32	32
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,641**	1,000	,792**	,843**	,734**
		Sig. (2-seitig)	,000	,	,000	,000	,000
		N	32	32	32	32	32
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,731**	,792**	1,000	,902**	,426*
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,	,000	,015
		N	32	32	32	32	32
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,878**	,843**	,902**	1,000	,615**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,	,000
		N	32	32	32	32	32
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,542**	,734**	,426*	,615**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,001	,000	,015	,000	,
		N	32	32	32	32	32

** . Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

* . Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig).

Korrelationen der Indexwerte der rezenten Proben

Alle rezenten Proben

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,768**	,669**	,909**	,779**
		Sig. (2-seitig)	,	,000	,000	,000	,000
		N	330	330	330	330	330
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,768**	1,000	,804**	,856**	,868**
		Sig. (2-seitig)	,000	,	,000	,000	,000
		N	330	330	330	330	330
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,669**	,804**	1,000	,798**	,719**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,	,000	,000
		N	330	330	330	330	330
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,909**	,856**	,798**	1,000	,803**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,	,000
		N	330	330	330	330	330
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,779**	,868**	,719**	,803**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,
		N	330	330	330	330	330

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

Rezente Proben: Epilithon

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,766**	,654**	,936**	,789**
		Sig. (2-seitig)	,	,000	,000	,000	,000
		N	155	155	155	155	155
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,766**	1,000	,803**	,865**	,923**
		Sig. (2-seitig)	,000	,	,000	,000	,000
		N	155	155	155	155	155
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,654**	,803**	1,000	,788**	,773**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,	,000	,000
		N	155	155	155	155	155
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,936**	,865**	,788**	1,000	,853**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,	,000
		N	155	155	155	155	155
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,789**	,923**	,773**	,853**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,
		N	155	155	155	155	155

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

Rezente Proben: Epiphyton

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,748**	,668**	,884**	,763**
		Sig. (2-seitig)	,	,000	,000	,000	,000
		N	128	128	128	128	128
TIDIA	TIDIA	Korrelationskoeffizient	,748**	1,000	,793**	,832**	,879**
		Sig. (2-seitig)	,000	,	,000	,000	,000
		N	128	128	128	128	128
TDI	TDI	Korrelationskoeffizient	,668**	,793**	1,000	,782**	,681**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,	,000	,000
		N	128	128	128	128	128
TI	TI	Korrelationskoeffizient	,884**	,832**	,782**	1,000	,792**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,	,000
		N	128	128	128	128	128
DI-CH	DI-CH	Korrelationskoeffizient	,763**	,879**	,681**	,792**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,
		N	128	128	128	128	128

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

Rezente Proben: Epibryon

			SI	TIDIA	TDI	TI	DI-CH
Spearman-Rho	SI	Korrelationskoeffizient	1,000	,646**	,620**	,736**	,788**
		Sig. (2-seitig)	,	,000	,000	,000	,000
		N	47	47	47	47	47
TIDIA		Korrelationskoeffizient	,646**	1,000	,861**	,914**	,608**
		Sig. (2-seitig)	,000	,	,000	,000	,000
		N	47	47	47	47	47
TDI		Korrelationskoeffizient	,620**	,861**	1,000	,876**	,633**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,	,000	,000
		N	47	47	47	47	47
TI		Korrelationskoeffizient	,736**	,914**	,876**	1,000	,653**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,	,000
		N	47	47	47	47	47
DI-CH		Korrelationskoeffizient	,788**	,608**	,633**	,653**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,
		N	47	47	47	47	47

** . Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

Sensitivitätsanalysen: W-Matrix-Werte

m=Anzahl der Objekte, maximale W-Matrix-Werte sind fett gedruckt

Historische Proben, Sensitivitätsanalyse der Hassediagramme der Indexwerte

Datensatz historisch Indexwerte	m	SI	TI _{DIA}	TDI	TI	DI-CH
alle Probestellen	121	0,02	0,03	0,02	0,00	0,03
alle Probestellen, ohne SI	121	-	0,03	0,03	0,01	0,04
Amper	29	0,03	0,02	0,02	0,00	0,03
Amper, ohne SI	29	-	0,03	0,03	0,02	0,04
Maisach	14	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01
Maisach, ohne SI	14	-	0,02	0,02	0,03	0,01
Schwarzach	32	0,03	0,01	0,03	0,00	0,06
Schwarzach, ohne SI	32	-	0,01	0,04	0,01	0,08
Ölschnitz	13	0,01	0,12	0,01	0,00	0,02
Ölschnitz, ohne SI	13	-	0,13	0,01	0,01	0,02
Seebach	13	0,13	0,00	0,01	0,00	0,01
Seebach, ohne SI	13	-	0,01	0,01	0,02	0,03

Historische Proben, Sensitivitätsanalyse der Hassediagramme der Indexklassen

Datensatz historisch Indexklassen	m	SI	TI _{DIA}	TDI-1/2	TI	DI-CH
alle Probestellen, TDI-1	121	0,03	0,02	0,03	0,00	0,03
alle Probestellen, TDI-2	121	0,03	0,03	0,03	0,00	0,03
alle Probestellen, ohne SI, TDI-1	121	-	0,02	0,06	0,00	0,04
alle Probestellen, ohne SI, TDI-2	121	-	0,03	0,05	0,00	0,05
Amper, TDI-1	29	0,05	0,03	0,03	0,00	0,03
Amper, TDI-2	29	0,05	0,03	0,02	0,00	0,03
Amper, ohne SI, TDI-1	29	-	0,04	0,03	0,00	0,04
Amper, ohne SI, TDI-2	29	-	0,04	0,03	0,00	0,04
Maisach, TDI-1	14	0,01	0,02	0,03	0,01	0,01
Maisach, TDI-2	14	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01
Maisach, ohne SI, TDI-1	14	-	0,02	0,03	0,01	0,02
Maisach, ohne SI, TDI-2	14	-	0,03	0,03	0,01	0,02
Schwarzach, TDI-1	32	0,04	0,02	0,06	0,00	0,05
Schwarzach, TDI-2	32	0,04	0,02	0,06	0,00	0,05
Schwarzach, ohne SI, TDI-1	32	-	0,02	0,09	0,01	0,07
Schwarzach, ohne SI, TDI-2	32	-	0,03	0,09	0,01	0,07
Ölschnitz, TDI-1	13	0,01	0,04	0,02	0,00	0,02
Ölschnitz, TDI-2	13	0,01	0,04	0,01	0,00	0,03
Ölschnitz, ohne SI, TDI-1	13	-	0,04	0,02	0,01	0,03
Ölschnitz, ohne SI, TDI-2	13	-	0,04	0,01	0,01	0,03
Seebach, TDI-1	13	0,11	0,00	0,02	0,00	0,03
Seebach, TDI-2	13	0,11	0,00	0,03	0,00	0,03
Seebach, ohne SI, TDI-1	13	-	0,02	0,02	0,00	0,03
Seebach, ohne SI, TDI-2	13	-	0,00	0,03	0,01	0,03

Rezente Proben, Sensitivitätsanalyse der Hassediagramme der Indexwerte

Datensatz aktuell Indexwerte	m	SI	TI _{DIA}	TDI	TI	DI-CH
alle Probestellen	330	0,02	0,01	0,04	0,01	0,03
alle Probestellen, ohne SI	330	-	0,01	0,05	0,02	0,04
Amper	101	0,01	0,02	0,03	0,01	0,07
Amper Epilithon	43	0,02	0,02	0,03	0,00	0,04
Amper Epiphyton	36	0,01	0,02	0,03	0,01	0,05
Amper Epibryon	22	0,02	0,03	0,01	0,01	0,08
Amper, ohne SI	101	-	0,02	0,03	0,01	0,11
Amper Epilithon, ohne SI	43	-	0,03	0,03	0,00	0,07
Amper Epiphyton, ohne SI	36	-	0,02	0,04	0,01	0,08
Amper Epibryon, ohne SI	22	-	0,03	0,01	0,02	0,14
Maisach	61	0,04	0,03	0,02	0,00	0,03
Maisach Epilithon	39	0,04	0,02	0,02	0,00	0,01
Maisach Epiphyton	19	0,01	0,01	0,02	0,01	0,04
Maisach, ohne SI	61	-	0,03	0,02	0,01	0,05
Maisach Epilithon, ohne SI	39	-	0,02	0,03	0,02	0,02
Maisach Epiphyton, ohne SI	19	-	0,01	0,02	0,01	0,07
Schwarzach	19	0,01	0,07	0,01	0,01	0,07
Schwarzach, ohne SI	19	-	0,08	0,01	0,03	0,07

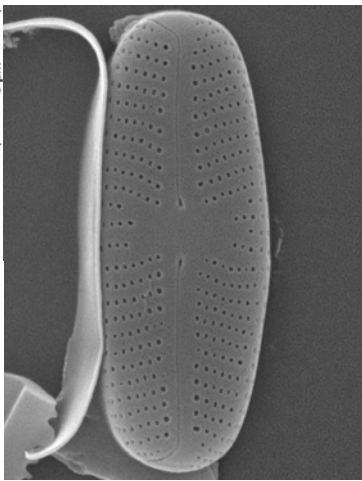
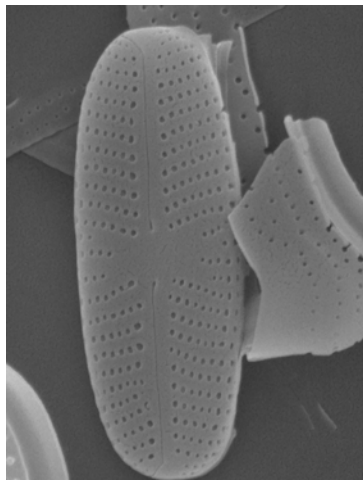
Rezente Proben, Sensitivitätsanalyse der Hassediagramme der Indexklassen

Datensatz aktuell Indexklassen	m	SI	TI _{DIA}	TDI-1/2	TI	DI-CH
alle Probestellen, TDI-1	330	0,03	0,02	0,07	0,01	0,04
alle Probestellen, TDI-2	330	0,03	0,02	0,07	0,01	0,04
alle Probestellen, ohne SI, TDI-1	330	-	0,02	0,08	0,01	0,05
alle Probestellen, ohne SI, TDI-2	330	-	0,02	0,07	0,02	0,05
Amper, TDI-1	101	0,01	0,01	0,13	0,00	0,10
Amper, TDI-2	101	0,01	0,02	0,13	0,00	0,10
Amper Epilithon, TDI-1	43	0,01	0,01	0,11	0,00	0,07
Amper Epilithon, TDI-2	43	0,01	0,02	0,09	0,00	0,07
Amper Epiphyton, TDI-1	36	0,02	0,02	0,06	0,00	0,10
Amper Epiphyton, TDI-2	36	0,02	0,03	0,08	0,00	0,09
Amper Epibryon, TDI-1	22	0,00	0,00	0,23	0,00	0,17
Amper Epibryon, TDI-2	22	0,00	0,00	0,16	0,00	0,18
Amper, ohne SI, TDI-1	101	-	0,01	0,15	0,00	0,11
Amper, ohne SI, TDI-2	101	-	0,02	0,14	0,00	0,11
Amper Epilithon, ohne SI, TDI-1	43	-	0,01	0,12	0,00	0,07
Amper Epilithon, ohne SI, TDI-2	43	-	0,02	0,09	0,00	0,07
Amper Epiphyton, ohne SI, TDI-1	36	-	0,02	0,08	0,00	0,13
Amper Epiphyton, ohne SI, TDI-2	36	-	0,03	0,10	0,00	0,13
Amper Epibryon, ohne SI, TDI-1	22	-	0,00	0,23	0,00	0,17
Amper Epibryon, ohne SI, TDI-2	22	-	0,00	0,16	0,00	0,18
Maisach, TDI-1	61	0,06	0,01	0,08	0,01	0,01
Maisach, TDI-2	61	0,06	0,02	0,06	0,01	0,02
Maisach, ohne SI, TDI-1	61	-	0,02	0,09	0,03	0,02
Maisach, ohne SI, TDI-2	61	-	0,02	0,07	0,03	0,03
Maisach Epilithon, TDI-1	39	0,05	0,02	0,06	0,00	0,01
Maisach Epilithon, TDI-2	39	0,06	0,02	0,05	0,00	0,01
Maisach Epiphyton, TDI-1	19	0,07	0,01	0,16	0,00	0,00
Maisach Epiphyton, TDI-2	19	0,08	0,02	0,16	0,00	0,00
Maisach Epilithon, ohne SI, TDI-1	39	-	0,02	0,07	0,03	0,03
Maisach Epilithon, ohne SI, TDI-2	39	-	0,02	0,05	0,03	0,03
Maisach Epiphyton, ohne SI, TDI-1	19	-	0,01	0,17	0,00	0,01
Maisach Epiphyton, ohne SI, TDI-2	19	-	0,02	0,16	0,00	0,00
Schwarzach, TDI-1	19	0,03	0,05	0,04	0,02	0,07
Schwarzach, TDI-2	19	0,03	0,05	0,03	0,03	0,06
Schwarzach, ohne SI, TDI-1	19	-	0,05	0,07	0,04	0,07
Schwarzach, ohne SI, TDI-2	19	-	0,05	0,05	0,05	0,06

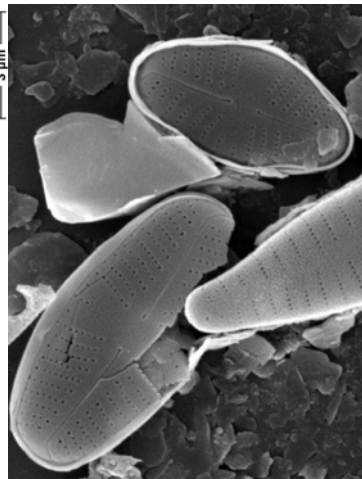
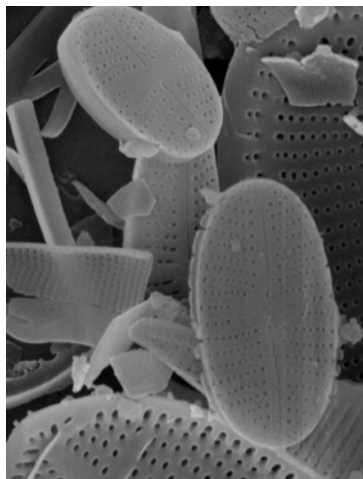
Historische Proben aus Schwarzach und Bayerischer Schwarzach: Teil 2

Probe- stelle	ID	Lauf	Jahr	r=15	r=16	r=17	r=18	r=19	r=20	r=21	r=22	r=23	min r(x)	mittl r(x)	max r(x)	Var (x)
s1	2870	o	1883	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1,402	3	2
s30	943	o	1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2,876	5	3
BS1	3502	o	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3,698	10	9
s7	934	m	1959	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3,93	14	13
bs1-2	946,1019	o	1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4,35	6	3
bs3/bs4	1058/1062	o	1972/73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	6,193	8	4
S1	3509	o	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	7,396	11	6
s8	2840	m	1959	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	3	7,859	15	12
s9-10	1046,1121	u	1961	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	8,704	13	8
s29	958	m	1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	9,635	12	5
BS3/S5	3506/3517	o/m	2001	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	9	12,17	15	6
s2, s4	968,102	m	1959	0,111	0,083	0,051	0,016	0	0	0	0	0	7	12,71	18	11
s14-15	1045,1068	u	1971	0,123	0,089	0,045	0	0	0	0	0	0	6	12,75	17	11
s6	1875	m	1959	0,115	0,056	0,014	0	0	0	0	0	0	10	13	17	7
S2	3511	m	2001	0,245	0,18	0,083	0	0	0	0	0	0	10	14,49	17	7
S4	3515	m	2001	0,152	0,194	0,215	0,222	0,109	0	0	0	0	13	16,59	19	6
S6	3519	u	2001	0,103	0,205	0,302	0,348	0	0	0	0	0	12	16,81	18	6
s20-22	1084,1127,1128	m	1972	0,114	0,169	0,222	0,263	0,141	0	0	0	0	12	16,84	19	7
S7	3521	u	2001	0,006	0,024	0,068	0,151	0,281	0,281	0,187	0	0	13	19,27	21	8
S3	3513	m	2001	0	0	0	0	0,469	0,531	0	0	0	19	19,53	20	1
s16-19	1036,1066,1088,1122	u	1972	0	0	0	0	0	0,187	0,542	0,271	0	20	21,08	22	2
s25	928	m	1972	0	0	0	0	0	0	0,271	0,365	0,365	21	22,09	23	2
s23-24	1077,1124	u	1972	0	0	0	0	0	0	0	0,365	0,635	22	22,64	23	1

Aufnahmen am Rasterelektronenmikroskop (REM)

Feinstruktur von *Navicula minima* GRUNOW*Navicula minima* GRUNOW

Die Abmessungen entsprechen den Angaben bei KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986).

*Navicula minima* „klein oval“*Navicula minima* „breit oval“

Kleinere Exemplare des Taxons bzw. Exemplare mit geringerem Länge-zu-Breite-Verhältnis. Die Feinstruktur entspricht *Navicula minima* GRUNOW.

Danksagung

Prof. Arnulf Melzer und Frau Dr. Uta Raeder haben mit der Limnologischen Station ein einzigartiges Arbeitsumfeld geschaffen. Ihnen danke ich sehr herzlich dafür, dass sie mir an ihrem Institut die Bearbeitung eines so spannenden und abwechslungsreichen Themas ermöglicht haben. Dr. Manfred Kraml sei dafür gedankt, dass er den Kontakt nach Iffeldorf hergestellt und mich seit meiner Diplomarbeit fortwährend unterstützt hat.

Ein herzliches Danke geht an alle Kustodinnen und Kustoden, die mir bei der Suche nach historischen Herbarbelegen behilflich waren und mir aus ihren Sammlungen Proben des Herbarmaterials für die Diatomeenanalyse zur Verfügung stellten. Ohne Ihre freundliche und unkomplizierte Kooperation hätte ich mein Promotionsthema nicht in dieser Form bearbeiten können!

Prof. Dr. Jürgen Schwoerbel war bei der Konzeption dieser Arbeit eine unersetzliche Hilfe. Ihm gilt mein besonderer Dank.

Dr. Gerhard Welzl und Dr. Astrid Michels-Estrada nahmen sich viel Zeit, um meine Fragen zur Statistik zu beantworten. Danke!

Dr. Rainer Brüggemann zeigte mir die Anwendungsmöglichkeiten der Hassediagrammtechnik auf. Vielen Dank für Ihre außergewöhnliche Hilfsbereitschaft und das konstruktive Interesse an meiner Arbeit.

Bei meinen Diplomanden/-innen Tanja Beier, Julia Braun, Zeno Lohmaier und Johann Sehner bedanke ich mich für ihren Einsatz, sei es im Gelände, beim Diatomeenzählen oder bei der Datenauswertung. Antje Bakker und Alexander Girg sei für ihre Mithilfe bei der Probenahme und Probenaufbereitung gedankt. Ihr habt hervorragend gearbeitet und es hat Spaß gemacht mit Euch!

Ein großes Dankeschön geht an alle ehemaligen und aktuellen Mitglieder der Diatomeenarbeitsgruppe in Iffeldorf, namentlich an Christine Schranz, Astrid Michels-Estrada, Tanja Beier, Cornelia und Frank-Martin Goos und Jan Seele. Eure Diskussionsbereitschaft und konstruktive Kritik waren für mich sehr wichtig. Danke, dass Ihr bei kleineren und größeren (nicht immer nur) fachlichen Problemen für mich da wart.

Thorsten Andresen, Astrid Michels-Estrada und Doris Stelzer haben sich durch das gesamte Manuskript gekämpft, mir viele wertvolle Anregungen gegeben und noch so manchen Fehler beseitigt. Vielen Dank dafür!

Moreover, many thanks to Marcus Heinrichs for proofreading the summary.

Meinen Kolleginnen Doris Stelzer und Petra Meilinger danke ich für die einzigartige Arbeitsatmosphäre und eine unvergessliche gemeinsame Zeit im „Hexenkessel“. Müsste ich noch eine Doktorarbeit schreiben, dann nur mit Euch im Büro!

Und zuletzt: Ein riesiges DANKE an alle Iffeldorfer.

Ihr seid die nettesten Kollegen, die es gibt. Ich werde euch vermissen!

Lebenslauf

Persönliche Daten

Andrea Vogel

geb. am 7. 11. 1973 in Nürnberg, ledig



Ausbildung

- 1980-1984 Grundschule in Nürnberg
- 1984-1988 Maria-Ward-Schule Nürnberg
- 1988-1993 Hans-Sachs-Gymnasium Nürnberg
- 1993-1999 Biologiestudium an der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg
Studienschwerpunkte: Geobotanik, Biochemie, Pharmazeutische Biologie,
Bodenkunde
Diplomarbeit: Die Bewertung der Nährstoffsituation von drei Kleinseen in
Oberbayern (Badsee, Haarsee, Schwaigsee)
- 1999-2004 Promotion

Beschäftigung

- 1999 Freiberufliche Tätigkeit, Diatomeen- und Makrophytenuntersuchungen am
Bärensee bei Kaufbeuren
- 1999-2000 Wissenschaftliche Angestellte der TU München,
Limnologische Station Iffeldorf
- 2000-2002 Stipendium der TU München
- 2003 HSP III Stipendium der TU München

Auslandsaufenthalte

- 1997 Praktikum am Hydrobotanischen Institut der Akademie der Wissenschaften
der Tschechischen Republik, Trebon, Tschechien
- 2001 Forschungsaufenthalt in der Arbeitsgruppe Fließgewässerökologie,
University of Otago, Dunedin, Neuseeland