



Institut für Landespflege und Botanik

Ökologische Bewertung voralpiner Kleinseen an Hand von  
Diatomeen, Makrophyten und der Nutzung ihrer Einzugsgebiete

Jan Seele

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der  
Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines  
Doktors der Naturwissenschaften  
genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. Ludwig Trepl  
Prüfer der Dissertation: 1. Univ.-Prof. Dr. Arnulf Melzer  
2. Univ.-Prof. Dr. Wilfried Huber

Die Dissertation wurde am 21. März 2000 bei der Technischen Universität München  
eingereicht und durch die Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau am 04. Mai 2000  
angenommen.



*für Anett*



## INHALTSVERZEICHNIS

<b>ABKÜRZUNGEN</b>	<b>IV</b>
<b>1. EINLEITUNG</b>	<b>1</b>
<b>2. UNTERSUCHUNGSGEBIETE</b>	<b>5</b>
2.1. Lustsee (LuS)	8
2.2. Ortwanger See (OrS)	12
2.3. Froschhauser See (FrS)	13
2.4. Eschacher Weiher (EsW)	17
2.5. Schwaigsee (SwS)	18
2.6. Spitzingsee (SpS)	20
2.7. Haarsee (HaS)	23
2.8. Sulzberger See (SuS)	24
2.9. Badsee (BaS)	26
2.10. Herrenwieser Weiher (HeW)	28
<b>3. MATERIAL UND METHODEN</b>	<b>31</b>
3.1. Wasseranalytik	32
3.1.1. Hydrophysikalische Analysen	32
3.1.2. Hydrochemische Analysen	33
3.2. Diatomeenuntersuchungen	34
3.2.1. Diatomeenprobenahme	34
3.2.2. Probenaufbereitung	36
3.2.3. Auswertung am Lichtmikroskop	36
3.2.4. Diatomeenindex	37
3.3. Makrophytenkartierung	38
3.3.1. Makrophytenindex	39
3.4. Kombination von Diatomeen- und Makrophytenindex	41
3.4.1. Abgleich der Indikationssysteme	42
3.4.1.1. Diatomeenindex	42
3.4.1.2. Makrophytenindex	43
3.4.2. Klassenbildung der TP-Werte	43
3.5. Bewertung des Einzugsgebietes	45
3.5.1. Uferentwicklung und Umgebungsfaktor	46
3.5.2. Stoffaustragspotential	47
3.5.3. Abflußpotential	51
3.5.4. Austragspotential	53

---

<b>3.6. Auswertung und Statistik</b>	<b>54</b>
3.6.1. Kruskal-Wallis und Mann-Whitney-U-Test	55
3.6.2. Exakter Test nach Fisher	55
3.6.3. Korrelation und Regression	55
3.6.4. Diversität	56
3.6.5. Evenness	57
3.6.6. Hierarchische Clusteranalyse	58
<b>4. ERGEBNISSE</b>	<b>59</b>
<b>4.1. Wasseranalytik</b>	<b>59</b>
4.1.1. Hydrophysikalische Analysen	60
4.1.2. Hydrochemische Analysen	65
<b>4.2. Diatomeenuntersuchungen</b>	<b>70</b>
4.2.1. Anzahl der Taxa	72
4.2.2. Anzahl der indikativen Taxa	72
4.2.3. Anteil der indikativen Schalen	73
4.2.4. Taxalisten	73
4.2.5. Diatomeenindex	76
<b>4.3. Makrophytenkartierung</b>	<b>79</b>
4.3.1. Anzahl der Taxa	79
4.3.2. Anzahl der indikativen Taxa	80
4.3.3. Quantitätssumme	82
4.3.4. Taxalisten	83
4.3.5. Makrophytenindex	85
<b>4.4. Diversität</b>	<b>87</b>
<b>4.5. Evenness</b>	<b>90</b>
<b>4.6. Bewertung des Einzugsgebietes</b>	<b>91</b>
4.6.1. Uferentwicklung und Umgebungsfaktor	92
4.6.2. Nutzung	94
4.6.3. Austragspotential	95
<b>5. DISKUSSION</b>	<b>97</b>
<b>5.1. Untersuchungsmethoden</b>	<b>97</b>
5.1.1. Diatomeen	97
5.1.2. Makrophyten	101
5.1.3. Kombination von Diatomeen- und Makrophytenindex	102
5.1.4. Einzugsgebiet	103
<b>5.2. Zustand und Bewertung</b>	<b>109</b>
5.2.1. Seen mit sehr geringer und geringer Belastung	110
5.2.2. Seen mit mäßiger Belastung	116
5.2.3. Seen mit kritischer Belastung	122

---

## INHALTSVERZEICHNIS

---

<b>5.3. Prognose und Maßnahmen</b>	<b>129</b>
<b>5.4. Ausblick</b>	<b>143</b>
<b>6. ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>147</b>
<b>7. QUELLENNACHWEIS</b>	<b>151</b>
<b>VERZEICHNISSE</b>	<b>167</b>
<b>Abbildungen</b>	<b>167</b>
<b>Tabellen</b>	<b>169</b>
<b>CD-ROM</b>	<b>170</b>



**ABKÜRZUNGEN**

ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
BaS	Badsee
BayFORKLIM	Bayerischer Klimaforschungsverbund
BayGLA	Bayerisches Geologisches Landesamt
BayLfStaD	Bayerisches Landesamt für Statistik und Datenverarbeitung
BayLfU	Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
BayLfW	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
BayLVA	Bayerisches Landesvermessungsamt
BayStMELF	Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
BayStMLU	Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
CIR	Color Infrared
DEV	Deutsche Einheitsverfahren
DGM	Digitales Höhenmodell
DI	Diatomeenindex
DWD	Deutscher Wetterdienst
E	emerse Lebensform
EI	Einzugsgebietsindex
EsW	Eschacher Weiher
FrS	Froschhauser See
GIS	Geographisches Informationssystem
HaS	Haarsee
HeW	Herrenwieser Weiher
KE	Kempton
KULAP	Kulturlandschaftsprogramm
KW	Kruskal-Wallis-Test
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LuS	Lustsee
MI	Makrophytenindex
MWU	Mann-Whitney-U-Test
OrS	Ortwanger See
OSM	Obere Süßwassermolasse
PDF	Portable Document Format
RBS	Reichsbodenschätzung

## ABKÜRZUNGEN

---

RO	Rosenheim
S	submerse Lebensform
SE	submerse/emerse Lebensform
SIMI	Similaritätsindex
SpS	Spitzingsee
SuS	Sulzberger See
SwS	Schwaigsee
T	terrestrische Lebensform
TP	Gesamtphosphor
W	wasserschwebende Lebensform
WE	wasserschwebende/emerse Lebensform
WM	Weilheim
WWA	Wasserwirtschaftsamt



## 1. EINLEITUNG

In den letzten drei Jahrzehnten hat sich das Bewußtsein auf nationaler und internationaler Ebene für den Schutz unserer Gewässer sehr stark gewandelt. Zu Beginn der siebziger Jahre wurden im Rahmen der europäischen Wassergesetze vor allem Richtlinien für die Trinkwassergewinnung sowie Qualitätsziele für einzelne Gewässertypen vereinbart. Anfang der neunziger Jahre wurden diese Richtlinien durch die Forderung einer biologischen Reinigungsstufe für kommunale Abwässer sowie eine Richtlinie gegen die Gewässerverschmutzung durch Nitratauswaschung aus der Landwirtschaft ergänzt. In den Jahren 1995 und 1996 kam es schließlich zur Grundsteinlegung für die dritte Stufe der europäischen Wasserpolitik. Ziel der *"Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik"* ist der umfassende Gewässerschutz für alle Gewässertypen mit der Bestrebung, bestimmte Qualitätsziele für die einzelnen Gewässer zu erreichen (BLÖCH 1998). Eine weitere Verschlechterung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme soll vermieden sowie der Schutz der bestehenden Ökosysteme und die Verbesserung ermöglicht werden (EUROPÄISCHE UNION 1998). Die Mitgliedstaaten werden nach der endgültigen Verabschiedung für die Umsetzung dieser Wasserrahmenrichtlinie verantwortlich sein und die Einbindung der Bürgergruppen besonders fördern, um Maßnahmenprogramme für die Qualitätssicherung der Gewässer zu erstellen. Die Überwachung des Zustandes der Oberflächengewässer umfaßt neben dem chemischen auch den ökologischen Zustand. Besonders die Erfassung und Bewertung der Gewässerflora mit Makrophyten und Phytobenthos spielen dabei eine wesentliche Rolle.

Die vorliegende Arbeit stellt daher mit der analytischen Bewertung der Gewässerbiologie sowie der Nutzung des Einzugsgebietes der Gewässer eine bedeutende Grundlage für die derzeitige wasserpolitische Diskussion dar. Der Hintergrund für die Erarbeitung war die zunehmende Bedeutung und der Eintrag der diffusen Stoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer (UMWELTBUNDESAMT 1998). Nachdem in den letzten Jahrzehnten die Gewässer durch die Etablierung von Kläranlagen für kommunale und industrielle Abwässer zunehmend vor Nährstoffeinträgen aus diesen punktuellen Quellen geschützt werden konnten, wurde die Bedeutung der diffusen Eintragspfade für Nährstoffe in unsere Oberflächengewässer immer größer. Der Nährstoffeintrag bedingt eine Eutrophierung der Gewässer, die zu einem anthropogen stark beschleunigten Verlandungsprozeß führen. Der Prozeß der natürlichen Verlandung sollte möglichst anthropogen unbeeinflußt und somit wesentlich langsamer verlaufen. Damit die Gewässer

in ihrer Qualität aber auch Quantität erhalten bleiben können, sind effiziente Bewertungsansätze und Maßnahmen für deren Schutz dringend notwendig.

Über die landwirtschaftlichen Nutzflächen erfolgt der Großteil der diffusen Einträge in die Gewässer. In dieser Untersuchung wird daher eine Kombination von verschiedenen Ansätzen verfolgt, um eine optimierte Bewertung des Ökosystems zu erreichen und damit die Möglichkeit zu haben, Maßnahmen zu formulieren sowie fundiert begründen zu können. Dieser neuartige Bewertungsansatz (vgl. Abb. 1.1) wurde zunächst an voralpinen Kleinseen mit einer Fläche von weniger als 40 ha entwickelt. Das Landschaftsbild des Voralpinen Hügel- und Moorlandes wird maßgeblich durch diese zahlreichen kleineren Seen geprägt, die eine wichtige sozioökonomische Stellung in Süddeutschland einnehmen. Die Kleinseen haben im Gegensatz zu den großen bayerischen Seen häufig den Vorteil, daß sie ein relativ kleines und homogenes Einzugsgebiet hinsichtlich deren Nutzung besitzen. Die zahlreichen Kleinseen dieses Naturraumes haben weiterhin auf Grund ihrer Entstehung nur eine geringe mittlere Tiefe. Folglich gewinnt das Litoral wesentlich an Bedeutung für den Stoffhaushalt des Sees, da in der durchlichteten Uferzone eines Sees der Hauptanteil an der Primärproduktion durch Makrophyten und Phytobenthos stattfinden kann (WETZEL 1964).

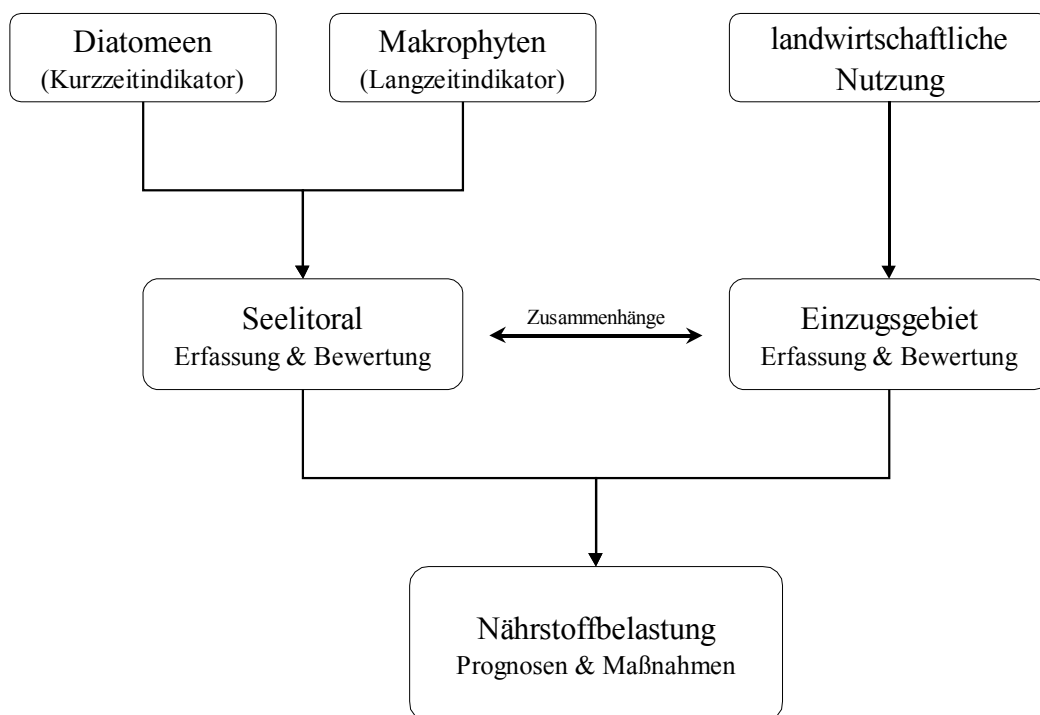


Abb. 1.1: Der Bewertungsansatz und die Kombination der verschiedenen Methoden zur Optimierung der Aussage über die Nährstoffbelastung der Kleinseen

An den untersuchten Gewässern wurden daher die benthischen Diatomeen und die Makrophyten des Litorals erfaßt und bewertet (Abb. 1.1). Die Kieselalgenesellschaften können wegen der kurzen Generationszeit der Diatomeen sehr schnell auf Veränderungen des Nährstoffangebotes reagieren, wohingegen Makrophytengesellschaften wegen ihrer Lebensform, die eng mit den Verhältnissen im Sediment verbunden ist, auf Veränderungen des Nährstoffmilieus eine wesentlich langsamere Reaktion zeigen.

Die Kombination eines Kurzzeitindikators in Form von Kieselalgen mit einem Langzeitindikator in Form von Makrophyten stellt demzufolge eine ideale Möglichkeit für Prognosen über die Entwicklung der Nährstoffsituation eines Gewässers dar. Das Litoral spiegelt seinerseits die Einflüsse des hydrologischen Einzugsgebietes wider. Durch eine weiterführende Bewertung des Einzugsgebietes können so neben der Prognose auch gezielt die für einen nachhaltigen Gewässerschutz notwendigen Maßnahmen formuliert werden.

In die Untersuchung waren der Lustsee, der Ortwanger See, der Froschhauser See, der Eschacher Weiher, der Schwaigsee, der Spitzingsee, der Haarsee, der Sulzberger See, der Badsee sowie der Herrenwieser Weiher eingebunden. Durch die Wahl dieser zum Teil auch wasserwirtschaftlich sehr relevanten Seen aus ähnlichen Naturräumen konnte bei dem vorliegenden Bewertungsansatz gleichzeitig die gesamte Trophiespanne von oligotroph bis eutroph untersucht werden und das System für spätere Anwendungen in diesem Bereich überprüft werden.



## 2. UNTERSUCHUNGSGEBIETE

Die Untersuchungsgebiete der einzelnen Seen stellen in dieser Arbeit einen wesentlichen Aspekt bei dem Bewertungsansatz für die Gewässerbelastung dar. Neben den wichtigen gewässertypischen Kenngrößen ist es daher unentbehrlich den Bezug der Seen zu ihren Naturräumen und der umgebenden Landschaft zu betrachten sowie die hydrologischen, geologischen, edaphischen, klimatischen Begebenheiten und die Nutzung sowohl des Gewässers als auch des Einzugsgebietes zu erörtern.

Die Kleinseen werden in der Reihenfolge der steigenden Nährstoffbelastung vorgestellt und beschrieben. Diese Einteilung ergab sich auf Grund der aktuellen Bewertung im Rahmen dieser Arbeit an Hand von Diatomeengesellschaften (vgl. Abb. 4.13). Auch bei allen graphischen Darstellungen wird auf diese Reihenfolge zurückgegriffen.

Die Landschaft von Südbayern wird maßgeblich durch den Alpenkörper und seine Auswirkungen in den Glazialzeiten auf das Vorland geprägt. Die südlichen Gebirgszüge wurden vor allem durch die starken tektonischen Aktivitäten in der Oberkreide aufgefaltet, wobei sich die überwiegende Heraushebung des Alpenkörpers erst im Spättertiär vollzog (HENNINGSEN & KATZUNG 1992). Bei der Entstehung des Alpenorogens bildete sich im Norden eine gewaltige Vortiefe, der sogenannte Molassetrog. Er diente als Ablagerungsraum für die erodierten Gesteine des entstehenden Alpenkörpers und untergeordnet auch für die Gesteine des Juras im Norden. Im Allgäu hat die tertiäre Molasse eine Mächtigkeit von rund 5000 m. Fast im gesamten Voralpengebiet befindet sich die Basis des Tertiäres in 3000 m Tiefe und taucht weit unter den Alpenkörper ab (BAYGLA 1996). Durch verschiedene Vorstöße der marinen Paratethys können in diesem Bereich abwechselnde Fazies der Meeres- und der Süßwassermolasse angesprochen werden.

Durch die Kollision der adriatischen Platte mit der europäischen Platte wurden riesige Gesteinsmengen zum Teil Hunderte von Kilometern nach Norden geschoben und in einer Deckenstruktur übereinander abgelagert. Der Schub wirkte sich so weit nach Norden aus, daß auch noch ein Teil des Molassestrogenes überschoben, aufgefaltet und empor gehoben wurde. Diese Subalpine Molasse oder Faltenmolasse ist durch West-Ost verlaufende Mulden charakterisiert, deren Ausprägung besonders im Westen und hier im Bereich von Murnau noch heute gut zu erkennen sind. Nördlich der Subalpinen Molasse befindet sich die sogenannte Vorlandmolasse. Diese Grenze verläuft unter anderem genau durch die Ortschaft Iffeldorf und bedingt den zahlreichen Austritt von Quellen an dem



wasserundurchlässigen Quellhorizont der Härtlingsschwelle. Das austretende Wasser speist damit die Osterseenkette, die ihrerseits den Zufluß für den Starnberger See bildet.

In Abb. 2.1 ist die Lage der in dieser Arbeit untersuchten Kleinseen südlich von München dargestellt. Die verschiedenen Naturräume können durch die umfassende Landschaftsgliederung des "*Handbuchs der naturräumlichen Gliederung*" von MEYNEN et al. (1953-1967, zit. in BAYFORKLIM 1996) charakterisiert werden. Die **Nördlichen Kalkalpen** als südlichster bayerischer Naturraum sind im Rahmen dieser Untersuchungen durch den Spitzingsee und sein Einzugsgebiet vertreten. Nach geologischen Gesichtspunkten gehört dieses Gebiet zum Kalkalpin (Oberostalpin) der Lechtaler Decke. Deutlich abgegrenzt von der Flyschzone der Voralpen liegen hier die Fazies der Kalkalpinen Randzone sowie einer Muldenzone eingebettet in Karbonatgesteinen der Trias (BAYGLA 1996). Morphologisch betrachtet wird der Bereich bereits wegen seiner geringen Höhe ü. NN im Vergleich zu den Alpen im engeren Sinn zum Teil dem Voralpenbereich zugeordnet (BAYFORKLIM 1996), der allerdings durch die Zone des Flysches und des Helvetikums angesprochen werden sollte. Letztere Einheiten werden zu dem Naturraum der Schwäbisch-Oberbayerischen Voralpen gezählt. Dieser Naturraum wird jedoch durch keines der Untersuchungsgebiete repräsentiert, lediglich der Ortwanger See liegt direkt an der nördlichen Grenze zu diesem Naturraum.

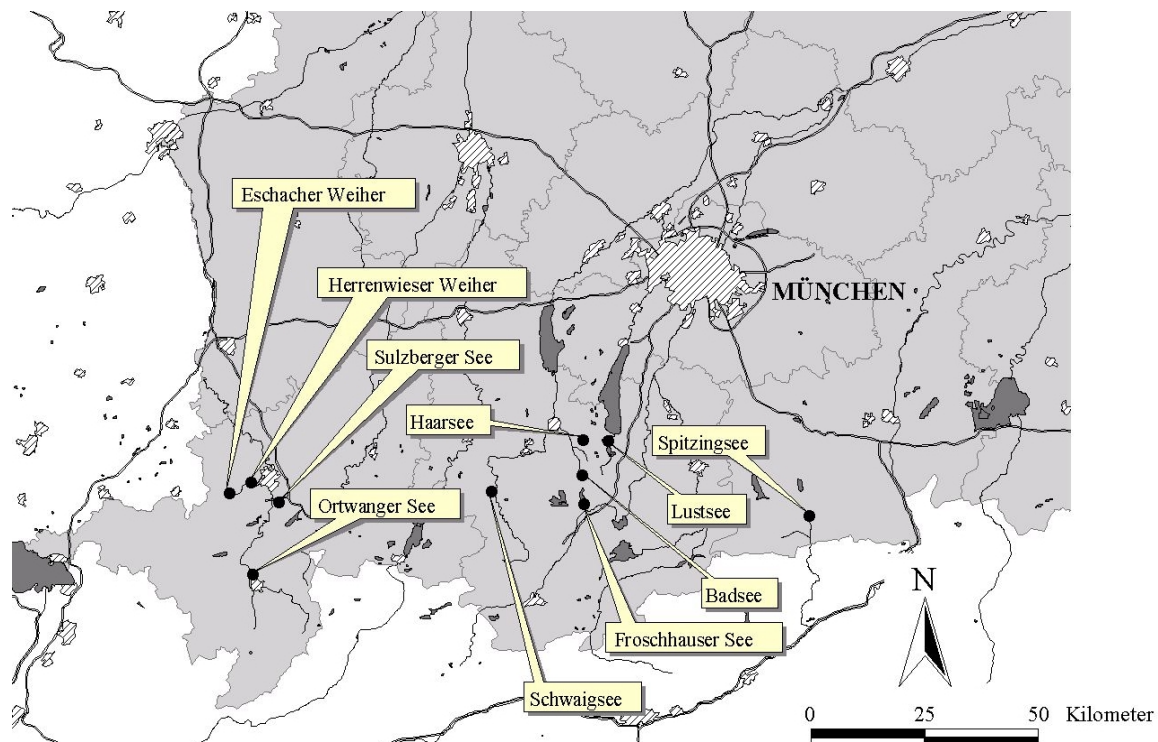


Abb. 2.1: Die Lage der zehn untersuchten Kleinseen im Voralpengebiet südlich von München

Die übergeordnete Haupteinheit der Naturräume, die bei dieser Arbeit am stärksten ins Gewicht fällt ist das **Voralpine Hügel- und Moorland**. Gerade in diesem geologisch sehr jungen Gebiet sind die für Süddeutschland typischen Seenlandschaften, analog zu den postglazialen Formen in Norddeutschland und in Skandinavien, anzutreffen. Um ein Bewertungsschema zu erarbeiten, das für möglichst viele ähnliche Seentypen gilt, wurde der Schwerpunkt bei der Seenauswahl in diesen Naturraum gelegt. In diesem Bereich liegen die restlichen neun Seen dieser Untersuchung, der Lustsee, der Ortwanger See, der Froschhauser See, der Eschacher Weiher, der Schwaigsee, der Haarsee, der Sulzberger See, der Badsee sowie der Herrenwieser Weiher. Das Relief dieses Naturraumes ist gekennzeichnet durch maximale Erhebungen bis 1200 m ü. NN, die durch die Vorlandvergletscherung stark überprägt wurden. Die zahlreichen ausgeschürften Stamm- und Zweigbecken werden durch die jungeszeitlichen Moränenwälle umgeben. Das Liegende wird von der tertiären Molasse gebildet, die zum Teil von der alpiden Orogenese noch mit erfaßt wurde, so daß im Süden die aufgestellten Schichtruppen in West-Ost-Richtung streichen. Besonders die Murnauer Mulde, deren Relief noch heute sehr deutlich in der Landschaft zu erkennen ist, mit dem Staffelsee, Riegsee und dem Froschhauser See sei hier als Lehrbuchbeispiel genannt. Die großen Zungenbecken aus den Glazialen sind nur teilweise mit Schottern verfüllt worden, daher liegen heute in diesem Gebiet die großen und tiefen oberbayerischen Seen wie der Ammersee, der Starnberger See und der Chiemsee. Durch den Rückzug der Gletscher hat sich eine gewaltige Eiszerfallslandschaft gebildet mit zahllosen kleinen Seen, die zum Teil inzwischen auf Grund von Sedimenteintrag oder durch Moorbildung verlandet sind. Die stauende Wirkung der Alpen auf die Luftmassen führt in diesem Gebiet zu erhöhten Niederschlagsmengen von 1000-1500 mm im Jahr, die maßgeblich durch sommerliche Gewitter verursacht werden. Die natürliche Vegetation des Buchen-Fichtenmischwaldes wurde durch Fichtenaufforstungen ersetzt oder vielerorts durch Grünlandwirtschaft. Ackerbau ist in dieser Gegend wegen der starken Regenereignisse im Sommer auf wenige kleine Flächen beschränkt.

Klimatisch betrachtet lassen sich ähnliche Zonen wie bei den Naturräumen einteilen (BAYFORKLIM 1996). Im Westen liegt das Schwäbische Alpenvorland, in dem das Gelände rasch über 700 m ü. NN ansteigt und daher die Jahresmittelwerte der Temperatur auf 6°C zurückgehen. Im Niederschlagsregime spiegelt sich der Einfluß der maritimen Luftmassen wider, die von Westen und Nordwesten an den Alpenrand gedrückt werden und dort zu den erwähnten relativ hohen Niederschläge führen. Im Oberbayerischen Alpenvorland sind durch die Niederungen des Ammersees, des Starnberger Sees und der Weilheimer Senke sowie des Chiemsees und des Inntals größere Wärmegebiete eingelagert. Mit zunehmender Höhe in Richtung Süden nehmen auch hier die Temperaturen im Jahresmittel rasch ab und der Steigungsregen am Alpenkörper macht sich

bemerkbar. Die Untereinheiten dieses Naturraumes sind das Ammer-Loisach-Hügelland mit dem Lustsee, dem Froschhauser See, dem Haarsee und dem Badsee sowie die Lech-Vorberge mit dem Schwaigsee und die Iller-Vorberge mit dem Ortwanger See, dem Eschacher Weiher, dem Sulzberger See sowie dem Herrenwieser Weiher. Der Ortwanger See liegt direkt an der Grenze zu der Untereinheit des Vorderen Bregenzer Waldes, die sich wiederum den Schwäbisch-Oberbayerischen Voralpen zuordnen läßt.

In Tab. 2.1 sind die wichtigsten Kenngrößen der zehn untersuchten Kleinseen im Rahmen dieser Arbeit dargestellt. Die Reihenfolge der Seen entspricht dabei der steigenden aktuellen Nährstoffbelastung im Litoral, wie sie im Rahmen dieser Arbeit an Hand der Diatomeenuntersuchungen festgestellt wurde.

Tab. 2.1: Kenndaten der untersuchten Kleinseen (BAYLFW 1987, ergänzt mit den GIS-Daten der vorliegenden Arbeit)

	LuS	OrS	FrS	EsW	SwS	SpS	HaS	SuS	BaS	HeW
<b>WWA</b>	WM	KE	WM	KE	WM	RO	WM	KE	WM	KE
<b>Höhe ü. NN [m]</b>	588	725	658	1000	831	1084	643	705	669	787
<b>Fläche [ha]</b>	6,0	11,8	15,5	8,6	5,8	33,6	6,5	35,8	3,5	6,4
<b>max. Tiefe [m]</b>	18,0	16,0	9,5	5,0	3,2	16,3	8,8	14,7	3,5	4,7
<b>mittl. Tiefe [m]</b>	6,6	12,0	3,7	1,3	1,9	7,2	4,6	7,0	1,8	1,8
<b>Uferlänge [km]</b>	1,19	1,59	1,88	2,16	1,40	3,33	0,98	3,39	0,74	1,77
<b>Einzugsgebiet [km<sup>2</sup>]</b>	1,29	0,59	1,43	0,75	1,25	7,51	0,45	3,87	0,22	8,57

## 2.1. Lustsee (LuS)

Der Lustsee ist mit seinen 6,0 ha Seefläche der drittkleinste See, der im Rahmen dieser Untersuchung bearbeitet wurde. Er gehört zur Seeshaupter Seengruppe, die den nördlichen Teil der Osterseenkette bildet (WASMUND 1934). Diese limnologisch äußerst gut untersuchten Seen (MELZER 1988, RAEDER 1990, BUSSE 1993, GOOS 1993, URBACH 1993, GERHARD 1994, SEELE 1996, JACOBSEN 1998, STAAB 1998, TROMBALLA 1998) liegen südlich des Starnberger Sees zwischen den Ortschaften Seeshaupt und Iffeldorf. Der See mit seinem Umland gehört zur Gemeinde Seeshaupt (Gemarkung Seeshaupt) im Landkreis Weilheim-Schongau (BAYLVA 1998) und liegt im Zuständigkeitsbereich des Wasserwirtschaftsamtes Weilheim. Bereits Mitte des Jahrhunderts wurde das Gebiet um die Osterseen zum Landschaftsschutzgebiet erklärt und 1981 der Status zum Naturschutzgebiet angehoben, um die Beeinträchtigung dieser einzigartigen

Eiszerfallslandschaft mit ihrer Flora und Fauna durch die steigende Zahl der Erholungssuchenden in Grenzen zu halten.

### **Geologie**

Geomorphologisch betrachtet liegt der Lustsee bereits im Gebiet der ungefalteten Vorlandmolasse. Die letzten Auswirkungen der Schubkraft des Alpenkörpers sind noch im südlich gelegenen Iffeldorf zu verzeichnen. Hier sind die kompakten und wasserundurchlässigen Schichten der Vorlandmolasse leicht aufgebogen (MÜLLER 1970). Dieser sogenannte Härtlingszug aus verbackenen Konglomeraten der Kalkalpen (Nagelfluh) bedingt den Aufstieg des von Süden her kommenden Grundwassers, das in zahlreichen Quellen am Südrand der Osterseen zu Tage tritt. Während des Quartärs wurden diese Schichten durch glaziale und postglaziale Einflüsse stark überdeckt, so daß heute in diesem Gebiet als Anstehendes mächtige Quartärschotter und Grundmoränen zu finden sind.

Erst zu Beginn dieses Jahrhunderts wurde die geomorphologische Gestalt dieser Landschaft richtig gedeutet und dem Typus einer Eiszerfallslandschaft zugeordnet (ROTHPLETZ 1917). Maßgeblich an dieser Ausbildung der Landschaft war der Isar-Loisach-Gletscher während des Würmglazials beteiligt. Vor rund 20000 Jahren, zu Zeiten des Würm-Hochglazials, war das gesamte Alpenvorland mit einem Eisschild bedeckt, das fast bis Fürstenfeldbruck hinauf reichte (MEYER & SCHMIDT-KALER 1997a/b). In dieser Phase entstand das Eberfinger Drumlinfeld durch Aufarbeitung von Grundmoränenmaterial, das in langgestreckten Rücken die Fließrichtung des Eises widerspiegelt. Beim Rückzug des Gletschers blieben nördlich von Seeshaupt im Bereich des heutigen Starnberger Sees sowie nordöstlich von Staltach riesige Eisblöcke liegen (BODECHTEL 1965). Die Gletscherzunge war stark zerklüftet und so konnten sich die fluvioglazialen Schotter in Form von Osern am Gletschertor oder subglazial ablagern. Gleichzeitig wurden Spalten auf dem Gletscher verfüllt, die nach dem Abtauen die sogenannten Kames bildeten. Diese Kesselschotterfelder oder auch Buckelwiesen sind besonders eindrucksvoll westlich des Großen Ostersees ausgeprägt. Von Westen wurden im Bereich von Seeshaupt die Terrassenschotter vor den nördlichen und westlichen Eisblöcken von einer Gletscherzunge im Bereich von Eberfing abgelagert. Weiter südlich wurden im weiteren Verlauf des Gletscherrückzugs die Iffeldorfer Terrassenschotter abgelagert. Der Loisach-Vorlandgletscher bedeckte zu diesem Zeitpunkt noch fast die gesamte Murnauer Mulde und schüttete seine Schmelzwasser durch verschiedene Fenster aus dieser Härtlingsstruktur Richtung Norden. Einer dieser Durchbrüche ließ die Ur-Loisach durch die Höhlmuhschlucht nach Habach durchfließen (Uffinger Rückzugsstadium). Nach Ablagerung der Iffeldorfer Terrasse zweigte der Strom bei Antdorf nach Penzberg ab und

kurze Zeit später hinter der anstehenden helvetischen Fazies bei Frauenrain nach Sindelsdorf. Als der Gletscher sich hinter den südlichen Muldenrand bei Murnau zurückgezogen hatte, wurde der Loisach morphologisch bedingt der Weg nach Norden versperrt und sie suchte sich ihr heutiges Flußbett nach Osten zum Kochelsee, der zur damaligen Zeit noch eine wesentlich größere Ausdehnung hatte (ROTHPLETZ 1917, MEYER & SCHMIDT-KALER 1997a/b). Dadurch war das Gebiet der Osterseen und auch der Starnberger See vor weiteren Sedimentfrachten geschützt und nur so konnte die Landschaftsform nach dem Abtauen der Toteisblöcke in dieser Formenvielfalt erhalten bleiben. Mit dem Isardurchbruch durch die würmeiszeitliche Endmoräne bei Schäflarn wurde schließlich der Wolfratshausener See (ein Moränenstausee) nach Norden entwässert und somit auch das Gebiet des Starnberger Sees sowie des Kocheler Sees. In den feuchten Niederungen haben sich seit dem über den Seetonen große Moore, wie das Murnauer Moos, die Kochelsee Moore, das Weidfilz und das Staltacher Filz gebildet. Dadurch war das Osterseengebiet von nun an hydrologisch von Oberflächenzuflüssen weitestgehend isoliert.

### **Hydrologie**

Die Osterseen werden vor allem durch Grundwasser gespeist, das durch die ergiebigen Grundwasserstockwerke der glazialen Schotter nach Norden strömt. Im Süden der Kette vor allem bei Iffeldorf tritt es an der oben erwähnten Härtlingsschwelle am Seegrund zu Tage. Der Geländemorphologie folgend fließt es anschließend nach Norden durch die Seenkette bevor das Seensystem schließlich über die Osterseen-Ache in den Starnberger See entwässert (WASMUND 1934). Der Lustsee bildet dabei eine Ausnahme, da er selbst durch starke Grundwasserzutritte charakterisiert wird und seitlich der Seenkette zufließt, d.h. nicht von ihr durchflossen wird. Die Quelltrichter des Lustsees sind überwiegend im westlichen Uferbereich knapp unterhalb der Wasseroberfläche zu finden. Die Kindsbrünnlquelle im Süden entwässert zusätzlich über einen kurzen Kanal in den Lustsee. An Hand eines hydrologischen Gutachtens (SCHOTT & PARTNER 1996) konnte gezeigt werden, daß der Grundwasserleiter mit einem Gefälle von 0,5-1 % aus den westlich gelegenen Quartärschottern des Eberfinger Drumlinfeldes bzw. der direkt im Westen angrenzenden Schotterterasse stammen. Dabei verläuft der Grundwasserhorizont durch den benachbarten Frechensee und den Oserrücken, auf dem heute die Bahnlinie entlang führt und der diesen See von der Osterseenkette trennt. Durch die Abdichtung des Seegrundes im Frechensee auf Grund von autochtonen Sedimenten konnte kein Einfluß des Wasserkörpers auf das Grundwasser festgestellt werden. Bei physikalischen Wasseruntersuchungen zeigte sich, daß die Kindsbrünnlquelle durch deutlich andere Werte der Sauerstoffsättigung charakterisiert wird, als die westlichen Quellen, was die

Vermutung nahe legt, daß Teile des zuströmenden Grundwassers eventuell auch aus südlichen bis südöstlichen Gebieten kommen (TROMBALLA 1998).

Die kalkhaltigen Quartärschotter führten dazu, daß sich in dieser Landschaft der Typ des oligotrophen Hartwassersees etablierte. Erst durch anthropogene Nährstoffbelastung verloren viele Seen den oligotrophen Charakter. Bis heute konnte sich nur der Lustsee diese Einzigartigkeit bewahren, da er auf Grund der isolierten hydrologischen Lage zu den anderen Seen nicht mit deren anthropogen belasteten Wasser durchströmt wird. Ebenfalls positiv auf den Nährstoffhaushalt des Sees wirken sich die Pufferflächen des Seeumlandes aus, das von Schilf, Moorflächen und Waldgebieten gebildet wird.

### **Böden**

Der hohe Karbonatgehalt der quartären Schotter mit sandigen und geröllhaltigen Lehmen bedingt die Bodentypen im Bereich um den Lustsee. Es finden sich hier Pararendzinen, Braunerden, Parabraunerden, Pseudogleye sowie Gleye auf engem Raum vergesellschaftet. In den verschiedenen Moorbereichen lassen sich Anmoor-, Niedermoor- und Hochmoorböden ansprechen. Da im Großteil des Gebietes das Grundwasser bis kurz unter die Oberfläche ansteht, werden hauptsächlich Gleyböden gefunden, deren fahlgrauer, graugrüner bis blauschwarzer Reduktionshorizont typisch ist.

Die Moorböden besitzen eine Humusschicht mit hohem organischen Anteil, die zum Teil eine Mächtigkeit von mehreren Metern erreichen kann. Sie lassen sich überwiegend im Verlandungsbereich des Sees antreffen. Die Seesedimente bestehen auf Grund des hohen Karbonatgehaltes und der autochtonen physikalisch-chemischen und biologischen Calcitfällung aus reinen Seekreiden von großer Mächtigkeit.

### **Nutzung und Klima**

Durch den Naturschutzstatus findet kaum eine Nutzung des Lustsees und seines Umlandes mehr statt. Fischereilich wird das Gewässer nur vereinzelt durch einen ansässigen Fischereiverein genutzt. Eine Badenutzung kann überwiegend verhindert werden, wengleich sie ein immer größer werdendes Problem darstellt. Während der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts wurden die Flächen im Umland des Lustsees mit nassen bis sehr nassen Schichtwechselfböden noch als Streuwiesen genutzt. Dafür mußten zum Teil Entwässerungsgräben im Bereich der Hochmoore gezogen werden, die noch heute deutlich zu erkennen sind. Die etwas ertragreicheren Gleyböden wurden damals als Feuchtgrünland ausgewiesen. Ab Mitte der sechziger Jahre wurde keine Bewirtschaftung mehr verzeichnet, so daß die Vegetation seit knapp 40 Jahren einer Brachesukzession unterliegt (TROMBALLA 1998). Nach Angaben des BAYLFSTAD (1996) entfallen in der Gemeinde Seeshaupt nur

10 % der landwirtschaftlichen genutzten Fläche auf Ackerland und 89 % auf Dauergrünland.

Erwähnenswert für diese Untersuchungen ist noch die Trinkwassergewinnung im Bereich des Lustsees, die bis 1990 durch das Pumpwerk am Westufer erfolgte und früher auch an der Kindsbrünnlquelle. Ebenfalls Beachtung sollte der Staatsstraße 2063 geschenkt werden, die unmittelbar auf dem westlich verlaufenden Oserrücken von Iffeldorf nach Seeshaupt führt. Ihre unmittelbare Nähe zum Lustsee bzw. der ganzen nördlichen Seenkette bei der Lichtbrücke könnte im Falle eines Gefahrgutunfalles dramatische Folgen für diese einzigartigen Seen haben.

Klimatisch gesehen wird das Gebiet um den Lustsee (500-600 m ü. NN) durch eine mittlere Jahrestemperatur von ca. 7,5°C, durch Niederschlagsmengen von 1100-1300 mm sowie durch eine mittlere Sonnenscheindauer von 1500-1600 h im Jahr charakterisiert. Typisch sind die hohen Niederschlagsmengen von 700-800 mm im Sommerhalbjahr von Mai bis Oktober. Gemäß pflanzenphänologischen Kriterien endet die Vegetationsruhe mit der Haselnuß-Blüte nach dem 5. März eines Jahres. Mit dem Aufgang des Winterweizens beginnt nach dem 2. November schließlich die Vegetationsruhe (alle Angaben aus BAYFORKLIM 1996).

## **2.2. Ortwanger See (OrS)**

Der Ortwanger See ist ein künstliches Gewässer und entstand 1965 als Baggersee bei dem Ausbau der Bundesstraße B 19. Westlich dieser Straße und östlich der Iller liegt dieses 11,8 ha große Badegewässer der Gemeinde Burgberg (Gemarkung Burgberg) im Landkreis Oberallgäu (BAYLVA 1998). Zwischen den Ortschaften Blaichach und Burgberg gelegen stellt dieser durch Grundwasser geprägte klare See ein beliebtes Naherholungsziel dar. Entlang des gesamten Ufers finden sich zahlreich Badeeinstiege. Das Westufer wird vor allem durch einen Wald aus Weiden bestimmt, wohingegen das östliche Ufer durch Wiesen geprägt wird, die überwiegend als Liegewiesen genutzt werden. Östlich der Bundesstraße herrscht intensive Weidewirtschaft vor.

### **Geologie**

Geologisch betrachtet liegt der Ortwanger See auf den helvetischen Schichten der Oberkreide und des Alttertiärs (SCHOLZ & SCHOLZ 1981). Folgen von Mergeln, Sandsteinen und Kalken wurden durch die Orogenese des Alpenkörpers stark aufgefaltet und über die Molasse geschoben. Wenige Kilometer nördlich des Ortwanger Sees tritt die Molasse zu Tage. Durch die letzten Eiszeiten wurde dieses Gebiet stark überformt. Der

Illergletscher hinterließ nach seinem Rückzug große Mengen an Jungmoränenschotter. Größere Mengen dieser Schotter befinden sich im Bereich des Ortwanger Sees und wurden für den Straßenbau genutzt. Es handelt sich hier wahrscheinlich zusätzlich um fluviale Ablagerungen der Ostrach und der Iller, die südlich des Sees zusammenfließen.

### **Hydrologie**

Ein hydrologisches Einzugsgebiet an Hand von oberirdischen Zuflüssen läßt sich am Ortwanger See nicht abgrenzen. Vielmehr ist dieses sommerkalte Gewässer stark beeinflusst durch Grundwasser der Ostrach und der Iller. Trotz der Nähe zu diesen beiden Gewässern, liegt der Wasserspiegel des Ortwanger Sees einige Meter höher.

### **Böden**

Nach der Reichsbodenschätzung sind in dem direkten Einzugsgebiet des Ortwanger Sees keine moorigen Böden anzutreffen. Vielmehr sind in unmittelbarer Nähe des Sees einige lehmige, sandige Böden zu finden, deren Charakter östlich der Bundesstraße als deutlich lehmig zu bezeichnen ist. Überwiegend herrschen in diesem Gebiet Braunerden vor.

### **Nutzung und Klima**

Der See wird hauptsächlich als Badegewässer im Sommer genutzt, was durch zahlreiche Badeeinstiege am Ost- und Westufer sowie Trittschäden im Uferbereich deutlich wird. Die angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen unterliegen ausschließlich der Grünlandwirtschaft, wobei intensiv genutzte Wiesen und Weiden dominieren.

Klimatisch betrachtet liegt der Ortwanger See in der Höhenstufe von 600-800 m ü. NN bei einer vorherrschenden mittleren Jahrestemperatur von 6-7 °C. Der Jahresniederschlag ist lokal mit 1300-1500 mm etwas niedriger als in dieser alpennahen Region zu erwarten wäre. Davon entfallen allein 800-1000 mm auf das Sommerhalbjahr. Bei einer mittleren Sonnenscheindauer von 1500-1700 h im Jahr beginnt die Vegetationsphase in diesem Gebiet nach dem 10. März mit der Haselnuß-Blüte und endet um den 25. Oktober (alle Angaben aus BAYFORKLIM 1996).

## **2.3. Froschhauser See (FrS)**

Östlich des Staffelsees und südlich des Riegsees bei Murnau liegt der 15,5 ha große Froschhauser See. Durch die Kreisstraße, die von Murnau über Weindorf und Froschhausen weiter zum Riegsee und nach Aidling führt, ist der See sehr leicht erreichbar und dient als Badesee der Naherholung. Der See und sein Einzugsgebiet, die zum Teil aus



Naturschutzgebiet ausgewiesen sind, liegen in der Gemeinde Murnau am Staffelsee (Gemarkung Weindorf) im Landkreis Garmisch-Partenkirchen (BAYLVA 1998). Das zuständige Wasserwirtschaftsamt ist Weilheim. Die Flächen des Naturschutzgebietes umfaßten ursprünglich aus ornithologischen Gesichtspunkten nur die Seefläche, wurden allerdings im Jahre 1985 auch auf die angrenzenden schützenswerten terrestrischen Bereiche ausgedehnt (REGIERUNG VON OBERBAYERN 1985), um auch die Fauna und Flora im See und in dessen Umland zu schützen. Angestrebtes Ziel ist es, die Nutzung auf einem Niveau zu halten, das den landschaftstypischen Feuchtgebietskomplex erhält. Das heißt unter anderem, daß die Streuwiesen um den See weiterhin einmal im Jahr gemäht und nicht wegen Unwirtschaftlichkeit brach liegen gelassen werden.

### **Geologie**

Geologisch betrachtet liegen die drei Seen, Staffelsee, Riegsee, Froschhauser See, in der Murnauer Mulde, einem durch die Orogenese der Alpen aufgefalteten Bereich der Subalpinen Molasse (DOBEN & FRANK 1983). Die im Vergleich zur Umgebung sehr harten Schichten aus Kalksandsteinen und Konglomeraten, konnten der Erosion vor allem durch die Glazialzeiten weitestgehend standhalten, so daß sie heute noch als deutliche Höhenrücken in der Landschaft vertreten sind. Im östlichen Teil der Murnauer Mulde liegt der Froschhauser See, dessen Entstehung auf die geologischen Abläufe im Quartär zurückzuführen sind.

Durch den Wechsel von Glazial und Interglazial wurde die Murnauer Mulde durch den Lobus des Loisach-Gletschers ausgetieft bzw. wieder mit limno-fluvioglazialen Schottern verfüllt. Der tatsächliche Grund der Mulde liegt daher gut 100 m unter der heutigen Oberfläche. In der Umgebung von Murnau konnten Sedimente aus der Riß-Eiszeit datiert werden (DOBEN & FRANK 1983). Während des Riß/Würm-Interglazials gab der Loisachgletscher ein großes Seebecken im Bereich der Murnauer Mulde frei. Neben den Schmelzwassersedimenten bildeten sich mächtige Seetone, die das Becken nach unten abdichteten.

Einen Großteil der heutigen Verfüllung sind die Murnauer Schotter, sogenannte Vorstoßschotter, die durch die beginnende Vereisung des Würm-Glazials noch bis Weilheim abgelagert wurden. Heute lassen sich zahlreiche Aufschlüsse durch lokale Kiesgruben in diesem Bereich finden. Während des Würm-Hochglazials kam es zu einer erneuten Aufnahme dieser Schotter und einem Weitertransport mit dem Gletscher. Dadurch sind die Schotter in ihrem heutigen Stadium mit einer zum Teil sehr mächtigen Grundmoränendecke bedeckt und vermengt.

Im Einzugsgebiet des Froschhauser Sees sind somit folgende geologischen Bereiche zu unterscheiden. Die limno-fluviatilen Weißbach-Schichten der aufgefalteten tertiären Molasse, die überwiegend aus Sandsteinen, Mergel bzw. Konglomeraten bestehen und das Einzugsgebiet nach Süden hin abgrenzen. Weiterhin die frühwürmglazialen Schotter im Osten, im Westen und im Norden des Sees, die sich aus einheitlich schluffarmen, sandigem Kies zusammensetzen sowie der stark schluffige, mehr oder weniger tonige Kies bis kiesig-toniger Schluff der aufgelagerten Grundmoränendecke. Diese Fazies ist vor allem im Süden des Sees anzutreffen (DOBEN & FRANK 1983). Der unmittelbare Uferbereich ist überwiegend durch Vermoorung eines früher größeren Sees gekennzeichnet.

### **Hydrologie**

Durch die Lage in der Murnauer Mulde wird die Hydrologie des Sees bereits morphologisch stark eingegrenzt. Der südliche Molasserücken mit seinen wasserundurchlässigen Schichten stellt eine Wasserscheide zwischen dem Gebiet in der Mulde und dem Einzugsgebiet der Loisach dar, die südlich davon in östliche Richtung fließt. Werden die Verhältnisse in der Mulde betrachtet, so kann festgestellt werden, daß dort der Grundwasserstrom von Ost nach West verläuft. HIRSCHMANN (1980) konnte für den Riegsee nachweisen, daß der Grundwasserspiegel östlich des Sees knapp vier Meter tiefer liegt als die Seeoberfläche. Dieser Befund deutet darauf hin, daß der See gegenüber den grundwasserführenden Schichten abgedichtet ist und somit keine Regulierung des Wasserkörpers über das Grundwasser stattfindet. Da der Riegsee einer extremen Eutrophierung unterlag, haben sich dort mächtige Faulschlammsedimente gebildet, die diese Abdichtung bedingen. HIRSCHMANN (1980) fand allerdings auch 40 m vom Ufer entfernt noch alte wasserstauende Seesedimente, die von einem größeren See aus der Frühgeschichte stammen, der eventuell damals mit dem Froschhauser See eine Einheit bildete. Da eine Grundwassergleichenkarte aus dem Jahr 1979 (BAYGLA 1979, zit. in AKONTZ 1997) im Bereich des Froschhauser Sees den Grundwasserleiter auf einer Höhe von 653 m ü. NN gegenüber der Seeoberfläche von 659 m ü. NN angibt, ist anzunehmen, daß die hydrologischen Gegebenheiten am Froschhauser See denen des Riegsees entsprechen.

Die Oberflächenzuflüsse beschränken sich überwiegend auf den Bereich der sandig-lehmigen Grundmoräne mit seiner schlechten Wasserdurchlässigkeit. In dem durch Schotter dominierten Bereich versickern die Zuflüsse recht leicht, so daß das Wasser dem See wahrscheinlich als oberflächennahes Grundwasser zugeführt wird. Der Abfluß des Sees liegt im Norden und wird durch ein Rohr unter der Straße in den Riegsee geleitet. Bei der Betrachtung der Geologischen Karte von Murnau (BAYGLA 1983) fällt auf, daß an

dieser Stelle ein früheres Seeniveau mit einer Verbindung zum Riegsee liegt. Noch heute ist der Bereich bei der nahegelegenen Kapelle durch häufige Staunässe gekennzeichnet.

### **Böden**

Die Böden der südlichen Molasserippe sind überwiegend tiefgründige Parabraunerden und Pseudogleye mit unterschiedlich starker Vernässung sowie vereinzelt auch Rendzinen. Im oberen Hangbereich der Schotter sind vor allem Braunerden anzutreffen, die im unteren Hangbereich durch gelegentliche Staunässe zur Pseudovergleyung führen kann (AKONTZ 1997). Dieser Bodentyp bietet die besten Voraussetzung für eine Grünlandbewirtschaftung. Die Gebiete mit Grundmoränenüberdeckung zeichnen sich durch feinsandige Lehme aus, die daher häufig die Bildung von Pseudogleyen begünstigen. Gerade im unmittelbaren Uferbereich aber auch an Stellen mit Staunässe auf Grund der undurchlässigen tonreichen Böden sind zum Teil mächtige Moorbildungen anzutreffen. Nach RINGLER (zit. in QUINGER et al. 1995) gliedern sich die Typen in Anmoor- bzw. Moorgleye, Niedermoore sowie Hoch- und Übergangsmoore.

### **Nutzung und Klima**

In den beiden Gemarkungen Riegsee und Weindorf entfallen mehr als 99 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf Dauergrünland. Ackerland ist mit weniger als 1 % vertreten (BAYLFSTAD 1996), was für das feucht-kühle Klima und die hohen sommerlichen Niederschläge in der Gegend charakteristisch ist. Gerade auf den weniger nassen Böden der Vorstoßschotter wird intensive Mähweidewirtschaft betrieben. Die steileren, zum Teil vernässten und felsigen Bereiche sind mit Wald bestockt. Vor allem in der Vergangenheit war die Streuwiesennutzung noch ein wesentlicher Bestandteil der Nutzung, die heute noch im Westen des Uferbereiches anzutreffen ist. Eine geringfügige extensive fischereiliche Nutzung des Gewässers geht noch von einem Pächter des Sees aus. Der Badebetrieb ist für das Gewässer eine nicht unerhebliche Form der Nutzung, da der Froschhauser See auf Grund seiner geringen Tiefe angenehme hohe Temperaturen im Sommer hat. In dem ausgewiesenen Naturschutzgebiet befinden sich am Nordostufer sowie am Südufer zwei Badestellen mit Liegewiesen, deren Einfluß vor allem durch Trittschäden im Litoral deutlich zu erkennen sind.

Das Einzugsgebiet des Sees liegt auf einer Meereshöhe von 600-800 m ü. NN bei einer mittleren Jahrestemperatur von 7-8°C. Die jährliche Niederschlagsmenge ist durch die Alpennähe bereits geringfügig höher als beim Lustsee und beträgt zwischen 1300-1500 mm, wobei lokal auch bis 2000 mm fallen können. Die Hälfte des Niederschlages von 800-1000 mm fällt im hydrologischen Sommerhalbjahr. Gerade der Staffelsee ist für seine starken und lokal sehr schnell aufziehenden Sommergewitter

bekannt. DOBEN & FRANK (1983) geben für die Station Murnau eine Niederschlagsmenge von 1246 mm im Jahr an, von denen zwei Drittel im Sommerhalbjahr fallen. Es wird jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, daß es starke kleinräumige Unterschiede wegen der Alpennähe gibt. Mit einer Sonnenscheindauer von 1000-1600 h ist die Einstrahlung in dem Einzugsgebiet mit derjenigen des Lustsees vergleichbar. Die Vegetationsphase beginnt etwas später mit der Haselnuß-Blüte nach dem 10. März, endet wie in Bereichen des Lustsees nach dem 2. November (alle Angaben aus BAYFORKLIM 1996).

### **2.4. Eschacher Weiher (EsW)**

Der 8,6 ha große Eschacher Weiher liegt rund 10 km westlich der Stadt Kempten in der Gemarkung Buchenberg (Gemeinde Buchenberg, Landkreis Oberallgäu) (BAYLVA 1998). Abseits der Hauptverkehrsstraßen ist dieser hufeisenförmige See auf einer Höhe von knapp 1000 m ü. NN in einer Mulde am Rande des Buchenberg-Eschach-Kürnach Waldes eingebettet. Durch das Abdämmen einer Abflußrinne im Südosten wurde der Weiher vom Stift Kempten im 18. Jahrhundert aufgestaut. Zunächst wurde er als Mühlteich verwendet, später auch als Löschteich. Heute dient er überwiegend der Naherholung sowie der fischereilichen Nutzung. Im Jahre 1960 wurde der Weiher unter Landschaftsschutz gestellt. Seit 1982 sind laut Verordnung, Bootfahren, Segeln und Surfen verboten, zudem gilt für viele Bereiche ein Badeverbot (BAYLFU 1993). Damit sollen die schützenswerten Teile des Weihers vor Beanspruchung durch Erholungssuchende bewahrt werden. Das Spirkenhochmoor auf der kleinen Insel gilt als eines der wenigen noch intakten Hochmoore mit Übergangsmoorcharakter im westlichen Allgäu. Hinzu kommen noch seltene Tauchblattgesellschaften und Kleinseggenriede, die vielen seltenen Tieren und Pflanzen eine Heimat bieten. In den beiden flachen Buchten im Westen des Eschacher Weihers hat sich ein Verlandungsgürtel ausgebildet (BAYLFU 1993).

#### **Geologie**

Das Gebiet um den Eschacher Weihers wird durch verschiedene geologische Einheiten geprägt. Im Westen finden sich Konglomerate und Juranagelfluhbänke der Molasse sowie Moränenschotter aus der Rißeiszeit. Der Bereich östlich bis Kempten wurde durch den Illergletscher in der Würmeiszeit überformt und wird daher von Vorstoßschottern und Kiesen gebildet (BAYGLA 1996).

#### **Hydrologie**

Durch die geologisch bedingte Hanglage erstreckt sich das 0,75 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet überwiegend nach Westen. An der nordwestlichen Spitze liegt ein Zufluß und ein weiterer

Bach fließt in Richtung der südwestlichen Spitze, wobei der Bachverlauf kurz vor dem See oberflächennah weiter verläuft. Der Abfluß dieses künstlichen Gewässers wird über einen Mönch an der Ostseite geregelt. Nach Angaben des WWA Kemptens und des BAYLFU (1993) wird das Gewässer alle drei Jahre abgelassen. Die maximale Tiefe beträgt in der Nähe des Ablaufes knapp 5 m und die mittlere Tiefe wird mit 1,3 m angegeben (BAYLFW 1987).

### **Böden**

Auf Grund des dichten Mischwaldbestandes liegen für einen großen Teil des Einzugsgebietes keine Daten aus der Reichsbodenschätzung vor. Im Westen und Norden des Sees finden sich allerdings die typischen Lehmböden des glazialen Untergrundes und an den beiden Armen des Sees eine Fläche mit Lehm-/Moorböden.

### **Nutzung und Klima**

Der Eschacher Weiher wird im Sommer vor allem als Badegewässer genutzt. Ein größerer Badebereich liegt im Nordosten und Osten des Gewässers. Durch einen größeren Parkplatz an der unweit gelegenen Straße wird die Naherholung an dem Weiher verstärkt gefördert. Gleichzeitig findet eine fischereiliche Nutzung statt.

Das Einzugsgebiet erstreckt sich von 1000-1100 m ü. NN wobei durch die etwas höhere Lage nur eine mittlere Jahrestemperatur von gut 6 °C erreicht wird. Durch die morphologische Nähe zu dem Molasserücken im Westen liegen die durchschnittlichen Niederschlagsmengen mit 1500-2000 mm im Jahr deutlich höher. Rund 800-1000 mm fallen davon in den Sommermonaten. Trotz der im Vergleich zu den anderen untersuchten Gewässern etwas längeren Sonnenscheindauer von 1700-1800 h im Jahr, beginnt die Vegetationsphase auf Grund der Höhenlage erst um den 22. März und endet bereits vor dem 21. Oktober (alle Angaben aus BAYFORKLIM 1996).

## **2.5. Schwaigsee (SWS)**

Der Schwaigsee mit einer Größe von 5,8 ha liegt 1 km westlich der Ammerschlucht in der Gemarkung Wildsteig (Gemeinde Wildsteig, Landkreis Weilheim-Schongau) (BAYLVA 1998). Naturräumlich gesehen handelt es sich hier bereits um die Lech-Vorberge in dem voralpinen Moor- und Hügelland. Das Gewässer ist ein künstlicher Stauweiher aus dem Mittelalter, der überwiegend durch Fischerei genutzt wurde. Direkt im Norden führt am See die Staatsstraße St 2059 nach Steingaden vorbei. Das Einzugsgebiet erstreckt sich von der Gemeinde Wildsteig bis nach Norden in die Gemeinde Rottenbuch.

Kennzeichnend für den Schwaigsee ist seine geschützte Lage in einer Senke, an die nach Süden ein flaches, ausgedehntes Spirkenfilz angrenzt. Jenseits der Staatsstraße nach Norden sowie nach Osten und Westen steigt das Gelände an. Dabei ziehen sich im Norden und Westen trittempfindliche Niedermoorflächen bis in die Hanglagen. Die Moore im Bereich des Süd- und Westufers belegen die ehemals größere Ausdehnung des Sees (MELZER 1981). Ein 50 ha großer Teil dieses Gebietes mit Hoch- und Niedermoorflächen steht seit 1951 als „Naturschutzgebiet Bichelbauernfilz“ unter Naturschutz und unterliegt gemäß der Schutzgebietsverordnung von 1983 einem Betretungsverbot. Zudem sollte durch die Neuregelung der Verordnung der Erholungsbetrieb gelenkt werden. Um den dichten Schwimblattgürtel in der westlichen Seehälfte und die empfindlichen Verlandungszonen im südwestlichen Uferbereich vor mechanischen Schäden zu bewahren, wurde der Badebereich am Ostufer durch eine Bojenkette vom restlichen See abgetrennt und der Bootsbetrieb untersagt (BAYLFU 1993).

### **Geologie**

Der künstlich angelegte See liegt auf einer Vorstoßschotterterasse des Ammerseegletschers, die als Peiting-Schongauer Stufe bezeichnet wird (PIEHLER 1974, zit. in MELZER 1988). Der Ammergauer Gletscher bahnte sich hier den Weg durch die aufgefalteten Molasserippen der Murnauer Mulde. Dadurch entstanden Vertiefungen, die mit Geschiebelehm des Gletschers ausgekleidet wurden und somit Grundlage für die Moorbildung in diesem Bereich wurden. Die Ammer hat sich östlich des Sees tief in diesen Molassezug eingeschnitten (MEYER & SCHMIDT-KALER 1997b).

### **Hydrologie**

Der Schwaigsee ist ein künstlicher Stauweiher und wurde im Mittelalter als Fischteich angelegt. Der Abfluß des sehr flachen Sees wird durch einen Mönch reguliert (BAYLFW 1987). Einen weiteren Ablauf stellt der Füllgraben am Ostufer des Sees dar. Den Zulauf des Schwaigsees bildet ein Graben, der aus dem Naturschutzgebiet Bichelbauernfilz kommt und an der Spitze des südwestlichen Ausläufers in den See mündet. Ein kleiner, 200 m westlich des Sees gelegener Quellteich schüttet in diesen Zulauf. Zwei Entwässerungsgräben, die in der Seeuferkartierung Bayern (BAYLFU 1993) am Nordufer des Schwaigsees eingezeichnet sind, konnten nicht mehr gefunden werden.

### **Böden**

Auf Grund der glazialen Überformung werden im Einzugsgebiet des Sees überwiegend lehmig-sandige Böden gefunden. Nur unmittelbar um das Bichelbauernfilz sind in der Reichsbodenschätzung auch einige Flächen mit reinem Moorcharakter erfaßt worden. Im

Westen dominieren die Lehmböden und im Norden die Tonböden mit der Übergangsform des Moor-/Tonbodens.

### **Nutzung und Klima**

Der Schwaigsee wird vor allem zu Bade- und Erholungszwecken genutzt. Der Badebereich am Nordost- und Ostufer ist über eine Zufahrtsstraße erreichbar, die entlang des Ufers verläuft. Dort ist ein Parkplatz sowie ein Kiosk mit sanitären Einrichtungen vorhanden. Die fischereiliche Nutzung erfolgt durch den Fischereiverein Peiting, der den See von der Gemeinde Wildsteig gepachtet hat. Das Einzugsgebiet des Schwaigsees, soweit es sich nicht um Naturschutzgebiet handelt, wird überwiegend intensiv als Mähweide genutzt. Einige Flächen nördlich und südlich des Schwaigsees werden extensiv als Streuwiesen genutzt (BAYLFU 1993).

Das auf einer Höhenstufe von 800-1000 m ü. NN gelegene Einzugsgebiet wird klimatisch durch eine mittlere Jahrestemperatur von rund 6,5 °C sowie 1500-2000 mm Jahresniederschlag geprägt. Die Hälfte des Niederschlags fällt dabei während der Sommermonate. Durch die Höhenlage und die durchschnittliche Sonnenscheindauer von 1700-1800 h im Jahr endet die Vegetationsruhe mit der Haselnußblüte ab dem 15. März und endet um den 29. Oktober (alle Angaben aus BAYFORKLIM 1996).

## **2.6. Spitzingsee (SpS)**

Südlich des Schliersees im Landkreis Miesbach liegt der 33,6 ha große Spitzingsee innerhalb der nördlichen Ausläufer der Nördlichen Kalkalpen. Sowohl der See als auch sein Einzugsgebiet befinden sich in der Gemeinde bzw. Gemarkung Schliersee und können über die Staatsstraße 2077, die über den Spitzingsattel führt, erreicht werden (BAYLVA 1998). Die gleichnamige Ortschaft Spitzingsee liegt am Südostufer des Sees. Auffällig ist der alpine Charakter im Einzugsgebiet, wenngleich der See nicht als hochalpin bezeichnet werden sollte (vgl. BAYLFW 1987). Von der Seehöhe (1084 m ü. NN) reicht das Gelände bis 1692 m ü. NN im Osten (Taubenstein) und 1683 m ü. NN im Nordnordwesten (Brecherspitze) hinauf.

### **Geologie**

Die Gesteine im Einzugsgebiet des Spitzingsees werden wie bereits oben erwähnt, den Nördlichen Kalkalpen zugeordnet. Das Oberostalpin ist hier im Mangfallgebirge überwiegend aus den Schichten des Hauptdolomits aufgebaut (oberes Tertiär). Diese wurden mit der Verschiebung der Lechtal-Decke Richtung Norden transportiert. Der Hauptdolomit entstand unter rein marinen Bedingungen in der Supra- bis Intertidalzone

und ist charakterisiert durch dolomitisierte Kalke die zuckerkörnig und dünnbankig sind (BAYGLA 1996). Neben dem Wettersteinkalk gehört er zu den Hauptgipfelbildnern und neigt zur starken Hangschuttbildung. Gerade im Bereich des Spitzingsees ist diese Gesteinsfolge durch eine Muldenzone gestört. Analog zur Murnauer Mulde verläuft auch hier die Ausdehnung von West nach Ost und auf Grund der Erosion heben sich härtere Gesteinsrippen von weicheren Schichtenfolgen deutlich in der Landschaft ab. Neben den mächtigen Plattenkalken sind Bank- und Riffkalke des Räts sowie die weicheren Kössener Schichten (Mergel- und Kalksteine) und jurassische Sedimente (Fleckenmergel) vertreten. Die weichen Fleckenmergel und Kössener Schichten wurden durch die Vergletscherung leichter erodiert und bilden somit die weichen Geländeformen im Einzugsgebiet, die hauptsächlich als Weiden genutzt werden. Pleistozäne Verfüllungen gibt es entlang des Firstgrabens, wobei Schwemm- und Schuttkegel aus dem Holozän ebenfalls bei Firstgraben, Lochgraben sowie an der Schönfeldalm anzutreffen sind. Erst durch einen Bergsturz ist die hydrologische Verbindung zum Schliersee verriegelt worden. Dieser Höhenrücken bildet den heutigen Spitzingsattel (1127 m ü. NN), der aus Plattenkalken der Trias besteht.

### **Hydrologie**

Auf Grund der komplexen Muldenstruktur kann die Hydrologie des Gebietes nur schwer beschrieben werden. Das hydrologische Einzugsgebiet des Spitzingsees wird daher an Hand der Oberflächenmorphologie, d.h. der Wasserscheiden abgegrenzt. Die nördliche Grenze bildet die Wasserscheide zwischen der oberbayerischen Hochebene und dem Inntal, in welches der Abfluß des Sees, die Valepp, entwässert. Die Zuflüsse des Spitzingsees werden von zwei Gräben dominiert, dem Firstgraben im Nordwesten und dem Lochgraben im Südosten bei der Ortschaft Spitzingsee. Letzterer entspringt bei der Schönfeldalm. Oberhalb der Ortschaft wurde dieser Zufluß zur Sicherung vor Geschiebe mit Steinsperren versehen und weiter unten dessen Bachbett in ein Schalenprofil gelegt. Der Firstgraben hingegen besitzt keine Verbauung und schüttet daher weiterhin einen natürlichen Geschiebekegel in den See. Das Bachbett wurde allerdings in den letzten Jahren bei der Münchener Hütte nach Süden verlegt. In den Sommermonaten versickert das Wasser komplett in dem Schotterkörper und tritt am Westufer in einem Schachtelhalmbestand wieder hervor. Durch das sehr steile Relief gibt es noch mehrere kleinere Zuflüsse, die von Bedeutung sind. Direkt im Norden gibt es einen Zufluß, der über mooriges Gelände in den See fließt. Weiter östlich wird unterhalb der Straße eine Quelle gefaßt, um zu überprüfen, ob sie eventuell als Trinkwasserversorgung zu nutzen sei. In der aktuellen Testphase strömt das Wasser über eine Meßstation direkt in den See. Am Südrand des Taubensteinparkplatzes fließt vor dem Härtlingszug der temporär wasserführende Wildfräuleinbach hinzu. Ein weiterer verbauter Zufluß, der



Schwarzkopfgraben liegt im Bereich der Ortschaft südlich vom Lochgraben und führt ebenfalls nur temporär Wasser. Zuletzt sei noch der Zufluß in der südwestlichsten Spitze des Sees zu nennen, der über einen dazwischen geschalteten Teich den Parkplatz der Stümpflingbahn entwässert. Im Litoral sind noch zahlreiche kleinere oder größere Rohre zu finden, deren Herkunft und Wasserführung unklar ist. Allein vor der Ortschaft Spitzingsee konnte im Winter 1997/98 bei sehr niedrigem Wasserstand ein starkes Algenwachstum (fädige Grünalgen) vor den freiliegenden Rohren festgestellt werden.

Einen bedeutenden Einfluß auf die Hydrologie des Sees hat das Spitzingsee-Kraftwerk, das einen Teil des Abflußwassers der Valepp zur Stromerzeugung nutzt. Für diesen Zweck wird der See in den schmelzwasserreichen Sommermonaten aufgestaut und das Wasservolumen so um ca. 350.000 m<sup>3</sup> (17 %) erweitert. Der Abfluß des Sees beträgt bei der Valepp 350 l/s, womit rechnerisch eine extrem kurze Wassererneuerungszeit von weniger als 70 Tagen gegeben ist.

### **Böden**

Die Böden der Kalkfazies sind häufig Rendzinen oder Rohböden in den Gebieten der Gipfelflanken und Schutthalden. Frische feuchtere Rendzinen sind eher auf der schattigen Seite anzutreffen, trockenere sind auf der Sonnenseite besser entwickelt. Weiterhin kommen Braunerden und gelegentlich auch Terra fusca Böden vor (FORSTAMT MIESBACH, pers. Mitt.). Auf den Liaskieselkalken bilden sich nährstoffarme Ranker aus. Alle Böden haben eine geringe Mächtigkeit und werden daher überwiegend forstwirtschaftlich genutzt.

Tiefgründige Braunerden und Parabraunerden sind auf den Kössener Mergeln und Fleckenmergeln vertreten. Durch den Tonanteil sind diese Böden häufig wasserstauend und stellen so Quellhorizonte dar. Dazwischen sind auch Niedermoor- und kleinere Bereiche mit Hochmoorböden anzutreffen (VOGEL 1961).

Die Gebiete der Schutt- und Schwemmkegel der Zuflüsse Firstgraben, Lochgraben, und Wildfräuleingraben waren ursprünglich Moorbereiche. Heute sind noch vereinzelt Anmoorgleye, Niedermoor- und Hochmoorböden zu finden.

### **Nutzung und Klima**

Die beiden Hauptnutzungen des Einzugsgebietes sind die Landwirtschaft und der Tourismus. Gerade die flach geneigten Flächen der Kössener Schichten und der Fleckenmergel werden als Almflächen für die Landwirtschaft genutzt. Für die Gemeinde Schliersee wird der Anteil des Dauergrünlandes an der landwirtschaftlichen Nutzfläche mit knapp 100 % angegeben. Ackerland kann auch hier wegen der kurzen Vegetationszeit und den hohen Niederschlägen nicht bestellt werden. Neben der intensiven Wintersportnutzung

auf den Almflächen dieses Münchener Hausberges wird das Gebiet auch im Sommer durch seine zahlreichen Wanderwege und die touristischen Angebote stark frequentiert. Die geringe Wassertemperatur bedingt kaum Badebetrieb, allerdings herrscht reger Bootsverkehr (Tretboote, Kajaks) auf dem See. Im Winter finden auf dem sehr lange zugefrorenen Gewässer häufig Veranstaltungen statt.

Klimatisch gesehen sind die Verhältnisse bereits deutlich alpiner im Vergleich zu den anderen Seen dieser Studie. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt ca. 4°C. Der Jahresniederschlag liegt bei 1500-2000 mm, wobei über 1000 mm im Sommerhalbjahr fallen. Die Sonnenscheindauer beträgt 1400-1600 h im Jahr je nach Lage in dem kesselförmigen Einzugsgebiet. Die geringeren Durchschnittstemperaturen führen zu einem deutlich späteren Beginn des Vorfrühlings nach dem 25. März eines Jahres. Die Vegetationsruhe beginnt bereits vor dem 29. Oktober eines Jahres (alle Angaben aus BAYFORKLIM 1996).

### **2.7. Haarsee (HaS)**

Der Haarsee mit 6,5 ha Fläche befindet sich am Fuß des Gutes Hirschberg in einem Landschaftsschutzgebiet. Er gehört zur Gemeinde Weilheim i. OB. (Gemarkung Deutenhausen) und ist im Besitz der Bundesforstverwaltung. Bis vor wenigen Jahren wurde er als öffentliches Strandbad genutzt. Aus dieser Zeit stammen die befestigten Uferabschnitte und die Kiesaufschüttungen am Nord- und Ostufer. Um andere Seen des Eberfinger Drumlinfeldes zu entlasten, soll gemäß dem Arten- und Biotopschutzprogramm der Freizeitbetrieb auch nach der Schließung des öffentlichen Strandbades auf den schon lange für Erholungszwecke genutzten Haarsee konzentriert werden (BAYSTMLU 1997).

#### **Geologie**

Das Eberfinger Drumlinfeld ist eine der beeindruckendsten glazialen Erscheinungsformen im Voralpenland. Durch den Würmgletscher wurde das Gletschermaterial in Fließrichtung des Eises zu zahllosen Hügeln umgeformt. Zwischen diesen Drumlins haben sich später alluviale Moorböden gebildet. Der Haarsee ist ebenso wie zahlreiche andere Gewässer und wie auch die Osterseen als Toteissee entstanden. Dies wird durch die fast kreisrunde Morphologie sowie für die kleine Größe hohe Tiefe bestätigt.

#### **Hydrologie**

Über die hydrologischen Verhältnisse des Haarsees liegen wenige Informationen vor. Sein Abfluß, der Hardtbach, entwässert das Eberfinger Drumlinfeld von Südsüdost nach Nordnordwest und mündet schließlich in die Ammer. Die ursprüngliche Quelle des

Hardtbaches lag vermutlich im Rothsee, der über die Mitterlache und den Haarsee das Gebiet entwässerte (LEHMANN et al. 1992). Der Verbindungsgraben zwischen Mitterlache und Haarsee war während des Untersuchungszeitraumes völlig ausgetrocknet. Ein oberirdischer Zufluß in den See konnte nicht gefunden werden. Auf Grund seiner Tiefe von knapp 9 m und der geschützten Lage kann es zur Meromixis und somit zur Ausbildung eines Monimolimnions kommen.

### **Böden**

Im Einzugsgebiet des Haarsees gibt es nur eine kleine Fläche im Westen, die aus reinem Moorboden besteht. Bei den übrigen Flächen ist eine starke Vermischung mit dem Moränenmaterial vorhanden. Es sind daher Lehmböden und lehmig-sandige Böden anzutreffen.

### **Nutzung und Klima**

Auch heute stellt der Haarsee einen stark frequentierten Badesee dar, der über einen Forstweg erreichbar ist und einen Parkplatz in der Nähe des Nordufers aufweist. Durch seine Lage im Eberfinger Drumlinfeld ist der Haarsee besonders geschützt. Am Ostufer schließt ein mit Buchenmischwald bestockter Drumlin an. Der Hang am Westufer des Sees wird von Streuwiesen eingenommen. Vom Südost- bis zum Südwestufer reicht Misch- und Nadelwald bis direkt an das Ufer heran.

Das Gebiet um den Haarsee, das auf einer Höhe zwischen 600-800 m ü. NN liegt, hat eine mittlere Jahrestemperatur von 7 °C bei einem relativ geringen Niederschlag von 1100-1300 mm, wobei der Großteil von 700-800 mm während der Sommermonate fällt. Bei 1600-1700 h Sonnenscheindauer wird die Vegetationsruhe kurz nach dem 15. März beendet und beginnt wieder nach dem 29. Oktober (alle Angaben aus BAYFORKLIM 1996).

## **2.8. Sulzberger See (SuS)**

Mit seinen 35,8 ha ist der Sulzberger See (Öschlesee) der größte im Zuge der vorliegenden Studie untersuchten Kleinseen. Das Gewässer liegt südlich der Stadt Kempten an der Autobahnausfahrt Durach/Kempten der A 980. Die Gemarkung Sulzberg (Gemeinde Sulzberg, Landkreis Oberallgäu) schließt sein Einzugsgebiet ein (BAYLVA 1998). Die Landschaft dieses im Regierungsbezirk Schwaben untersuchten Sees ist durch die Eiszeiten ähnlich geprägt worden, wie die bereits angesprochenen Gebiete in Oberbayern. Durch die Nähe zu den Alpen und die geomorphologischen und klimatischen Bedingungen wird hier fast ausschließlich intensive Grünlandwirtschaft betrieben.

### **Geologie**

Die naturräumliche Gliederung bezeichnet diesen Teil des Voralpinen Hügel- und Moorlandes als Iller-Vorberge. Geomorphologisch betrachtet sind sie das Analogon zum Ammer-Loisach-Hügelland (BAYFORKLIM 1996). Die Stadt Kempten liegt wie Iffeldorf auf dem aufgebogenen Südrand der ungefaltete Molasse. Der Sulzberger See hingegen befindet sich in der Muldenstruktur der Subalpinen Molasse (Peissenberger Mulde), deren Relief bereits stark eingeebnet wurde. Auch hier sind, wie im Bereich der Murnauer Mulde, nur noch die Härtlingszüge deutlich zu erkennen (SCHOLZ & SCHOLZ 1981). Die jüngsten Schichten der tertiären Molasse werden von der Oberen Süßwassermolasse (OSM) gebildet, die im Einzugsgebiet des Sees durch eine Nagelfluhfazies des Hochgrat- und Auerbergfächers dominiert wird.

Während des Würm-Hochglazials hatte sich der Illergletscher von Oberstdorf über Sonthofen, Immenstadt bis weit nördlich von Kempten hinausgeschoben. An seiner Basis wurde das Material der Molasse mit der Grundmoräne zu Drumlins aufgearbeitet. Während der verschiedenen Rückzugsphasen bildeten sich Endmoränenstauseen oder in den ausgetieften Zungenbecken Seen aus, wie zum Beispiel der Kemptener See. Durch die großen Schottermengen, die der abschmelzende Gletscher nach Norden transportierte, wurden viele dieser Feuchtgebiete verfüllt oder sind im Laufe der Zeit verlandet. Nur dort, wo keine starken Schmelzwasserzuflüsse (z.B. Niedersonthofener See) waren oder durch Toteisblöcke eine totale Zuschüttung verhindert werden konnte (Sulzberger See), finden sich heute noch die so typischen Feuchtgebiete dieser Gegend (SCHOLZ & SCHOLZ 1981).

### **Hydrologie**

Historisch gesehen gehört der Sulzberger See zu dem postglazialen Rauner See, der allerdings durch die stark schotterführende Iller rasch mit Schottern und Tonen verfüllt war. Auf dem alten wasserstauenden Seegrund haben sich entsprechende Mooregebiete gebildet, wie sie vereinzelt noch zu finden sind (Südwesten des Sees). Der Hauptzufluß des Sulzberger Sees ist der Köhllisbach im Süden. Mit einem mittleren Wasserabfluß von 53 l/s trägt er bei einer angenommenen Wassererneuerungszeit von 383 Tagen zu 70 % der Wasserneubildung des Sees bei (WWA Kempten, unver. Daten). Im Verlauf fließt in den Köhllisbach der Fuchsbach von Süden hinzu. Weitere kleinere Zuflüsse in Bezug auf die Wassermenge sind der Hofstettener Bach, der Zulauf von Bitris sowie der kleine Zufluß direkt westlich von diesem und ein Zufluß im Südosten. Der Seebach im Norden ist der natürliche Abfluß des Sees. Er hatte in den Jahren 1996/97 eine mittlere Abflußmenge von 75,1 l/s (WWA Kempten, unver. Daten). Erhebungen der Grundwasserzutritte existieren von dieser Gegend nicht und auch bei den eigenen Untersuchungen konnte kein größerer Grundwasserzutritt festgestellt werden.

## **Böden**

Der Großteil der Böden wird von verwittertem Molassematerial gebildet und hat daher einen hohen Anteil an Lehm (24-45 %). Vereinzelt sind auch lehmige Sandböden bzw. häufiger auch Übergangsböden zwischen Moor- und Lehmböden zu finden. Gerade seenahe Bereiche sind durch diese Böden charakterisiert sowie die Flächen am Köhlibach und Fuchsbach.

## **Nutzung und Klima**

Nach den Daten des BAYLFSTAD (1996) werden die landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Gemeinde Sulzberg zu 100 % durch Dauergrünland genutzt. Dabei sind die meisten Flächen intensiv durch Mähweidewirtschaft für Milchviehhaltung mit Güllewirtschaft und nur sehr wenige extensiv genutzt. Die wenigen Waldflächen liegen verstreut im Einzugsgebiet.

Klimatisch betrachtet liegt das Einzugsgebiet des Sees ähnlich wie der Froschhauser See. Das schwach nivellierte Land erhebt sich zwischen 700-800 m ü. NN. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 6,5°C und die Niederschlagsmenge bei 1216 mm im Jahr (Wetterstation Kempten, zit. in WEICHWALD 1998). Der *Klimaatlas von Bayern* (BAYFORKLIM 1996) gibt zum Vergleich 7-8°C und eine Niederschlagsmenge von 1100-1300 mm an, wobei das Abregnen der atlantischen Luftmassen durch die Stauwirkung der Alpen mit 700-800 mm im Sommerhalbjahr zu veranschlagen ist. Rund 1600-1700 h Stunden scheint die Sonne im Jahr. Der Vorfrühling setzt ähnlich der in Oberbayern untersuchten Gebiete ab dem 10. März ein, wobei die Vegetationsphase vor dem 25. Oktober eines Jahres endet.

## **2.9. Badsee (BaS)**

Der sehr kleine Badsee von nur 3,5 ha Fläche liegt nördlich der Ortschaft Obersöchering im Landkreis Weilheim-Schongau (Gemeinde und Gemarkung Obersöchering) (BAYLVA 1998). Der See ist im Besitz der Gemeinde und wird als Badesee sowie zur Naherholung genutzt. Da der Badsee in seiner naturkundlichen Bedeutung hinter den anderen Toteisseen der Obersöchering-Hohenkastener Moorlandschaft zurücktritt, soll gemäß dem Arten- und Biotopschutzprogramm (BAYSTMLU 1997) der Badebetrieb hier konzentriert werden, um die anderen Seen des Gebietes zu entlasten. Allerdings hat die Beliebtheit des Sees als Badesee in den letzten Jahren infolge der dichten Schwimmblattvegetation und im Sommer auftretender Grünalgenwatten deutlich nachgelassen. Außerdem ist der Seegrund mit einer starken organischen, schlammigen Auflage bedeckt.

### **Geologie**

Auch der Badsee liegt noch am Südrand des Eberfinger Drumlinfeldes und ist ein Toteissee. In der näheren Umgebung des Gewässers befinden sich größere Moorflächen wie das Schwanenfilz und auch der Badsee selber ist bereits stark verlandet. Die alluviale Überdeckung dominiert in dem kleinen Einzugsgebiet von 0,22 km<sup>2</sup> gegenüber der glazialen Formen.

### **Hydrologie**

Beim Badsee handelt es sich um einen Quellsee, der keinen Zufluß aufweist (BAYLFW 1987), sondern sein Wasser unterirdisch bzw. über Oberflächenabfluß aus den angrenzenden Flächen erhält. Als regulierter Ablauf ist ein Mönch vorhanden. Er befindet sich am Ende eines schmalen, etwa 8 m langen Kanals, der am nordwestlichen Seeufer abzweigt. Der Abfluß wird anschließend verrohrt und wahrscheinlich zu einem der weiter nördlich gelegenen Gewässer geleitet. Die maximale Tiefe von 3,5 m (BAYLFW 1987) konnte an Hand von Echolotmessung nicht bestätigt werden. Bereits in einer Tiefe von zwei Metern wurde das schlammige Sediment erreicht.

### **Böden**

Nach der Reichsbodenschätzung spiegelt sich für das sehr kleine Einzugsgebiet des Badsees ein sehr heterogenes Bild an Bodenarten wider. Neben lehmig-sandigen sowie Lehmböden kommen überwiegend die organischen moorigen Bodentypen, wie reine Moorböden, Lehm-/Moorböden sowie Moor-/Lehmböden vor. Vereinzelt sind auch Moor-/Tonböden und lehmige Moorböden vertreten. Die lehmigen Parabraunerden haben dabei eine Tendenz zur Pseudovergleyung (BAYStMLU 1997).

### **Nutzung und Klima**

Neben der Nutzung als Badesees wird der kleine See von einem privaten Pächter auch noch fischereilich genutzt. Das Einzugsgebiet des Badsees wird überwiegend als intensives Dauergrünland bewirtschaftet. Es gibt allerdings auch eine größere Ackerfläche im Norden des Sees die zum Abfluß des Sees geneigt ist und eventuell noch Auswirkungen auf den See haben könnte.

Klimatisch betrachtet unterscheidet sich das Gebiet des Badsees bereits von dem weiter nördlich befindlichen Haarsee. Liegen beide noch in der selben Höhenstufe von 600-800 m ü. NN mit einer mittleren Jahrestemperatur von gut 7 °C, so fallen am Badsee wegen der Alpennähe bereits 1200-1500 mm Niederschlag im Jahr, davon wiederum 800-1000 mm im Sommerhalbjahr. Weiterhin sind 1500-1600 h Sonnenscheindauer im

Jahr typisch und die Vegetationszeit beginnt kurz nach dem 15. März und endet nach dem 29. Oktober (alle Angaben aus BAYFORKLIM 1996).

## **2.10. Herrenwieser Weiher (HeW)**

Der Herrenwieser Weiher ist ebenfalls ein künstlich angelegter Stauweiher von 6,4 ha, der im Westen des Stadtgebietes Kempten liegt. Es handelt sich um den Naturraum der Iller-Vorberge, die durch den Illergletscher in der letzten Eiszeit stark geprägt wurden. Das sehr große Einzugsgebiet von 8,57 km<sup>2</sup> erstreckt sich in den Landkreis Oberallgäu mit den Gemeinden Wiggensbach und Burgberg (BAYLVA 1998). Durch seine Nähe zur Stadt herrscht im Sommer reger Badebetrieb an dem stark belasteten Gewässer.

### **Geologie**

Das Einzugsgebiet ist vor allem durch die würmeiszeitlichen Moränenschotter charakterisiert. Nur vereinzelt treten die Molasserippen der Oberen Süßwassermolasse zu Tage bzw. werden von dem Kollerbach angeschnitten. Rißeiszeitliche Moränenschotter spielen nur eine sehr untergeordnete Rolle (BAYGLA 1996).

### **Hydrologie**

Der einzige Zulauf des Weihers, der Kollerbach, mündet an der nördlichen Spitze in den Weiher. Es handelt sich hierbei allerdings um ein künstlich erweitertes Einzugsgebiet. Durch eine Verbindung mit dem Kollerbach kam dessen gesamtes hydrologisches Einzugsgebiet hinzu. Als Ablauf dienen zwei Bäche am Südufer, die ihrerseits in die kleine Rottach fließen. Regulieren läßt sich der Wasserstand mit Hilfe eines am Nordende gelegenen Wehres (BAYLFU 1993). Durch die hohe Zufuhr an nährstoffreichem Wasser in dieses eher kleine und flache Gewässer kommt es zu einer zunehmenden Verlandung des Gewässers. Die maximale Tiefe beträgt 4,7 m und die mittlere Tiefe gerade einmal 1,8 m (BAYLFW 1987).

### **Böden**

Die Böden sind überwiegend aus den Moränenschottern entstanden und es liegen nur vereinzelt reine Moorböden im Einzugsgebiet vor. Das fast ausschließlich landwirtschaftlich genutzte Gebiet besteht vor allem aus Lehmböden und einigen Moor-/Lehmböden bzw. Lehm-/Moorböden.

### **Nutzung und Klima**

Die sicherlich intensivste Nutzung des Weihers ist der Badebetrieb im Sommer. Am Südostufer ist ein rund 1 ha großes Gelände als Liegewiese für diesen beliebten Badeweiher erschlossen. Der Weiher wird zusätzlich als Fischteich intensiv genutzt. Das hydrologische Einzugsgebiet weist fast überhaupt keine extensiv genutzte Grünlandflächen auf. Vielmehr ist es von intensiven genutzten Wiesen und Weiden gekennzeichnet. Lediglich das direkte Ufer des Herrenwieser Weihers wird zum überwiegenden Teil aus naturnahen Vegetationseinheiten gebildet. Ein schmaler Streifen aus Röhricht- und Großseggenbeständen umschließt mit Ausnahme der Liegewiese im Südosten den Weiher. Bei der geringen Breite des Herrenwieser Weihers sind die empfindlichen Uferabschnitte leicht durch Schwimmer erreichbar und somit in ihrem Bestand durch Trittschäden gefährdet. Nach Norden schließen sich Streuwiesen, Hochstaudenriede und kleine Flächen von Birkenwäldern an. Auf dem mäßig ansteigenden Hängen entlang des Westufers erstrecken sich ausgedehnte Weiden. Dagegen ist das Ostufer sehr flach. Der nördliche durch eine Kette abgegrenzte und sehr flache Teil des Weihers steht unter Schutz. Hier erstreckt sich eine Verlandungszone in ein weit auslaufendes Feuchtgebiet mit Hochstaudenrieden, Pfeifengrasstreuwiesen, Brachflächen und Waldstücken. Zuständig für den Schutz des Weihers ist die Stadt Kempten (BAYLFU 1993).

Durch die deutlich tiefere Lage des Herrenwieser Weihers im Vergleich zum benachbarten Eschacher Weiher von knapp 800-1100 m ü. NN liegt die mittlere Jahrestemperatur bei gut 7,5 °C. Im Bereich des Sees fallen jährlich nur 1100-1300 mm. Im Einzugsgebiet kommen lokal bis 2000 mm Niederschlag vor, 700-1000 mm davon in den Sommermonaten. Die mittlere Sonnenscheindauer liegt zwischen 1600-1800 h und die Vegetationsruhe endet um den 15. März und sie beginnt nach dem 21. Oktober wieder (alle Angaben aus BAYFORKLIM 1996).





### 3. MATERIAL UND METHODEN

Im Rahmen dieser Arbeit wurde vor allem die biologischen Bewertungen der Seen in den Vordergrund gestellt und begleitend physikalische und chemische Analysen an den Gewässer durchgeführt.

An den jeweiligen Probestellen der zehn untersuchten Seen wurden hydrophysikalische Messungen durchgeführt und Wasserproben zur anschließenden hydrochemischen Analyse im Labor entnommen (Kapitel 3.1).

Ein Schwerpunkt der Arbeiten wurde auf die vergleichende Untersuchung der Diatomeengesellschaften und der Makrophytenvegetation im Litoral der Kleinseen gelegt. Zur Untersuchung der Kieselalgenpopulationen wurden in allen Untersuchungsgewässern entlang der gesamten Uferlinie im Abstand von rund 200 m Kunstsubstrate zur Besiedlung ausgebracht (vgl. Abb. 3.1). Die einzelnen Proben spiegeln die Verhältnisse im Frühjahr, Frühsommer, Spätsommer bzw. Herbst wider (Kapitel 3.2).

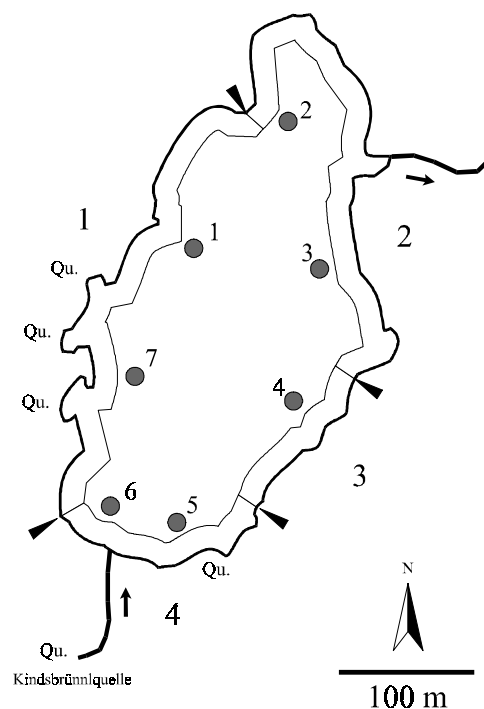


Abb. 3.1: Die Wahl und die Bezeichnungen der Diatomeenprobestellen (Kreise innen) sowie der Makrophytenabschnitte (Band außen) exemplarisch am Lustsee dargestellt.

Die Makrophytenkartierungen erfolgten in den Jahren 1996, 1997 sowie 1998 in allen ausgewählten Seen in den Monaten August bzw. Juli (Kapitel 3.3). Anschließend wurde eine Kombination der beiden Methoden vorgestellt, um ein Prognosemodell für die trophische Entwicklung der Seen zu erhalten (Kapitel 3.4).

Um den Einfluß des Umlandes und den Eintrag von Nährstoffen aus diffusen Quellen der landwirtschaftlichen Nutzung in die Gewässer abschätzen zu können, wurde ein weiterer Schwerpunkt der Untersuchungen auf die Bewertung der Flächen im Einzugsgebiet der Seen gelegt (Kapitel 3.5).

Neben einer explorativen Darstellung der gewonnenen Daten wurden verschiedene statistische Auswertungen vorgenommen, um die Unterschiede zwischen den Gruppen als signifikant absichern zu können (Kapitel 3.6).

### **3.1. Wasseranalytik**

#### **3.1.1. Hydrophysikalische Analysen**

Die hydrophysikalischen Analysen wurden jeweils während der Probenahme direkt vor Ort durchgeführt. Die Messungen fanden an den Probestellen der Diatomeenuntersuchungen in einer Wassertiefe von ca. 10 cm statt. Die erhobenen Parameter waren Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert und Leitfähigkeit. Die Methoden sind durch die Normen DIN 38 404 (DEV 1998) genau beschrieben.

##### **Sauerstoff und Temperatur**

- ✧ Oximeter OXI 320 (WTW)
- ✧ Sauerstoffmeßfühler (inkl. Temperaturfühler) Cellox 325 (WTW)
- ✧ Magnetrührer BR 190 (WTW)

##### **pH-Wert**

Vor jeder Messung wurden die Geräte im Labor mit den Standardpuffern (Merck) geeicht.

- ✧ pH-Meter pH 191 oder pH 192 (WTW)
- ✧ Temperaturfühler TFK 530 (WTW)
- ✧ pH-Elektrode E 56 (WTW)

##### **Leitfähigkeit**

- ✧ Konduktometer LF 325 (WTW)
- ✧ Leitfähigkeitsfühler Tetra Con 325 (WTW), Referenztemperatur 20°C

### 3.1.2. Hydrochemische Analysen

Die gekühlten Wasserproben wurden unmittelbar nach der Ankunft im Labor weiterverarbeitet. Vor den jeweiligen Analysen wurden die Proben durch einen Cellulose-Acetat-Membranfilter (Porengröße 0,45 µm, Durchmesser 47 mm) filtriert. Lediglich die Bestimmung des Gesamphosphorgehaltes wurde mit unfiltriertem Seewasser durchgeführt.

#### **Gesamtposphor (TP)**

Der Nachweis des Gehaltes an Gesamtposphor erfolgte nach der EN 1189 (Ersatz für DIN 38 405-11, DEV 1998). Die Meßlösungen wurden anschließend in einer 5 cm Küvette an einem Zweistrahl-Spektralphotometer (HITACHI 150-20) bei 880 nm gemessen. Die Nachweisgrenze liegt bei 10 µg/l.

#### **Silikat-Silizium**

Die Siliziumkonzentration der freien Kieselsäure eines Gewässer läßt sich mit der Methode nach DIN 38 405-D21 (DEV 1998) nachweisen. Die Bestimmung erfolgt photometrisch bei 820 nm über Molybdänblau, das durch die Reduktion eines Siliko-Molybdänkomplexes gewonnen wird. Die Nachweisgrenze liegt bei 10 µg/l.

#### **Ammonium-Stickstoff**

Die Bestimmung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration erfolgte gemäß der DIN 38 406-E5-1 (DEV 1998). Die Meßlösungen wurden anschließend in einer 1 cm Küvette an einem Zweistrahl-Spektralphotometer (HITACHI 150-20) bei 695 nm gemessen. Die Nachweisgrenze liegt bei 10 µg/l.

#### **Nitrat-Stickstoff**

Der Nitrat-Stickstoff-Gehalt wurde mit Hilfe der Ionenchromatographie nachgewiesen (EN ISO 10304-2, DEV 1998). Als Analysegerät kam eine HPLC-Anlage mit Autosampler (Kontron) zum Einsatz. Die Analyse erfolgte mit einer Anionensäule (Vydac 302 IC 4.6) und vorgeschalteter Vorsäule. Der Eluent war eine auf einen pH-Wert von 3,5 eingestellte 30 mM KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>-Lösung. Das Eluat wurde bei einem Fluß von 2 ml/min mit Hilfe der UV-Detektion bei 210 nm gemessen. Die Nachweisgrenze liegt unterhalb von 50 µg/l.

Bei den Proben aus dem Untersuchungsjahr 1998 kam ein Ionenchromatograph mit Suppressor Technik (DX-120 von DIONEX) zum Einsatz. Als Eluent wurde ein Gemisch aus 0,5 mM NaHCO<sub>3</sub> sowie 1 mM Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> verwendet. Die Nachweisgrenze dieser deutlich sensibleren Technik liegt bei 10 µg/l.

## 3.2. Diatomeenuntersuchungen

Da sich Diatomeen auf Grund ihrer kurzen Generationszeiten an das sie umgebende Milieu anpassen, erfolgten die Probenahmen zu verschiedenen Zeitpunkten, um die jahreszeitliche Dynamik der Trophieindikation durch unterschiedliche Kieselalgenzusammensetzungen an den ausgewählten Standorten im Litoral zu erfassen. Nach der Probengewinnung und Aufbereitung wurden die Gesellschaftsstrukturen der Kieselalgen am Lichtmikroskop erfaßt und durch geeignete Statistiken bewertet.

### 3.2.1. Diatomeenprobenahme

- ✧ Gartenpflanzstangen mit grünem Plastik ummantelt (11 mm Durchmesser, verschiedene Längen)
- ✧ Klebeband, Grillbürste und Trichter, Polyethylen-Weithalsflaschen

Im Rahmen der Untersuchungen wurden die pennaten Diatomeen des Periphytons untersucht. Um zeitlich normierte Proben gewinnen zu können, wurde auf ein Kunstsubstrat zurückgegriffen. Durch diese Vorgehensweise wurde gleichzeitig die Fehleinschätzung der Gesellschaftsstruktur durch längst abgestorbene Diatomeenschalen minimiert. Zusätzlich konnte dadurch das Problem umgangen werden, daß sich die Kieselalgenesellschaften eines Standortes auf verschiedenen natürlichen Substraten sehr unterschiedlich entwickeln. URBACH (1993) konnte zeigen, daß die Diatomeengesellschaften auf Gartenpflanzstangen nach ROHR (1977) überwiegend hohe Ähnlichkeiten mit den Gesellschaften auf Schilfhalmen desselben Standortes hatten. Weiterhin hatte die Verwendung von Pflanzstangen den praktischen Vorteil, daß dieses Substrat leicht im Litoral eines Sees ausgebracht werden kann, auch bei unterschiedlichem Untergrund wie z.B. bei Kalkschlamm, Tonen, Sanden, Steinen oder Schutt. Über eine geeignete Markierung der Pflanzstangen konnten die Probestellen auch bei dichtem Pflanzenbewuchs wieder gefunden werden. Lediglich bei der ersten Probenahme im Jahr 1998 mußte aus methodischen Gründen auf natürliches Substrat zurückgegriffen werden, wobei in diesem Fall möglichst Jungpflanzen entnommen wurden, die den Frühjahrszeitraum repräsentierten.

Die Probenahme erfolgte am Froschhauser See und am Spitzingsee im Jahr 1996 sowie am Lustsee und am Sulzberger See im Jahr 1997. Die Termine wurden so gewählt, daß jeweils eine Probe die Kieselalgenesellschaft des späten Frühjahrs, des Frühsommers, des Spätsommers sowie des Herbstes charakterisierten (Tab. 3.1). Nach den ersten gewonnenen Ergebnissen wurden die weiteren Kleinseen (Ortwanger See, Eschacher Weiher, Schwaigsee, Haarsee, Badsee, Herrenwieser Weiher) an den drei Terminen

Frühjahr, Frühsommer und Spätsommer des Jahres 1998 untersucht. Die Intervalle zwischen den Probenahmen betragen zwischen fünf und acht Wochen. Die Auswahl der Probestellen erfolgte nach zwei Kriterien. Erstens wurde eine möglichst gute räumliche Auflösung der Informationen über die Gewässerqualität angestrebt, die sich durch die Bestimmung der Diatomeenflora ergibt. Dafür wurde ca. alle 200 m eine Pflanzstange im Litoral exponiert. Zweitens wurde darauf geachtet, daß in den Abschnitten des Litorals, die sich strukturell oder hinsichtlich ihrer Unterwasservegetation unterschieden, jeweils eine Probestelle für die Diatomeenuntersuchungen eingerichtet wurde.

Tab. 3.1: Übersicht der Probenahmeterminen an den untersuchten Gewässern

	<b>Frühjahr</b>	<b>Frühsommer</b>	<b>Spätsommer</b>	<b>Herbst</b>
<b>LuS (1997)</b>	26. Mai	09. Juli	03. September	16. Oktober
<b>OrS (1998)</b>	09. Juni	21. Juli	15. September	---
<b>FrS (1996)</b>	02. Juli	21. August	01. Oktober	04. November
<b>EsW (1998)</b>	09. Juni	21. Juli	15. September	---
<b>SwS (1998)</b>	03. Juni	23. Juli	18. September	---
<b>SpS (1996)</b>	25. Juni	19. August	02. Oktober	12. November
<b>HaS (1998)</b>	03. Juni	23. Juli	18. September	---
<b>SuS (1997)</b>	27. Mai	08. Juli	02. September	15. Oktober
<b>BaS (1998)</b>	03. Juni	23. Juli	18. September	---
<b>HeW (1998)</b>	09. Juni	21. Juli	15. September	---

Diese Vorgabe konnte nicht an allen Gewässern uneingeschränkt eingehalten werden, da zum Teil noch keine Ergebnisse einer aktuellen Makrophytenkartierung vorlagen. Es konnte daher nicht gewährleistet werden, daß in jedem Abschnitt der Makrophytenkartierung nachher auch eine Probestelle der Diatomeen angesiedelt war. Sofern Ergebnisse einer Makrophytenkartierung vorlagen, wurden die Standorte der Diatomeenprobestellen so ausgewählt, daß in jedem Kartierabschnitt mindestens eine Diatomeenprobestelle lag.

Die exponierte Stange wurde entnommen und durch eine neue gereinigte Stange ersetzt. Falls keine Stange gefunden werden konnte, wurde auf geeignetes natürliches Substrat zurückgegriffen, wobei versucht wurde, Proben zu nehmen, die ebenfalls nur kurzzeitig exponiert waren (z.B. junge Schilfhalme). Die Probenahme wurde vom Boot aus sowie von einem Schnorchler im Wasser durchgeführt. Die vorsichtig aus dem Litoral gezogene Stange wurde unmittelbar danach im Boot weiter verarbeitet, d.h. der Aufwuchs mußte mit

Hilfe einer Stahlbürste (Grillbürste) und einem Trichter in PE-Flaschen überführt werden. Der aus dem Untergrund ragende Teil der Stange war im Gewässer in einer Tiefe von 1-2 m exponiert und es wurden jeweils die obersten 15-20 cm abgekratzt und weiter verarbeitet.

### 3.2.2. Probenaufbereitung

Für die Aufbereitung der Diatomeen wurde die Wasserstoffperoxid-Methode nach VAN DER WERFF (1955, zit. in KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986) angewendet. Anschließend wurden die isolierten Diatomeenschalen als Dauerpräparate in das Kunstharz Naphrax eingebettet, das durch seinen Brechungsindex von  $n = 1,69$  Glas sehr ähnlich ist und damit eine optimale Auflösung der Diatomeenschalen unter dem Lichtmikroskop ermöglicht.

### 3.2.3. Auswertung am Lichtmikroskop

Die Bestimmung der Diatomeen erfolgte bei 1000-facher Vergrößerung im Phasenkontrast unter der Verwendung von Immersionsöl mit einem Brechungsindex von  $n = 1,516$ .

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. Fortführend und ergänzend kamen die Werke von REICHARDT & LANGE-BERTALOT (1991), LANGE-BERTALOT (1993), HOFMANN (1994), LANGE-BERTALOT & MOSER (1994) sowie REICHARDT (1997) zum Einsatz.

Von jedem Präparat wurden mindestens 400 Schalenhälften bestimmt, so daß der maximale absolute Fehler der Abundanz unter ein Niveau von 2 % sinkt, was für ökologische Fragestellung ausreichend ist (CHOLNOKY 1968, WELZL 1998).

Für die Abundanz (relative Häufigkeit) gilt folgende Beziehung:

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

$N_i$  = Abundanz des  $i$ -ten Taxons

$S_i$  = Anzahl der Schalenhälften des  $i$ -ten Taxons

$S_{gesamt}$  = Gesamtzahl der bestimmten Schalenhälften

Die Berechnung der relativen Abundanz bei den Taxa der Makrophyten ist im Rahmen der Berechnung der Diversität erforderlich und wird daher dort beschrieben (vgl. Kapitel 3.6.4).

### 3.2.4. Diatomeenindex

Für die Berechnung der Trophie an Hand der Aufwuchsdiatomeen wurde das von HOFMANN (1994) entwickelte Indikationssystem verwendet, das auf der Untersuchung zahlreicher Seen basiert, mit einem Schwerpunkt in den oberbayerischen Alpenrandseen. Diese Methode wird im folgenden als Diatomeenindex (DI) bezeichnet und dem Makrophytenindex (MI) nach MELZER (1988) gegenübergestellt.

Die von HOFMANN (1994) untersuchten Kieselalgentaxa wurden auf Grund ihres Verbreitungsspektrums in Beziehung zum jeweiligen Phosphatgehalt als Kenngröße der Trophie gebracht. In HOFMANN (1999) wird eine überarbeitete Liste dieser Taxa vorgestellt, die hier zur Anwendung kommen soll. Die so ermittelten trophischen Valenzen der einzelnen Taxa wurden zu folgenden Gruppen zusammengefaßt:

- ✧ oligotraphente Taxa (ot)  
obligat an oligotrophes Milieu gebunden
- ✧ oligo-mesotraphente Taxa (ot-mt)  
verbreitet vom oligotrophen bis ins mesotrophe Milieu
- ✧ meso-eutraphente Taxa (me-eut)  
verbreitet vom mesotrophen bis ins eutrophe Milieu
- ✧ eutraphente Taxa (eut)  
obligat an eutrophes Milieu gebunden
- ✧ tolerante Taxa (tol)  
verbreitet vom oligotrophen bis ins eutrophe Milieu

Die Toleranzspanne des Vorkommens eines jeden Taxons bestimmt die Indikatorqualität, die in Form einer Gewichtung eingeht. Oligotraphente und eutraphente Taxa bekommen auf Grund ihrer geringen Toleranz die Indikationsgewichtung 3. Die Vertreter der oligo-mesotraphenten und meso-eutraphenten Valenzgruppen werden mit der Gewichtung 2 bzw. 1 berücksichtigt. Tolerante Taxa sind zur Indikation nicht geeignet und bekommen keine Gewichtung.



Im weiteren ermittelte HOFMANN (1994) die trophische Präferenz eines Taxons an Hand des gewichteten Mittels der Trophiewerte der jeweiligen Fundorte. Diese als Lokation bezeichnete Kenngröße basiert auf Daten, die bei Untersuchungen von Alpenrandseen erhoben wurden. Weiteren Taxa wurden trophische Lokationswerte an Hand der verfügbaren Informationen über ihre Trophie zugeordnet. Die Einteilung dieser Werte erfolgte empirisch in Stufen von 0,5 innerhalb der Spanne von 1 bis 5. Eine Taxon kann folglich durch die zwei Kenngrößen Toleranz und Präferenz beschrieben werden.

In Anlehnung an die im Saprobiensystem gebräuchliche Formel von PANTLE & BUCK (1955) bzw. ZELINKA & MARVAN (1961) wurde folgende Gleichung zur Ermittlung des Diatomeenindex aufgestellt:

$$DI = \frac{\sum_{i=1}^n N_i \cdot G_i \cdot T_i}{\sum_{i=1}^n N_i \cdot G_i} \quad (\text{Gl. 3.2})$$

$DI$  = Diatomeenindex

$N_i$  = Abundanz des i-ten Taxons

$G_i$  = Gewichtung des i-ten Taxons

$T_i$  = trophische Lokation des i-ten Taxons

$n$  = Gesamtzahl der Taxa

Die aktualisierte Einteilung der Diatomeenindex-Werte in Trophieklassen war ein Teil dieser Arbeit und wird in Kapitel 3.4.2 beschrieben. Ebenso wird die Aufstellung eines Kriteriums zur Sicherung des Diatomeenindex in Kapitel 5.1.1 diskutiert. Die Ergebnisse werden in Form von *Boxplots* in Kapitel 4.2.5 dargestellt sowie in Detailkarten der einzelnen Seen in pdf-Dateien auf der CD-ROM (vgl. Kapitel CD-ROM).

### 3.3. Makrophytenkartierung

Die Kartierung der Makrophyten für die neun Kleinseen erfolgte im August 1996, im Juli 1997 bzw. im August 1998. Die Daten für den Ortswanger See wurden im August 1997 vom WWA Kempten erhoben und freundlicherweise zur Verfügung gestellt. Der gesamte Makrophytenbestand des Litorals wurde mit Hilfe der von MELZER (1988) entwickelten Methode ermittelt. In vier Tiefenstufen von 0-1 m, 1-2 m, 2-4 m sowie ab 4 m haben Forschungstaucher den Bestand der submersen Wasserpflanzen, der Schwimmblattpflanzen und der Röhrichtarten geschätzt. Die Schätzstufen der Pflanzenmenge lagen zwischen 1 und 5 (vgl. KOHLER et al. 1971, MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982), wobei es sich hierbei um eine ordinale Zuordnung handelt. Der metrische Bezug zur tatsächlichen

Quantität der Pflanzen im Gewässer kann am besten durch die Ermittlung der Quantitätsstufe, d.h. durch Bildung der dritten Potenz der geschätzten Pflanzenmenge, erreicht werden (MELZER 1988).

Tab. 3.2: Zusammenhang zwischen geschätzter Pflanzenmenge und Quantitätsstufe bei der Indexberechnung

Häufigkeit	Pflanzenmenge	Quantitätsstufe
sehr selten, vereinzelt	1	1
selten	2	8
verbreitet	3	27
häufig	4	64
sehr häufig, massenhaft	5	125

### 3.3.1. Makrophytenindex

Die Wasserpflanzen mit Indikatoreigenschaft (45 Taxa, Stand Dezember 1999, vgl. MELZER 1999) wurden nach MELZER (1988) in neun verschiedene Indikatorgruppen eingestuft, deren Werte in Einheiten von 0,5 zwischen 1 und 5 liegen (Tab. 3.3).

In Anlehnung an den Saprobienindex von PANTLE & BUCK (1955) wird der Makrophytenindex wie folgt berechnet:

$$MI = \frac{\sum_{i=1}^n I_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad (\text{Gl. 3.3})$$

$MI$  = Makrophytenindex

$I_i$  = Indikatorwert des  $i$ -ten indikativen Taxons

$Q_i$  = Quantitätsstufe des  $i$ -ten indikativen Taxons

$n$  = Gesamtzahl der Taxa

Tab. 3.3: Einstufung der indikativen Makrophytentaxa in die Indikatorgruppen,  
Stand: Dezember 1999

Indikatorgruppe 1,0	Indikatorgruppe 1,5	Indikatorgruppe 2,0
Chara hispida Chara polyacantha Chara strigosa Potamogeton coloratus Utricularia stygia	Chara aspera Chara intermedia Utricularia minor	Chara delicatula Chara tomentosa Potamogeton alpinus

Indikatorgruppe 2,5	Indikatorgruppe 3,0	Indikatorgruppe 3,5
Chara contraria Chara fragilis Nitella opaca Nitellopsis obtusa Potamogeton gramineus Potamogeton natans Potamogeton x zizii	Chara vulgaris Myriophyllum spicatum Potamogeton filiformis Potamogeton perfoliatus Utricularia australis	Myriophyllum verticillatum Potamogeton berchtoldii Potamogeton lucens Potamogeton praelongus Potamogeton pusillus

Indikatorgruppe 4,0	Indikatorgruppe 4,5	Indikatorgruppe 5,0
Hippuris vulgaris Lagarosiphon major Potamogeton pectinatus	Elodea canadensis Elodea nuttallii Potamogeton compressus Potamogeton crispus Potamogeton obtusifolius Ranunculus circinatus Ranunculus trichophyllus	Ceratophyllum demersum Lemna minor Potamogeton mucronatus Potamogeton nodosus Sagittaria sagittifolia Spirodela polyrhiza Zannichellia palustris

Der mittlere Makrophytenindex eines Sees errechnet sich aus den Indizes aller Einzelabschnitte. Dabei werden die einzelnen Indexwerte entsprechend der Uferlänge ihres Abschnittes gewichtet.

$$\overline{MI} = \frac{\sum_{i=1}^n MI_i \cdot L_i}{\sum_{i=1}^n L_i} \quad (\text{Gl. 3.4})$$

- $\overline{MI}$  = mittlerer Makrophytenindex  
 $MI_i$  = Makrophytenindex des  $i$ -ten Abschnitts  
 $L_i$  = Länge des  $i$ -ten Abschnitts  
 $n$  = Anzahl der Abschnitte

Die aktualisierte Einteilung der Werte des Makrophytenindex in trophische Belastungsstufen wird in Kapitel 3.4.2 beschrieben.

Der Makrophytenindex nach MELZER (1988) gilt als gesichert, sofern mindestens ein indikatives Taxon mit der Schätzstufe vier oder drei Taxa mit der Schätzstufe drei vorkommen. Im ersten Fall entspricht das einer Quantitätssumme von 64 und im zweiten Fall von 81. Die Anwendung des Makrophytenindex auf Kleinseen und die methodische Festlegung relativ kleiner Abschnitte bedingt gleichzeitig ein geringeres Potential an Pflanzen pro Litoralfläche. Vor dem Hintergrund dieses Problems wurde die Grenze zur Indexsicherung in SEELE et al. (1999) neu definiert. Auf Grund neuer Erkenntnisse wurde die Einteilung geringfügig verändert. Die Summe der maximalen Quantitätswerte der indikativen Taxa eines Abschnittes muß die Grenze von 55 erreichen. Durch diese Anpassung kann der Index in einem Abschnitt von Kleinseen auch als gesichert betrachtet werden, wenn bereits drei indikative Taxa mit den Pflanzenmengen 3,3,1 vorkommen. Treten keine zwei Taxa mit der Pflanzenmenge drei auf, so müssen insgesamt verhältnismäßig viele indikative Taxa (mindestens 5 bzw. 8) mit Schätzwerten der Pflanzenmenge von zwei oder weniger gefunden werden.

Die Ergebnisse werden in Form von *Boxplots* in Kapitel 4.3.5 dargestellt sowie in Detailkarten der einzelnen Seen in pdf-Dateien auf der CD-ROM (vgl. Kapitel CD-ROM).

### **3.4. Kombination von Diatomeen- und Makrophytenindex**

Der Vorteil der Kombination beider Methoden besteht darin, daß die Makrophyten durch ihre vergleichsweise lange Entwicklung und längeren Lebenszyklen einen Langzeitindikator für die Gewässertrophie darstellen, der den Zustand der vergangenen Jahre repräsentiert. Die Diatomeen dagegen reagieren wegen ihrer kurzen Generationszeiten sehr empfindlich auf kurzfristige Veränderungen ihres Milieus, so daß sie den jeweils aktuellen Trophiezustand eines Gewässers widerspiegeln. Sie stellen damit einen Kurzzeitindikator für die Gewässertrophie dar.

Die gleichzeitige Anwendung beider Methoden zur Einschätzung der Gewässerqualität eines Sees wirft unweigerlich das Problem auf, daß die beiden Indizes numerisch nicht direkt miteinander zu vergleichen sind. Der Grund liegt in den unterschiedlichen Bewertungskriterien für die Gewässergüte, die von den beiden Indikationssystemen beschrieben wird. Der Diatomeenindex nach HOFMANN (1994) bezieht sich in fünf Klassen auf den Trophiestatus des Litorals. Der Makrophytenindex nach MELZER (1988) beschreibt dagegen in sechs Stufen die Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen.

Beide Autoren haben zur grafischen Darstellung der Bewertungsklassen des Diatomeen- bzw. des Makrophytenindex die gleiche Abfolge der Farbgebung gewählt. Allerdings können gleiche Farben nicht als gleiche Einschätzung der Gewässerqualität interpretiert werden. Die Arbeiten von BAUER & KLOS (1992) sowie RASIG (1993) enthalten bereits erste Ansätze, die Einteilung des Makrophytenindex in Anlehnung an den Saprobienindex anzugleichen und dabei auf ein siebenstufiges System zu erweitern. Dieser Vorschlag wird im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wieder aufgenommen, um vor allem eine einheitliche Darstellung der Bewertungskarten und damit auch eine einfachere Interpretation zu gewährleisten.

### 3.4.1. Abgleich der Indikationssysteme

Der Abgleich der beiden bestehenden Indikationssysteme muß über einen gemeinsamen Parameter erfolgen. Da beide Indikationssysteme den Gewässerzustand in Bezug auf die Trophie beschreiben können, wird hier auf die wichtigste Steuergröße der Trophie, den TP-Gehalt zurückgegriffen. Die Indikationswerte an den Probestellen der ursprünglichen Seen des Eichdatensatzes von HOFMANN (1994) in Bezug zu den angegebenen TP-Werten können so zur Definition gemeinsamer Klassengrenzen herangezogen werden.

#### 3.4.1.1. Diatomeenindex

Die vorliegenden Ergebnisse des mittleren Diatomeenindex aus epilithischen und epiphytischen Kieselalgenengesellschaften an den Probestellen des Eichdatensatzes der Voralpenseen aus HOFMANN (1994) wurden in Bezug zu den mittleren TP-Gehalten an den untersuchten Standorten gebracht. Es besteht zwischen den beiden Parametern ein signifikanter monotoner Zusammenhang nach Spearman ( $r_{sp} = 0,858$ ,  $p < 0,000$ ,  $n = 40$ ). Die eutrophierende Wirkung des Phosphors verhält sich in diesem Bereich nicht linear, sondern folgt annähernd einer exponentiellen Kurve, weswegen der Ansatz der Regression auf dieser Basis erfolgte. Die signifikant gesicherte Regressionsfunktion erklärt 74 % der gefundenen Varianz mit folgender Gleichung.

$$y = 4,108 \cdot e^{0,543x} \quad R^2 = 0,744 \quad (\text{Gl. 3.5})$$

$y$  = TP-Gehalt [ $\mu\text{g/l}$ ]

$x$  = Diatomeenindexwerte

### 3.4.1.2. Makrophytenindex

Der Anpassung des Makrophytenindex liegt die Überlegung zu Grunde, daß die Werte des mittleren Makrophytenindex mit den TP-Werten zur Frühjahrsvollzirkulation korrelieren (vgl. MELZER 1988). Mathematisch betrachtet gibt es daher eine Beziehung zwischen den Indexwerten 1 bis 5 einer Makrophytengesellschaft und dem TP-Gehalt im Pelagial. Da Kleinseen von ihrem Litoral dominiert sind und zum Teil sogar kein Profundal aufweisen, ist der Ansatz mit den Pelagialdaten vertretbar. Die Funktion wird von MELZER (1988) wie folgt angegeben.

$$y = 11,82x^2 - 44,66x + 49,30 \quad n = 25, r = 0,965 \quad (\text{Gl. 3.6})$$

$y$  = TP-Gehalt [ $\mu\text{g/l}$ ]

$x$  = Makrophytenindexwerte

Durch einfache mathematische Auflösung der Formeln nach der Variablen  $x$  ist es möglich, die Klassengrenzen der Indikationssysteme nach TP-Werten zu definieren. Eine Umrechnungsfunktion für Werte des Diatomeenindex zu Werten des Makrophytenindex erscheint nicht sinnvoll. Wichtiger scheint eine Einteilung der Systeme durch eine vergleichbare Kenngröße, die den Trophiezustand des Sees maßgeblich beeinflusst, in diesem Falle der Gehalt an Gesamtphosphor.

### 3.4.2. Klassenbildung der TP-Werte

Die Einteilung der TP-Klassen beruht auf folgenden Überlegungen. Auf der einen Seite soll die oben erwähnte Vergrößerung der Klassenbreite mit steigender Trophie berücksichtigt werden. Dafür wird häufig die lineare Klassenbildung von  $\ln\text{TP}$ -Werten verwendet, denn durch die Logarithmierung der Werte wird eine Normalverteilung erreicht (vgl. SCHÖNFELDER 1997). In diesem Fall wird auf eine direkte Einteilung der TP-Gehalte zurückgegriffen und mit einer Beschreibung der trophischen Zustände verbunden. Auf der anderen Seite sollen die von der Wasserwirtschaft relevanten Kenngrenzen von dem System abgegrenzt werden (BAYSTMLU 1996). Die Zuordnung der TP-Gehalte in [ $\mu\text{g/l}$ ] zu den Einteilungen des Belastungsgrades, der Trophie und dem zugeordneten Farbwert für die Darstellung sind in Tab. 3.4 wiedergegeben.

Tab. 3.4: Klassenverteilung der TP-Gehalte und deren Beschreibungen sowie farbliche Darstellung

TP [ $\mu\text{g/l}$ ]	Belastungsgrad	Trophie	Farbe
$x < 10$	sehr gering	oligotroph	dunkelblau
$10 \leq x < 15$	gering	oligo-mesotroph	hellblau
$15 \leq x < 20$	mäßig	mesotroph 1	dunkelgrün
$20 \leq x < 30$	mäßig-erheblich	mesotroph 2	hellgrün
$30 \leq x < 40$	erheblich	eutroph 1	gelb
$40 \leq x < 55$	stark	eutroph 2	orange
$x \geq 55$	sehr stark	eutroph 3	rot

Die untere Grenze der TP-Werte von  $10 \mu\text{g/l}$  kann durch den Diatomeenindex gerade noch abgebildet werden. Eine genauere Unterteilung ist nicht sinnvoll, da gleichzeitig die Genauigkeit des Nachweises von Phosphor in diesem Bereich sehr kritisch wird. Der Makrophytenindex hingegen kann auch unterhalb dieser rechnerischen Grenze verschiedene Zustände deutlich differenzieren (SCHNEIDER pers. Mitt.). Wiederum methodisch ist auch die obere Grenze vorgegeben. Auf Grund des Eichdatensatzes von HOFMANN (1994) sind in den berechneten gewichteten Mitteln für den TP-Gehalt an den Probestellen nur Werte bis  $64 \mu\text{g/l}$  vertreten (Weßlinger See).

Durch die Verrechnung von Mittelwerten kommt es zu einem *shrinking* (TER BRAAK & JUGGINS 1993) zwischen den indizierenden Werten und der möglichen Spanne von 1 bis 5. Bei der Anwendung des Diatomeenindex ist diese Schrumpfung besonders stark im oligotrophen Bereich und weniger stark im eutrophen Milieu zu erkennen. So konnten in den eigenen Untersuchungen nur sehr vereinzelt Werte des Diatomeenindex knapp unter 1,70 ermittelt werden. Dieser Befund entspricht auch den Beobachtungen von HOFMANN (1994), deren Werte des Eichdatensatzes von 1,61 bis 4,88 schwankten und an den Eifelmaaren sogar bis 4,98 reichten. Um dem *shrinking* entgegenzuwirken, wurden bei der Einteilung der Klassen die Grenzen des Diatomeenindex in Anlehnung an die Regressionsfunktion (Abb. 3.2 und Tab. 3.5) im oligotrophen leicht nach oben und im eutrophen Bereich entsprechend nach unten verschoben.

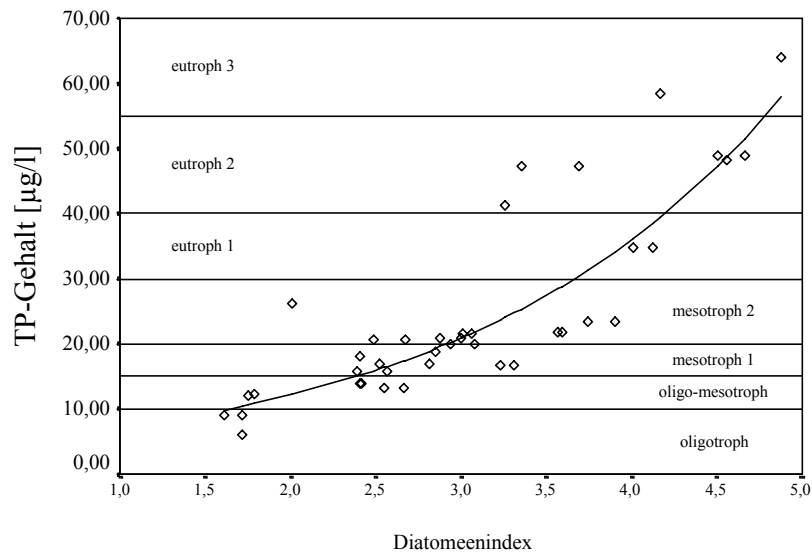


Abb. 3.2: Der TP-Gehalt in Abhängigkeit des Diatomeenindexes von epilithischen und epiphytischen Proben (verändert nach HOFMANN 1994)

Nach der Rücktransformierung der beiden oben aufgeführten Gl. 3.7 und Gl. 3.8 bilden sich die Indexwerte der beiden Systeme in Bezug auf die Klassen wie folgt ab (Tab. 3.5). Die Klassengrenzen wurden in Schritten von 0,05 angegeben, wobei eine Ungenauigkeit von weniger als 0,5 µg/l TP in Kauf genommen werden muß.

Tab. 3.5: Klassenverteilung der TP-Gehalte und die Einstufung des Diatomeenindexes und des Makrophytenindexes sowie deren farbliche Darstellung

TP [µg/l]	Diatomeenindex	Makrophytenindex	Farbe
$x < 10$	$1,00 \leq x < 1,90$	$1,00 \leq x < 2,40$	dunkelblau
$10 \leq x < 15$	$1,90 \leq x < 2,45$	$2,40 \leq x < 2,70$	hellblau
$15 \leq x < 20$	$2,45 \leq x < 2,95$	$2,70 \leq x < 2,95$	dunkelgrün
$20 \leq x < 30$	$2,95 \leq x < 3,70$	$2,95 \leq x < 3,30$	hellgrün
$30 \leq x < 40$	$3,70 \leq x < 4,20$	$3,30 \leq x < 3,55$	gelb
$40 \leq x < 55$	$4,20 \leq x < 4,65$	$3,55 \leq x < 3,90$	orange
$x \geq 55$	$4,65 \leq x \leq 5,00$	$3,90 \leq x \leq 5,00$	rot

### 3.5. Bewertung des Einzugsgebietes

Der Einfluß des Umlandes respektive des Einzugsgebietes wurde durch eine Bestandsaufnahme der wichtigsten Faktoren wie der Nutzung, der Bodenart und



Bodenfeuchte sowie der Hangneigung ermittelt (Abb. 3.3). Da es sich hier um flächenbezogene Daten handelt, kam ein Geographisches Informationssystem (GIS) zum Einsatz (ArcView 3.0a, ArcInfo 7.12) (vgl. HOFFMANN 1999). Die Bewertung erfolgte empirisch nach folgendem Schema.

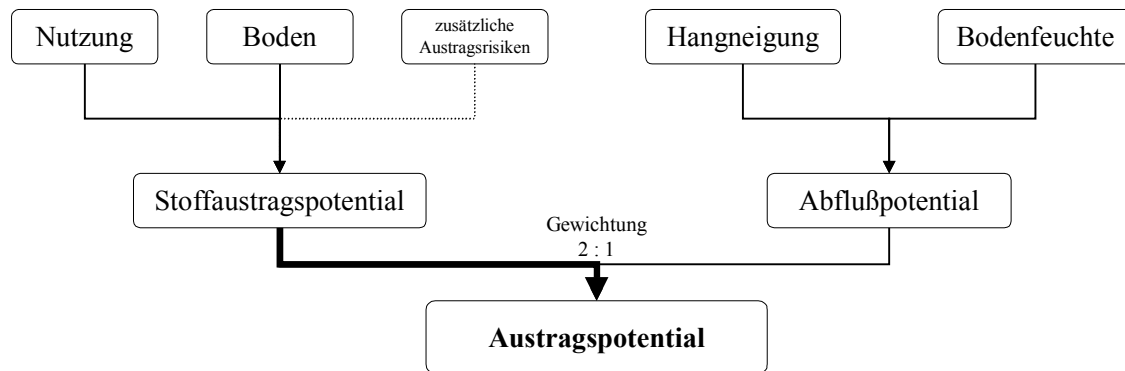


Abb. 3.3: Berücksichtigte Kriterien und deren Verschneidung zur Bewertung des Einzugsgebietes an Hand des Austragspotentials von Nährstoffen aus der Fläche

Die erhobenen und numerisch klassifizierten flächigen Daten werden in Rasterdaten von 1 m x 1 m umgewandelt und mit der zu überlagernden Datenbasis verschnitten. Am Ende liegt eine Karte mit Rasterdateninformationen in einer Auflösungsgenauigkeit von 1 m x 1 m vor. Die Karten mit dem Austragspotential stehen auf der beiliegenden CD-ROM in Form von pdf-Dokumenten zur Verfügung. Für weitere Abfragen und Auswertungen können alle anderen Karten der erhobenen Daten im Einzugsgebiet in Form von Projekten für den ArcExplorer 1.0 aufgerufen werden (vgl. Kapitel CD-ROM).

### 3.5.1. Uferentwicklung und Umgebungsfaktor

Bei der Charakterisierung der Seetypen sind die beiden Variablen Uferentwicklung und Umgebungsfaktor ein wichtiges Instrument. Die Daten zur Berechnung können aus dem GIS abgefragt werden. Die Uferentwicklung setzt dabei die Uferlänge des Sees in Bezug zu dem Umfang eines Kreises mit gleicher Fläche (SCHWOERBEL 1999).

$$UE = \frac{U_s}{2 \cdot \sqrt{\pi \cdot A_s}} \quad (\text{Gl. 3.7})$$

$UE$  = Uferentwicklung

$U_s$  = Uferlänge in [m] des Sees

$A_s$  = Fläche des Sees in [m<sup>2</sup>]

Der Umgebungsfaktor hingegen spiegelt das Verhältnis der Flächen des Einzugsgebietes und des Sees wider (SCHWOERBEL 1999). Dieser Wert ist in Hinblick auf den Eintrag von Stoffen in das Gewässer sehr wichtig, da sehr große Einzugsgebiete einen kleinen und flachen Seen zum Beispiel mit Nährstoffen so stark versorgen können, daß es zu einer starken Eutrophierung und damit beschleunigten Verlandung kommt.

$$UF = \frac{A_E}{A_S} \quad (\text{Gl. 3.8})$$

$UF$  = Umgebungsfaktor

$A_E$  = Fläche des Einzugsgebietes [ha]

$A_S$  = Fläche des Sees [ha]

### 3.5.2. Stoffaustragspotential

Das Stoffaustragspotential soll die anthropogen bedingte Nährstofffracht aus einer Fläche beschreiben. Flächen, die sich in einem natürlichen Gleichgewicht befinden, wie zum Beispiel Wald oder Ödland oder Brache, werden daher als nicht gefährdend betrachtet. Neben der Nutzung wird die Bodenart berücksichtigt sowie zusätzliche Austragsrisiken.

#### **Nutzung**

Über die Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen wird der Haupteintrag der Nährstoffe aus diffusen Quellen in ein Gewässer gesteuert (BRAUN & PRASUHN 1998). Die Erhebung dieser Daten ist daher der wichtigste Schritt in der Bewertung. Es werden zunächst alle Flächen und Strukturen erfaßt. Das Bewertungsschema wird anschließend allerdings gezielt auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen angewendet, um die Gefährdung durch anthropogen veränderte Flächen erfassen zu können. Es ergeben sich folgende Kategorien (Tab. 3.6), die im Rahmen eines Treffens der "*Arbeitsgruppe Umlandbewertung*" (unver. Daten) nach steigender Gefährdung bewertet wurden (vgl. RASIG 1993, BECK 1994, PRASUHN & BRAUN 1994). Es ist zu beachten, daß es sich hier um eine ordinale Einteilung der Stufen handelt und keine Rückschlüsse auf absolute Austragswerte möglich sind.

Tab. 3.6: Einstufung der verschiedenen Nutzungstypen

Nutzung					
Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5	Stufe 6
Wald, Brache, Ödland	extensive Wiese	extensive Weide	intensive Wiese	intensive Weide	Ackerland

Die erforderlichen Daten für diese Klassifizierung können größtenteils aus den Luftbildern und den vorhandenen Flurkarten entnommen bzw. bei Unsicherheiten im Gelände an einzelnen Flächen verifiziert werden. Eine komplette Kartierung im Freiland ist somit nicht erforderlich. Um eine Kompatibilität mit weiteren Kartierungen zu ermöglichen, ist in Klammern jeweils der vierstellige Kartierschlüssel für CIR-Luftbilder „*Systematik der Biooptypen- und Nutzungskartierung (Kartieranleitung)*“ des BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ (1995) mit angegeben (vgl. HOFFMANN 1999).

Die Flächen, die bei der späteren Bewertung wegen ungenügender Datengrundlagen nicht berücksichtigt werden können bzw. keiner landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen, wie z.B. Wasser- und Siedlungsflächen, werden mit dem Attribut 0 aufgenommen (Kartierschlüssel 2500, 9100).

In der Nutzungsstufe 1 werden Waldflächen, Brache sowie Ödland zusammengefaßt, da ihr Stoffaustrag der natürlichen Grundfracht entspricht (SCHULLER 1997). Bei Untersuchungen von Oberflächenabflüssen konnte bei Waldflächen ein geringer Abfluß festgestellt werden (BAYLFW 1996), der wiederum in engem Zusammenhang mit dem möglichen Nährstoffaustrag steht (Kartierschlüssel 6000, 7000).

Die Grünlandwirtschaft wird durch die vier Nutzungsstufen von 2 bis 5 charakterisiert. Dabei hat die Stufe 2 mit den extensiven Wiesen das geringste Potential an Nährstoffaustrag. Es handelt sich dabei um Flächen, die als Streuwiesen genutzt werden sowie Grünlandbrachen und feuchte Hochstaudenfluren. Aber auch Kalkquellmoore, Schwingrasen sowie Halbtrocken- und Trockenrasen werden zu dieser Stufe gezählt. Die Nutzung dieser Flächen ist sehr gering oder bereits eingestellt. Durch die ein- oder zweimalige Mahd im Jahr und der Verwendung der Streu im Stall, kann es sogar zu einem Nährstoffentzug aus der Fläche kommen. Eine Düngung der Flächen erfolgt in der Regel nicht (Kartierschlüssel 4240, 4260, 4720).

Die Nutzung der extensiven Weiden, die der Stufe 3 zugeordnet werden, ist ebenfalls sehr gering. Häufig handelt es sich um Grünlandflächen mit einer ungünstigen Wasser- und Nährstoffversorgung oder schlecht durchzuführender Bewirtschaftung. Durch die

Verdichtung des Oberbodens und die offene Grasnarbe infolge des Viehbesatzes kommt es zu einem erhöhten Austragsrisiko (MOLLENHAUER 1987, BASTIAN & SCHREIBER 1994). Häufig werden die Flächen auch als Mähweiden genutzt. Sie zeichnen sich durch relativ viele Arten aus, wobei sich typische Weideunkräuter entwickeln können, wie zum Beispiel die Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*), die vom Vieh nicht gefressen werden (Kartierschlüssel 4210, 4220).

Die intensiven Wiesen der Nutzungsstufe 4 weisen ein sehr geringes Artenspektrum auf. Diese Flächen werden durch mehrmalige Mahd im Jahr stark genutzt und gleichzeitig intensiv gedüngt. Dadurch werden hochwüchsige Doldenblütler und Löwenzahn gefördert, die häufig aspektbildend sind (BECK 1994) (Kartierschlüssel 4230).

Die Flächen, die für eine intensive Mähwirtschaft nicht geeignet sind, werden häufig als intensive Weiden genutzt. Zu dieser Stufe 5 der Nutzung werden allerdings auch die intensiven Mähweiden gezählt, die eine zusätzliche Belastung durch den Viehbesatz haben. Diese artenarmen Flächen kommen oft in den Bereichen der Stallungen als Lägerfluren vor. Es gibt weniger typische Arten, die bei diesen hohen Nährstoffgehalten vorkommen, vielmehr werden Arten der intensiven Wiesen verdrängt, wie zum Beispiel die hochwüchsigen Doldenblütler. Auf Grund der starken Trittbelastung setzen sich Trittzeiger wie *Lolium perenne* (Englisches Raygras, Weidelgras) besonders stark durch (Kartierschlüssel 4250, 4260).

Die höchste Nutzungsstufe 6 wird durch Ackerland beschrieben. Der Nährstoffaustrag ist auf diesen Flächen besonders hoch, da zum einen der Boden stark gedüngt wird und zum anderen keine geschlossene Vegetationsdecke vorliegt. Es findet zusätzlich eine regelmäßige Bearbeitung mit schweren Maschinen statt, die zu einer Bodenverdichtung beiträgt. Der offene Boden kann weiterhin einem starken Abtrag durch Erosion und Oberflächenabfluß unterliegen, wodurch vor allem die leicht löslichen Phosphate mobilisiert werden (SCHACHTSCHABEL et al. 1984) (Kartierschlüssel 4100).

### **Bodenart**

Die Flächeninformationen über die Bodenart können aus den Karten der Reichsbodenschätzung (RBS) entnommen werden. Die dort unterschiedenen Bodentypen werden in zwei Klassen eingeteilt (Tab. 3.7).

Die Übergangsformen der Schichtwechselföden zwischen den mineralischen und organischen Böden werden den mineralischen Böden zugeordnet. Dabei wird von der Überlegung ausgegangen, daß bereits geringe Anteile an mineralischen Substanzen im Boden die Filterwirkung in Bezug auf Nährstoffe deutlich verbessert gegenüber reinen

Moorböden (SCHACHTSCHABEL et al. 1984). Diesen Böden werden die rein organischen Moorböden gegenübergestellt.

Tab. 3.7: Einstufung der Bodenarten

Bodenart	
mineralisch (Ton, Lehm, Sand)	rein organisch (Moor)

Gerade landwirtschaftlich genutzte organische Böden haben durch die Mineralisierung der organischen Substanz und des verminderten Rückhaltevermögens ein sehr hohes Potential zum Nährstoffaustrag (KUNTZE & SCHEFFER 1979). Sie werden demnach bezüglich des Nährstoffaustragspotentials höher bewertet als die mineralischen Böden.

### Zusätzliche Austragsrisiken

Fallen bei der Kartierung der Flächen Drainagen, Überschwemmungsflächen sowie Viehtränken, die zum Teil direkt an einem Gewässer sind, oder ähnlich kritische Flächen mit erhöhtem Nährstoffpotential auf, so werden diese Daten ebenfalls gesondert erhoben und können in die Bewertung mit aufgenommen (Tab. 3.8) werden.

Tab. 3.8: Zusätzliche Austragsrisiken

zusätzliche Austragsrisiken		
Drainagen	Überschwemmungs- flächen	Viehtränken

### Verschneidung der Attribute zum Stoffaustragspotential

Sofern Flächen mit intensiver Nutzung wie Wiesen, Weiden oder Ackerland mit moorigen Bereichen und/oder mit Flächen zusätzlicher Eintragsrisiken zusammenfallen, werden sie in ihrem Potential auf die Stufe 7 angehoben, dem höchsten Wert für den Stoffaustrag (Tab. 3.9).

Tab. 3.9: Die sieben Stufen des Stoffaustragspotentials aus der Verschneidung der Attribute von Nutzung sowie Bodenart. Die Werte in Klammer gelten bei gleichzeitig vorliegendem zusätzlichem Austragsrisiko.

	Nutzung					
Bodenart	Wald, Brache, Ödland	extensive Wiese	extensive Weide	intensive Wiese	intensive Weide	Ackerland
mineralisch	1	2	3	4 (7)	5 (7)	6 (7)
organisch	1	2	3	7	7	7

### 3.5.3. Abflußpotential

Der Wasserfluß aus der Fläche wird maßgeblich über die Neigung der Fläche und deren Feuchte bestimmt (BAYLFW 1996). Sowohl der Oberflächenabfluß als auch der oberflächennahe Abfluß sind besonders auf nassen und geneigten Flächen sehr groß. Wohingegen trockene und schwach geneigte Flächen ein deutlich geringeres Abflußpotential haben. Die wichtigsten aufgenommenen Parameter sind daher die Hangneigung und die Bodenfeuchte.

#### Hangneigung

Durch die Erstellung des digitalen Geländemodells (DGM) aus den Höhenlinien der Topographischen Karte, können problemlos verschiedene Neigungsstufen des Geländes errechnet und zugewiesen werden. Eine Reduzierung auf wenige Klassen erscheint in diesem Falle nicht sinnvoll, da die Information sehr leicht zu erfassen ist. Die Klasseneinteilung ist daher angelehnt an die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG, vgl. PIRKL et al. 1993) und wird nach oben erweitert (Tab. 3.10).

Tab. 3.10: Einstufung der Hangneigung in acht Stufen

Hangneigung							
Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5	Stufe 6	Stufe 7	Stufe 8
< 2 %	2-4 %	4-7 %	7-11 %	11-15 %	15-20 %	20-25 %	> 25 %

### Bodenfeuchte

Die Reichsbodenschätzkarte beinhaltet neben der Bodenart auch die Information über die Bodenfeuchte des landwirtschaftlichen Grünlandes. Die sogenannte Feuchtezahl gibt in Werten von 1 bis 5 die Abweichung vom Idealzustand an. Wobei die Werte als Maß für den landwirtschaftlichen Ertrag stehen, d.h. bei 1 liegen ideale Standortbedingungen vor und bei 5 sehr ungünstige Verhältnisse. Frische Böden bekommen die Werte 1 bis 3, wobei zu trockene ebenso wie zu feuchte, nasse Böden die Werte 4 bzw. 5 erhalten. Für die Bewertung werden nur diese drei Kategorien (trocken, frisch, feucht/naß) berücksichtigt (Tab. 3.11).

Tab. 3.11: Einstufung der Bodenfeuchte und die Erläuterungen aus der Reichsbodenschätzkarte (nach FRANKE 1968)

Bodenfeuchte		
trocken <i>(halbtrocken, zu trocken)</i>	frisch <i>(sehr feucht, frisch, frisch-feucht, ohne stauende Nässe, zur Trockenheit neigende)</i>	feucht/naß <i>(halbnaß, naß sumpfig)</i>

### Verschneidung der Attribute zum Abflußpotential

Die Daten aus der Hangneigung und der Bodenfeuchte werden zu einer siebenstufigen Skala für das Abflußpotential zusammengefaßt (Tab. 3.12).

Tab. 3.12: Das siebenstufige Abflußpotential aus der Verschneidung der Werte von der Hangneigung und der Bodenfeuchte

	Hangneigung							
Bodenfeuchte	< 2 %	2-4 %	4-7 %	7-11 %	11-15 %	15-20 %	20-25 %	> 25 %
trocken	1	1	2	3	4	5	6	7
frisch	1	2	3	4	5	6	7	7
feucht/naß	2	3	4	5	6	7	7	7

### 3.5.4. Austragspotential

Dem Stoffaustragspotential als Quelle der Nährstoffzufuhr wird bei der Verschneidung das doppelte Gewicht gegenüber dem Abflußpotential gegeben. Bei der Verschneidung dieser Matrix kommen am Ende sieben Stufen heraus, die das anthropogen bedingte Austragspotential aus einer Fläche charakterisieren (Tab. 3.13). Auf Grund dieser Bewertung des Einzugsgebietes in Kombination mit der Einschätzung der Belastung im Litoral der Seen an Hand der physikalisch-chemischen und der biologischen Erhebungen können nun Ansatzpunkte für die Optimierung des Gewässerzustandes aufgezeigt werden.

Tab. 3.13: Das Austragspotential in sieben Stufen nach der Verschneidung der Attribute von Stoffaustragspotential und Abflußpotential

	Stoffaustragspotential						
Abflußpotential	Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5	Stufe 6	Stufe 7
Stufe 1	1	2	2	3	4	4	5
Stufe 2	1	2	3	3	4	5	5
Stufe 3	2	2	3	4	4	5	6
Stufe 4	2	3	3	4	5	5	6
Stufe 5	2	3	4	4	5	6	6
Stufe 6	3	3	4	5	5	6	7
Stufe 7	3	4	4	5	6	6	7

Die sieben Stufen dieser Einteilung werden analog zur Farbgebung im Saprobienindex, Diatomeenindex sowie Makrophytenindex von dunkelblau bis rot vergeben (vgl. Tab. 3.5). Die Beschreibungen der verschiedenen Zustände des Austragspotentials sind in Tab. 3.14 dargestellt.



Tab. 3.14: Beschreibung der sieben Stufen des Austragspotentials und deren Farben in den GIS-Karten

Stufe	Austragspotential	Farbe
1	sehr gering	dunkelblau
2	gering	hellblau
3	mäßig	dunkelgrün
4	mäßig-erheblich	hellgrün
5	erheblich	gelb
6	stark	orange
7	sehr stark	rot

### Puffer

Um einen Bezug zwischen der Fläche und deren Nähe zu einem Gewässer (See oder Zufluß) herzustellen, wird in einem ersten Ansatz die Bewertungsstufe bei mehr als 150 m Abstand zu einem Gewässer um eine Einheit herabgesetzt und ab 300 m Abstand um eine weitere Stufe.

### 3.6. Auswertung und Statistik

Die Auswertung der Daten erfolgte mit den Programmen Excel 97 (Microsoft, SR-2) und SPSS 9.0 für Windows (SPSS Inc.). Die meisten Abbildungen im Anhang wurden mit dem Grafikprogramm CorelDRAW 6.00 (Corel) erstellt. Die Karten der Einzugsgebietsbewertung sind mit dem Geographischen Informationssystem ArcView 3.0a für Windows ausgegeben worden. Die Karten sowie Tabellen und Texte wurden mit Adobe Acrobat 4.0 in *Portable Document Format* (PDF) - Dateien umgewandelt und stehen auf der beiliegenden CD-ROM zur Verfügung. Die Daten aus dem GIS können zusätzlich in den Projekten für den ArcExplorer 1.0 abgerufen und dargestellt werden.

Da die Normalverteilung der Grundgesamtheit der verschiedenen Variablen nicht statistisch gesichert werden konnte bzw. die Annahme nicht begründet werden konnte, wurden nichtparametrische Testverfahren bevorzugt. Dadurch wird eine gewisse Vergrößerung des Fehlers II. Art, d.h. der Verlust an Macht (*power*), in Kauf genommen. Bei der Verwendung von parametrischen Tests besteht dagegen die Gefahr, daß der Fehler I. Art unkontrollierbar groß wird, sofern die Grundgesamtheit für die erhobenen Daten

nicht normalverteilt ist. Diese Art von Fehler muß in jedem Fall vermieden werden (WELZL 1998, WISEMAN 1998).

### 3.6.1. Kruskal-Wallis und Mann-Whitney-U-Test

Zum Nachweis von Unterschieden zwischen mehreren unverbundenen Stichproben wurde daher der Kruskal-Wallis-Test (KW) durchgeführt. Die Nullhypothese geht davon aus, daß alle erhobenen Daten einer Grundgesamtheit angehören und daher kein Unterschied vorliegt. Mit Hilfe einer Teststatistik, die einer Chi-Quadrat-Verteilung von  $n-1$  Freiheitsgraden folgt, kann diese Nullhypothese überprüft werden. Der Test wurde auf einem Niveau von  $\alpha = 0,05$  durchgeführt, d.h. die signifikanten Unterschiede konnten statistisch als gesichert betrachtet werden, wenn für den empirisch ermittelten Wahrscheinlichkeitswert  $p < 0,05$  galt (MOTULSKY 1995).

Sofern durch den Kruskal-Wallis-Test (KW) ein globaler Unterschied zwischen den Gruppen signifikant nachgewiesen werden konnte, wurden anschließend paarweise Vergleiche zwischen allen Gruppen mittels des Mann-Whitney-U-Tests (MWU) durchgeführt. Das Problem des multiplen Testens wurde dabei durch die Methode von Bonferroni mit der Verfeinerung nach HOLM (1979, zit. in BÄRLOCHER 1999), dem sogenannten sequentiellen Bonferroni-Test berücksichtigt (STAHEL 1999).

### 3.6.2. Exakter Test nach Fisher

Die metrischen Daten der Indikationssysteme können nicht direkt verglichen werden, da sie sich nicht exakt aufeinander abbilden lassen. Erst durch die Einteilung in die ordinalen Bewertungsklassen ist ein Vergleich möglich. Um den Unterschied der Verteilung dieser Werte auf die Bewertungsklassen von zwei oder mehreren Gruppen zu untersuchen, wird der exakte Test nach Fisher verwendet. Es handelt sich hierbei um einen Test, der auf der Chi-Quadrat-Verteilung basiert. Der eigentliche Chi-Quadrat-Test nach Pearson kann nicht verwendet werden, da der erwartete Wert einer der Zellen kleiner als 1 ist bzw. mehr als 20% der Zellen erwartete Werte kleiner 5 aufweisen (STOYAN et al. 1997).

### 3.6.3. Korrelation und Regression

Mit Hilfe von Korrelationen kann bestimmt werden, in welchem Maße Änderungen zweier Variablen miteinander verknüpft sind (BÄRLOCHER 1999). Auch bei der Korrelation von zwei Variablen wurde auf nichtparametrische Testverfahren zurückgegriffen. Die Zusammenhänge zwischen zwei Variablen werden mit dem Korrelationskoeffizienten nach

Spearman angegeben, der für ordinale und nicht normalverteilte Intervalldaten geeignet ist und wesentlich robuster als der Korrelationskoeffizient nach Pearson ist (STAHEL 1999). Untersucht wird dabei der monotone Zusammenhang, der zwischen -1 und 1 liegen kann. Das Vorzeichen gibt die Richtung der Beziehung zwischen den Variablen an und der absolute Wert die Stärke des Zusammenhangs. Neben dem Koeffizienten werden der Wahrscheinlichkeitswert  $p$  sowie die Fallzahl mit angegeben. Im Gegensatz zu dem Korrelations-Test nach Pearson werden bei Spearman die Ränge der Werte berücksichtigt.

Sofern eine Korrelation vorliegt und die Anwendung einer Regression sinnvoll erscheint, wird ein entsprechendes Regressionsmodell zu Grunde gelegt. Neben der Regressionsfunktion wird das Bestimmtheitsmaß und die entsprechende Fallzahl mit angegeben. Das Bestimmtheitsmaß gibt in Prozent Aufschluß darüber, wieviel Varianz der Daten durch diese Regressionsfunktion erklärt werden kann. Der kausale Zusammenhang zwischen den Variablen muß sichergestellt sein und kann nicht durch die ermittelte Signifikanz begründet werden (BÄRLOCHER 1999).

#### 3.6.4. Diversität

In die Berechnung der Diversität einer Gesellschaft nach SHANNON & WEAVER (1949) geht sowohl die Taxazahl als auch die Frequenz (Abundanz) eines jeden Taxons ein. Die Diversität als Maß der Vielfalt einer Biozönose erreicht hohe Werte bei einer hohen Anzahl von Taxa mit möglichst gleichmäßiger Frequenz. Taxa mit sehr hohen Abundanzen setzen den Wert der Diversität herab. ELBER (1985, zit. in NIEDERBERGER 1987) verglich im Rahmen von Diatomeenuntersuchungen verschiedene Diversitätsindizes und stellte keine Überlegenheit eines der Bewertungssysteme fest. Da der Index von SHANNON & WEAVER (1949) am häufigsten in der Ökologie und speziell in der Diatomeenkunde angewandt wird, kam er auch in der vorliegenden Arbeit zur Anwendung, um die Möglichkeit des Vergleiches mit anderen Arbeiten zu gewährleisten. Das Maß der Diversität dient mehr als Kenngröße für den ökologischen Zustand als der Vorhersage der Trophie (BAYLFW 1992).

Bei der Betrachtung von Makrophyten kam dieser Diversitätsindex bisher nicht zum Einsatz. Da die Pflanzen mit Schätzwerten aufgenommen wurden, die wiederum in eine Quantität umgerechnet werden können, muß eine Normierung auf einen Gesamtbestand erfolgen, um relative Abundanzwerte zu erhalten. Aus methodischen Gründen ist es nicht sinnvoll, bei der Gesamtzahl der Taxa alle erhobenen Pflanzen mit eingehen zu lassen. Vielmehr werden nur die Lebensformen der submersen (S), wasserschwebenden (W) sowie wasserschwebenden/emersen (WE) Pflanzen nach der *“Taxaliste der Gewässerorganismen“* des BAYLFW (pers. Mitteilung) berücksichtigt. In dieser Teilgruppe

sind alle indikativen Taxa nach MELZER (1999) vertreten und so wird das Gesamtergebnis nicht durch eine zum Teil sehr hohe Zahl von terrestrischen und emersen Pflanzen einseitig beeinflusst. Vielmehr ist so eine Normierung der Ergebnisse unterschiedlicher Kartierer auf die wesentlichen aquatischen Pflanzen möglich.

Sollen die Abundanzen für jede Tiefenstufe einzeln berechnet werden, so wird die Quantität eines jeden Taxons durch die Gesamtsumme aller Quantitäten geteilt. Diese Quantitätssumme ist nicht zu verwechseln mit der Summe der ausschließlich indikativen Taxa bei der Berechnung des Makrophytenindex. Erfolgt die Berechnung auf Ebene der Abschnitte oder sogar für das gesamte Gewässer, dann muß zuerst der Median der Quantitäten gebildet werden, bevor sie über die dann vorhandene Summe normiert werden. Sonst kommt es wegen der Mehrfachbildung von Medianen auch zu Werten von über 100 % Gesamtabundanz.

Der Diversitätsindex nach SHANNON & WEAVER (1949) berechnet sich wie folgt:

$$H_s = - \sum_{i=1}^s N_i \cdot \ln N_i \quad (\text{Gl. 3.9})$$

$H_s$  = Diversitätsindex einer Gesellschaft

$N_i$  = Abundanz des  $i$ -ten Taxons

$s$  = Gesamtzahl der Taxa in dieser Gesellschaft

Der Diversitätsindex 0 liegt bei einer Gesellschaft vor, sofern nur ein Taxon ( $s = 1$ ) mit der Abundanz von 100 % vorkommt. Dagegen liegt zum Beispiel der Grenzwert für 400 verschiedene Diatomeentaxa ( $s = 400$ ) mit je einer Abundanz von 0,25 % bei  $H_s \approx 6$ . Bei den Makrophytengesellschaften kann auf Grund der viel geringeren Zahl von Taxa nur ein entsprechend geringerer Wert erreicht werden. Der maximale Wert war auf Gewässerebene 15 Taxa am Lustsee, was zu einem Grenzwert von  $H_s \approx 2,7$  führt. Bei den Makrophytenuntersuchungen kann im Gegensatz zu den Diatomeenuntersuchungen der Diversitätsindex innerhalb einer Tiefenstufe durchaus 0 erreichen, da zum Teil nur ein Taxon gefunden wurde.

### 3.6.5. Evenness

Ein weiterer Schritt, damit die Ergebnisse von Diatomeen und Makrophyten miteinander verglichen werden können, ist die Normierung der Diversität auf die gefundenen Taxazahlen. Die so erhaltene Evenness gibt die Gleichmäßigkeit der Verteilung aller gefundenen Taxa an (ODUM 1983). Der Wert wird oft zur Beschreibung von Dominanzstrukturen innerhalb einer Gesellschaft herangezogen (LOZAN 1992).

---

$$E = \frac{H_s}{\ln s} \quad 0 \leq E \leq 1 \quad (\text{Gl. 3.10})$$

$E$  = Evenness der Gesellschaft

$H_s$  = Diversitätsindex der Gesellschaft

$s$  = Gesamtzahl der Taxa in dieser Gesellschaft

Der Wert 1 für die Evenness liegt vor, wenn sich die Abundanzen der gefundenen Arten nicht unterscheiden. Auf Grund der Logarithmusbildung können die Evennesswerte für Abschnitte mit nur einem Taxon nicht berechnet werden.

### 3.6.6. Hierarchische Clusteranalyse

Durch eine Clusteranalyse werden Objekte aus einer Menge zu Gruppen oder Clustern zusammengefaßt, um eine Datenreduktion zu erhalten und eventuell weitere Analysen auf Ebene dieser Cluster durchzuführen. Die Algorithmen der hierarchischen Clusteranalyse arbeiten iterativ, d.h. zunächst bildet ein Objekt einen eigenständigen Cluster und im nächsten Schritt wird das Objekt das ihm am nächsten liegt zu diesem Cluster erweitert. Der Ward-Algorithmus fand bei diesen Untersuchungen Anwendung, da somit ziemlich homogene Cluster mit geringen Abständen der Objekte zu den Clusterzentren gebildet wurden, sofern als Maß für die (Un-) Ähnlichkeitswerte der Intervalldaten die quadrierten Euklidischen Distanzen verwendet wurden (STOYAN et al. 1997). Bei der Darstellung wird auf eine Skala verzichtet, da die Ähnlichkeitswerte immer auf 25 normiert werden und daher keinen zusätzlichen Informationsgewinn liefern.

## 4. ERGEBNISSE

Bei der Darstellung der Ergebnisse wird vor allem auf sogenannte *Boxplots* (Kisten-Diagramme) zurückgegriffen. Sie stellen den Median und die Quartilsgrenzen der Verteilung einer Variablen dar. Ausreißer sind 1,5-3 Boxlängen bzw. Extremwerte mehr als 3 Boxlängen von der Box entfernt und werden gesondert als Kreise bzw. Sterne dargestellt. Sofern keine anderen Angaben gemacht werden, beziehen sich die angewandten Tests nach Kruskal-Wallis und Mann-Whitney-U (MWU) auf ein Signifikanzniveau von  $\alpha = 0,05$ . Eine Unterscheidung von verschiedenen Signifikanzstufen wird nicht vorgenommen. Bei vorliegender Signifikanz gilt daher  $p < 0,05$ . Die Fallzahl, die dem jeweiligen Test zu Grunde liegt, ist in dem zugehörigen Diagramm mit angegeben (z.B.  $N = 28$ ). Bei den paarweisen Tests (MWU) wird zum Teil auf die Gruppenbildung zurückgegriffen, um das Problem des multiplen Testens zu vermeiden. Die mittleren Werte werden jeweils durch den Median repräsentiert, der robuster gegenüber Ausreißern und Extremwerten ist als der Mittelwert.

Ein Teil der Ergebnisse wird auf Grund der komplexen Darstellung und der Verwendung von Farbwerten in digitaler Form auf einer CD-ROM bzw. über das Internet zur Verfügung gestellt (vgl. Kapitel CD-ROM). Es handelt sich hierbei um die Karten der Seen mit den farblich dargestellten Werten des Diatomeen- bzw. Makrophytenindex. Die Bewertung des Einzugsgebietes der Seen liegt ebenfalls auf der CD-ROM vor. Weiterhin können alle aufgenommenen Daten des Einzugsgebietes über das Programm ArcExplorer 1.0 dargestellt werden sowie gezielten Abfragen unterzogen werden (vgl. Kapitel CD-ROM).

### 4.1. Wasseranalytik

Die physikalischen und chemischen Gewässeruntersuchungen wurden an den insgesamt 92 Probestellen der zehn untersuchten Gewässern an drei bzw. vier Probenahmeterminen durchgeführt ( $n = 325$ ). Die Parameter konnten mit wenig Aufwand erhoben werden und stellen wichtige limnologische Kenngrößen dar, die zur Charakterisierung bzw. Bewertung der Nährstoffsituation eines Sees sehr hilfreich sind.

Die Darstellung in Form von *Boxplots* zeigt die Verteilung der Daten für jeden See. Dabei ist zu beachten, daß die Varianz der Daten sowohl saisonal als auch räumlich, d.h. auf Grund der verschiedenen Probestellen, bedingt sein kann.

### 4.1.1. Hydrophysikalische Analysen

#### Temperatur

Der Wärmehaushalt eines Sees wird durch den Austausch von Wärme mit der Atmosphäre sowie durch die Wärmeverteilung im Wasserkörper bestimmt (SCHWOERBEL 1999). Durch die erhöhte Attenuation der langwelligen Strahlung wird vor allem den oberen Wasserschichten Energie in Form von Wärme zugeführt. Eine Verteilung in dem Wasserkörper des Sees erfolgt über Zirkulationen, die vor allem durch den Wind verursacht werden. Für die genaue Kenntnis der Gewässer sind die Temperaturverhältnisse daher von außerordentlicher Bedeutung. Eng damit verbunden ist die Ausbildung von stabilen thermischen Schichten im Sommer sowie Winter, die wiederum einen wesentlichen Einfluß auf den Stoffhaushalt des Sees haben.

Die gemessenen Wassertemperaturen lagen während des Untersuchungszeitraumes zwischen 6,2°C am Spitzingsee und 27,3°C am Haarsee (Abb. 4.1). Der Median der Wassertemperatur ist mit 9,9°C am Spitzingsee signifikant niedriger im Vergleich zu den übrigen Seen, deren Medianwerte zwischen 16,5°C (Froschhauser See) und 23,5°C (Herrenwieser Weiher) lagen. Die niedrigen Wassertemperaturen des Spitzingsees werden durch die alpine Lage bedingt. Zum einen ist die Phase der Eisbedeckung in Folge der Kessellage des Sees deutlich länger und zum anderen wird der See das ganze Jahr über durch Quellwasser sowie Schmelzwasser aus höheren Lagen versorgt. Durch die lange Eisbedeckung kann es daher auch vorkommen, daß der Wasserkörper des Sees nicht komplett durchmischt wird. Die beiden von Grundwasser dominierten Seen, der Lustsee sowie der Ortwanger See, sind ebenfalls durch niedrige Medianwerte der Wassertemperatur gekennzeichnet. Durch den ganzjährigen Einfluß des Grundwasser werden sie als sommerkühle und winterwarme Gewässer bezeichnet. Zum Teil frieren die Seen im Winter nicht zu, so daß die winterliche thermische Schichtung nicht stattfindet.

Zu berücksichtigen ist die Tatsache, daß die Seen in verschiedenen Jahren (1996 bis 1998) untersucht wurden und somit verschiedene Wetterlagen die Temperatur des Wasserkörpers beeinflußt haben. Ein Grund für den Unterschied zwischen den Gruppen ist somit zusätzlich darin zu sehen, daß die Daten in verschiedenen Jahren erhoben wurden. Eine statistische Absicherung der vorliegenden Unterschiede zwischen den Gruppen ist daher nicht weiter sinnvoll.

Die Seen sind dem überwiegend dem dimiktischen sowie holomiktischen Typ zuzuordnen. Vereinzelt kann es zur Meromixis und der Ausbildung eines Monimolimnions (Haarsee, Spitzingsee) kommen. Die sehr flachen Seen unterliegen je nach Wetterlage auch einer häufigeren Durchmischung.

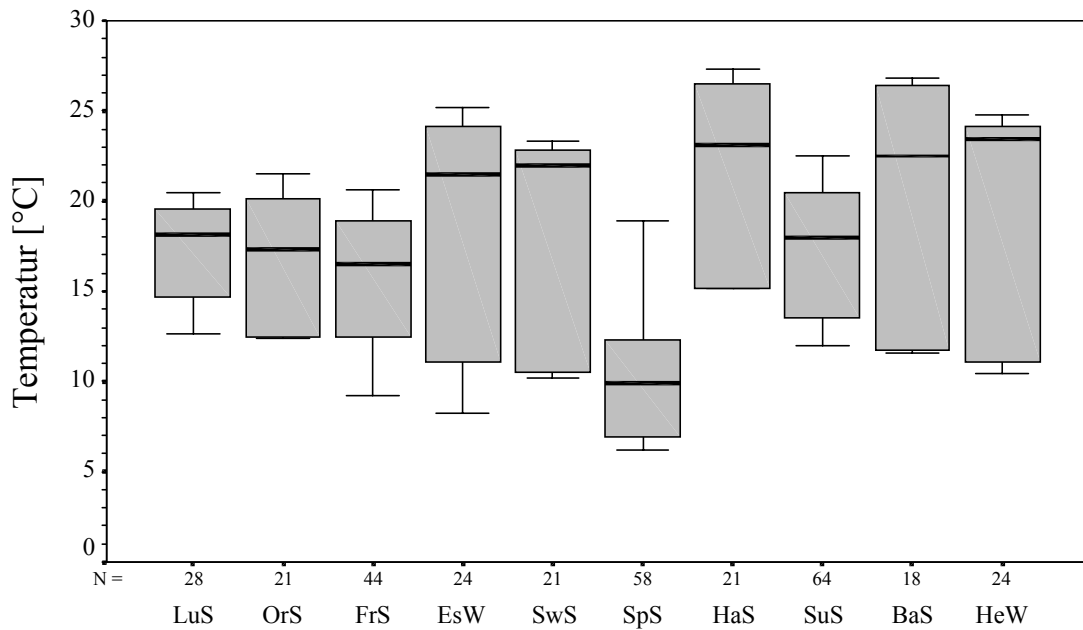


Abb. 4.1: Die Oberflächentemperatur des Wassers an den Probestellen der untersuchten Gewässern

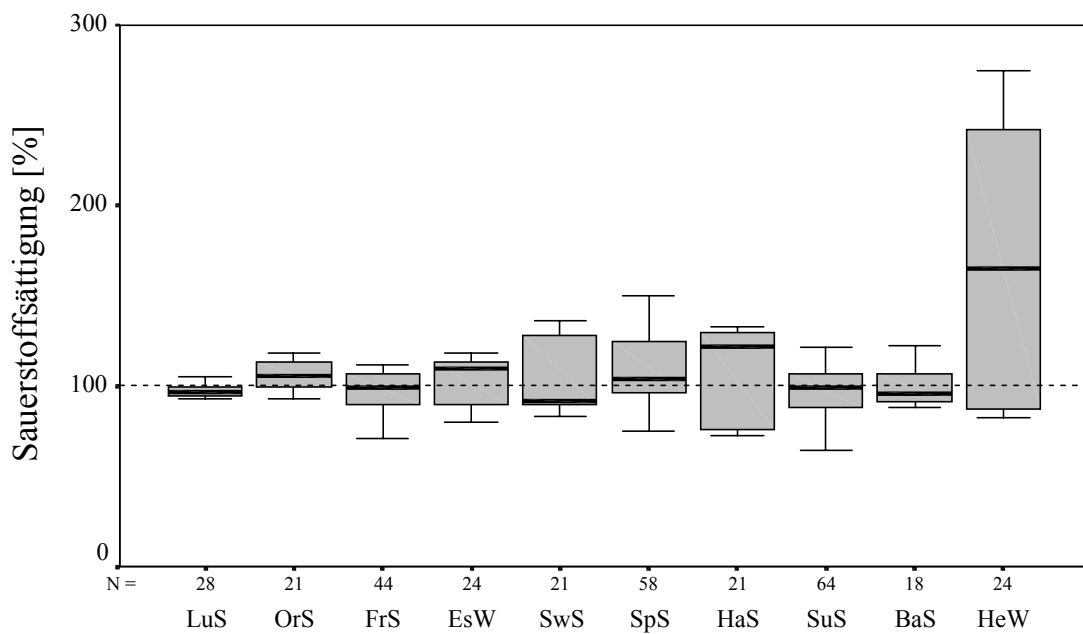


Abb. 4.2: Die relative Sauerstoffsättigung des Oberflächenwassers an den Probestellen der untersuchten Gewässer



## **Sauerstoff**

Der Gehalt an Sauerstoff in einem Gewässer wird neben dem Austausch mit der Atmosphäre maßgeblich von der Primärproduktion und dem Verbrauch durch Organismen im Gewässer beeinflusst. Gerade in Bezug auf die Nährstoffverhältnisse kann in eutrophen Gewässern eine deutliche Übersättigung durch eine hohe Photosyntheserate oder Sauerstoffzehrung durch die Destruktion der organischen Partikel auftreten. Der Sauerstoffhaushalt steht dabei über die Organismen in engem Zusammenhang zum Kohlenstoffhaushalt eines Gewässers (LESER 1994).

Die Werte der Sauerstoffsättigung des Oberflächenwassers über den Probestellen weisen eine Spanne von 64 % am Sulzberger See bis zu 275 % am Herrenwieser Weiher auf (Abb. 4.2). Fast alle Seen werden durch einen Medianwert um 100 % Sauerstoffsättigung charakterisiert. Durch den Austausch mit der Atmosphäre sowie auf Grund des Gleichgewichtes zwischen Photosynthese und Destruktion kann daher von einer optimalen Versorgung mit Sauerstoff im Bereich der Probestellen an den meisten Seen ausgegangen werden. Lediglich der Herrenwieser Weiher, dessen Sauerstoffsättigung durch einen Median von 165 % charakterisiert wird, hat eine signifikant höheren Wert gegenüber dem mittleren Wert aller anderen neun Seen (MWU,  $p = 0,001$ ,  $n = 323$ ). Durch die starke Belastung mit Nährstoffen im Herrenwieser Weiher ist es in den letzten Jahren zu einer dramatischen Steigerung der Phytoplanktondichte gekommen. Im Untersuchungsjahr mußte das Gewässer aus diesem Grund für den Badebetrieb geschlossen werden (WWA KEMPTEN pers. Mitt.). Die Photosyntheserate an sonnigen Tagen führte somit zu den hohen Werten, die an dem Gewässer festgestellt wurden. Bei diesen extremen Übersättigungen liegt der Sauerstoff in Form von Mikrobäschen vor, die am Phytoplankton haften.

Alle anderen geringen Unterschiede der Sauerstoffsättigung in den übrigen Seen sind von untergeordneter ökologischer Relevanz. Die Schwankungen um einen Wert von 100 % sind zum einen durch Messungen innerhalb von Makrophytenbeständen zurückzuführen und zum anderen auf saisonale Aspekte. So waren einige Seen im Frühjahr bzw. zum Zeitpunkt der Probenahme im Herbst in der Phase der Gesamtzirkulation, wodurch sauerstoffärmeres Tiefenwasser an die Oberfläche gebracht wurde.

## **pH-Wert**

Der pH-Wert der Seen wird auf Grund des kalkhaltigen Untergrundes des voralpinen Moor- und Hügellandes maßgeblich durch das Karbonat-Kohlensäure-Gleichgewicht beeinflusst. Dieses Gleichgewicht kann durch physikalische und biologische Faktoren gestört werden. Gerade der Entzug von Kohlendioxid bei der Photosynthese führt zu einer

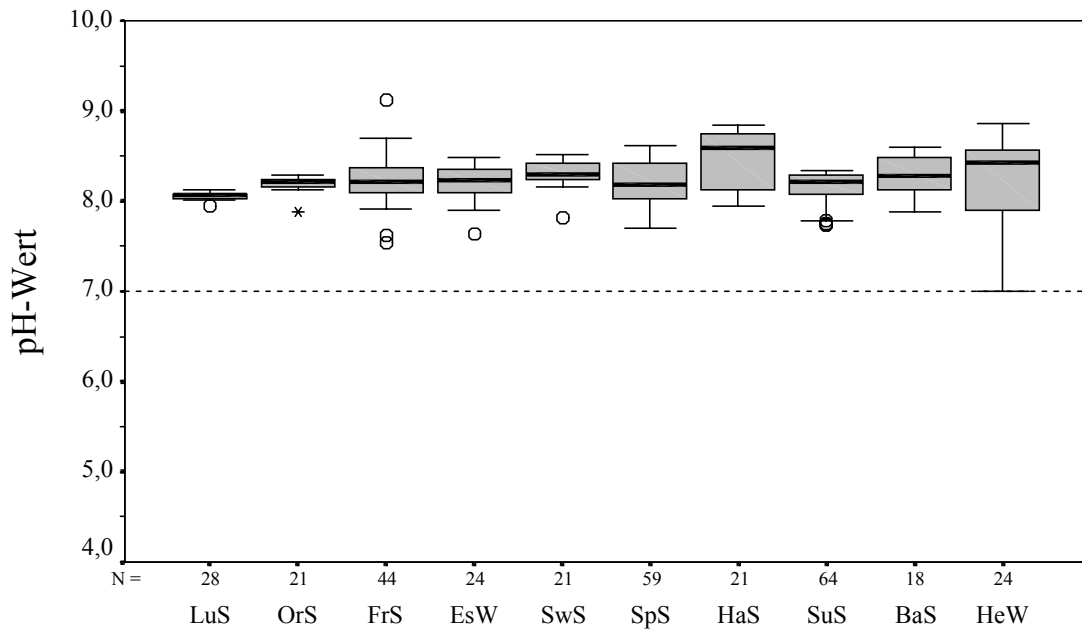


Abb. 4.3: Der pH-Wert an den Probestellen der untersuchten Gewässer

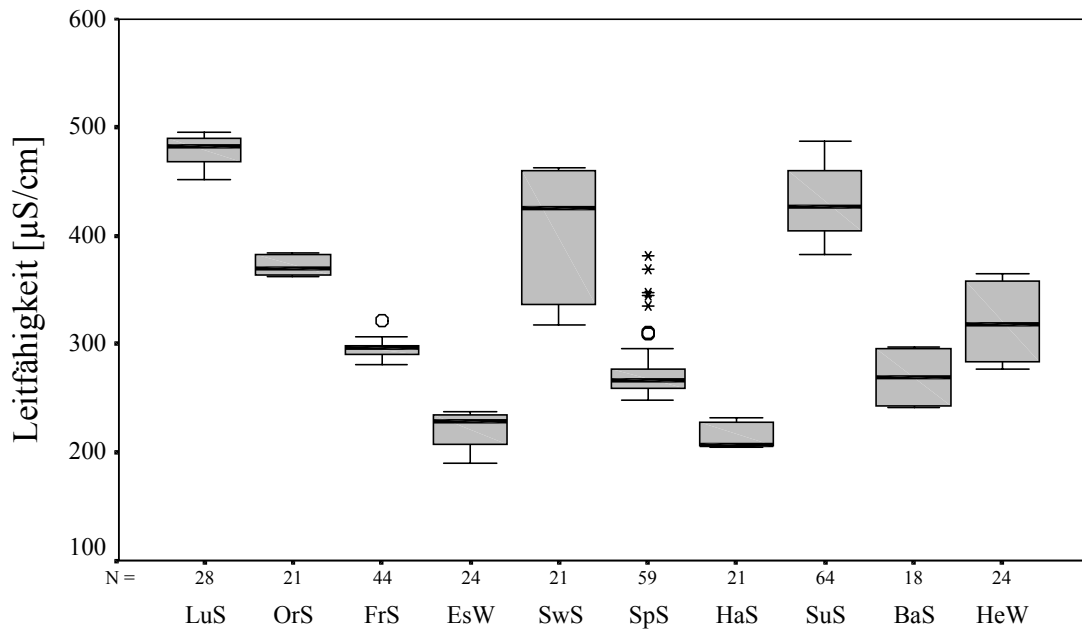


Abb. 4.4: Die elektrolytische Leitfähigkeit an den Probestellen der untersuchten Gewässer

biogenen Entkalkung als auch zu einem Anstieg des pH-Wertes. Die biogene Entkalkung wiederum wirkt sich wesentlich auf den Stoffhaushalt eines Sees aus, da durch diese autochthone Calcitfällung eine Copräzipitation von Phosphor stattfindet (SCHWOERBEL 1999). Bei den Diatomeen sind deutliche pH-Wert Präferenzen bekannt, die bereits von HUSTEDT (1938-1939, zit. in VAN DAM et al.1994) beschrieben wurden. Bei den untersuchten See handelt es sich um gut gepufferte Hartwasserseen, deren pH-Wert um 8 liegt. Es werden daher überwiegend alkaliphile, alkalibionte sowie indifferente Taxa erwartet.

Die gemessenen pH-Werte des Oberflächenwassers liegen bei allen Probestellen und Seen wie erwartet im leicht alkalischen Milieu (Abb. 4.3). Der maximale Wert wurde am Froschhauser See mit 9,1 ermittelt, der minimale am Herrenwieser Weiher mit 7,0. Die Werte liegen damit innerhalb einer so geringen natürlichen Spanne, daß die gefundenen signifikanten Unterschiede nicht interpretiert werden sollten, sondern vielmehr auf die Konstanz der Werte in einem Gewässer selbst zurückzuführen sind. So lag der Median des pH-Wertes am Lustsee bei 8,1 und entspricht damit exakt den Beobachtungen von RAEDER (1990), SEELE (1996) sowie GOOS (1999). Lediglich die Varianz der Werte am Herrenwieser Weiher läßt sich auf die hohen Photosyntheseraten durch die Planktonblüte zurückführen, wobei auch hier die Tagesschwankung die saisonale Variabilität sicherlich weit übertrifft.

### **Leitfähigkeit**

Die Leitfähigkeit gibt die Gesamtkonzentration aller Ionen in einer wässrigen Lösung an, deren Zusammensetzung vor allem durch den geologischen Untergrund in den Einzugsgebieten der Seen gesteuert wird. In karbonatreichen Gegenden werden hohe Leitfähigkeiten gemessen, während in silikatischen Gebieten Werte deutlich unter 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auftreten. Durch die Messungen an allen Probestellen eines Sees sollte unter anderem geklärt werden, ob in den Bereichen von Zuflüssen eine Veränderung der Leitfähigkeitswerte vorliegt. Bei dieser räumlichen Auflösung könnten Einleitungen erkannt werden, die durch mehr gelöste Salze bzw. Ionen zu erhöhten Werten der Leitfähigkeit führen.

Die Werte der Leitfähigkeit variierten an den untersuchten Probestellen von 189  $\mu\text{S}/\text{cm}$  am Eschacher Weiher bis zu 495  $\mu\text{S}/\text{cm}$  am Lustsee (Abb. 4.4). Der signifikante Unterschied zwischen den mittleren Werten der zehn Seen wird unter anderem durch die geringen Varianzen der einzelnen Seen bedingt. Alle Werte liegen jedoch im Bereich der moderaten Leitfähigkeit und spiegeln den Einfluß des karbonatreichen Untergrundes in verschieden starkem Maße wider. Eine Gruppierung auf Grund von geologischen bzw. naturräumlichen

Einheiten liegt ebenfalls nicht vor. Vielmehr prägen lokale Begebenheiten die geringen Unterschiede. Der Schwaigsee weist eine besonders hohe Varianz seiner Leitfähigkeitswerte auf. Insbesondere bei der dritten Probenahme im Spätsommer lagen die Werte gut 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  niedriger als die übrigen in diesem See gemessenen Werte. Die zahlreichen Extremwerte der Ionenkonzentrationen am Spitzingsee sind auf die Zuflüsse an den Probestellen 6 und 15 zurückzuführen. Zum einen konnten an diesen Probestellen erhöhte Silikatwerte festgestellt werden und zum anderen lag die Temperatur im Bereich der Zuflüsse deutlich unter dem Seedurchschnitt, was wiederum zu einer erhöhten Löslichkeit von Gasen und hier insbesondere Kohlendioxid führt. Letzteres bedingt über das Karbonat-Kohlensäure-Gleichgewicht einen Anstieg der Leitfähigkeitswerte.

### 4.1.2. Hydrochemische Analysen

#### **Gesamtphosphor (TP)**

In anthropogen unbeeinflussten Gewässern ist der anorganische Phosphor der limitierende Nährstoff für die Primärproduzenten. Die Eutrophierung eines Gewässers im Sinne der gesteigerten Primärproduktion steht somit in direktem Zusammenhang mit dem Grad der Nährstoffbelastung. Neben den punktuellen Eintragspfaden spielen zunehmend die diffusen Quellen aus der Landwirtschaft eine bedeutende Rolle in Bezug auf den Phosphoreintrag in die Gewässer. Das Sickerwasser unbelasteter Böden weist in der Regel kein Phosphor auf, da er fest an die Bodenpartikel adsorbiert wird. Erst durch zunehmend starke landwirtschaftliche Nutzung werden die Böden an Nährstoffen übersättigt und es kann keine Adsorption mehr stattfinden oder das nährstoffhaltige Sickerwasser wird über oberflächennahe Drainagerohre direkt in die Gewässer abgeführt. Die einzelnen Phosphorfraktionen im Gewässer unterliegen einer ständigen Umsetzung, so daß die Konzentration des Gesamtphosphors die potentielle trophische Belastung charakterisiert. Weiterhin kann durch den Vergleich der TP-Konzentration mit den gemessenen Stickstofffraktionen abgeschätzt werden, welche der beiden essentiellen Nährstoffe die Primärproduzenten eines Gewässers limitieren.

Die gemessenen Werte der TP-Konzentration im Litoral gehen an den jeweiligen Probestellen auf nur wenige Daten während der Vegetationsperiode zurück. Sie können daher nicht die charakteristischen trophischen Verhältnisse des Litorals für den See beschreiben. Dennoch stellen die TP-Konzentrationen im Vergleich zwischen den Seen eine wichtige Kenngröße für das trophische Potential des jeweiligen Sees dar.

Die Meßwerte der TP-Konzentrationen reichen von 0  $\mu\text{g}/\text{l}$  im Ortwanger See bis zu 210  $\mu\text{g}/\text{l}$  im Herrenwieser Weiher (Abb. 4.5). Ein Großteil der Konzentrationswerte des

Lustsees, des Ortwanger Sees, des Froschhauser Sees sowie des Spitzingsees liegen unterhalb der gesicherten Nachweisgrenze von 10 µg/l und charakterisieren somit den oligotrophen Trophiebereich. Die darunter extrapolierten Werte geben lediglich eine Tendenz an. Auffällig ist der sehr niedrige Medianwert von 3 µg/l am Lustsee. Die mittlere TP-Konzentration des Haarsees beschreibt mit 19 µg/l den Trophiezustand mesotroph 1, wohingegen die Werte am Eschacher Weiher (28 µg/l) und Sulzberger See (24 µg/l) den Zustand mesotroph 2 beschreiben. Schwaigsee und Badsee werden durch TP-Konzentrationen von 40 µg/l bzw. 53 µg/l als eutroph 2 klassifiziert. Der Herrenwieser Weiher mit einem Median des TP-Gehaltes von 109 µg/l repräsentiert die maximal gemessenen Konzentrationen und wird in die nach oben offene Stufe eutroph 3 eingestuft.

### **Silikat-Silizium (SiO<sub>2</sub>-Si)**

Kieselsäure kommt nur in sehr wenigen tierischen und einigen pflanzlichen Organismen als Baustoff vor. Bei den Diatomeen ist das Silikat der bedeutende Baustoff für die charakteristischen Schalen. Das Element ist allerdings auch essentiell an dem Metabolismus dieser Algen beteiligt (SCHWOERBEL 1999). Die Bedeutung des Siliziums als Spurenelement wird jedoch kritisch diskutiert (KOOLMAN & RÖHM 1994). Für den Schalenbau wird ausschließlich die amorphe Kieselsäure in Form des Opals [SiO<sub>2</sub>·nH<sub>2</sub>O] eingebaut (RICHTER 1992). Diatomeen können den Baustoff Silikat nicht in der Zelle anreichern, daher ist die Konzentration von Silikaten im Wasser eng korreliert mit der Entwicklung der Diatomeenpopulation (vgl. RAEDER 1990). Bei Untersuchungen von planktischen Diatomeen der Gattung *Asterionella* wurde von LUND et al. (1963, zit. in REYNOLDS 1984) eine Grenze von ca. 0,23 mg/l SiO<sub>2</sub>-Si (entspricht 0,5 mg/l SiO<sub>2</sub>) festgestellt, bei der kein weiteres Wachstum der Diatomeen im Freiwasser mehr stattfand. Dieser Grenzwert kann mit Sicherheit nicht allgemein auf alle Taxa übertragen werden und vor allem auch nicht direkt auf die Diatomeengesellschaften des Aufwuchses, dennoch sollten die Daten vor diesem Hintergrund kritisch diskutiert werden.

Die Spanne der Silikatkonzentrationen in den Untersuchungsgewässern erstreckt sich von 2,383 mg/l im Herrenwieser Weiher und einer nicht mehr nachweisbaren Konzentration ebenfalls im Herrenwieser Weiher (Abb. 4.6). Die extrem starke Phytoplanktonentwicklung in diesem See ist eine mögliche Erklärung für den starken Rückgang der ursprünglich hohen Konzentrationen. In den anderen Seen lag Silizium stets in ausreichender Konzentration für ein Diatomeenwachstum vor. Nur vereinzelt konnten am Schwaigsee, am Haarsee sowie am Badsee Konzentrationen im Grenzbereich für das Diatomeenwachstum ermittelt werden. In dem mit Grundwasser gespeisten Lustsee und dem Ortwanger See sind im Median deutlich höhere Si-Konzentrationen zu erkennen. Das

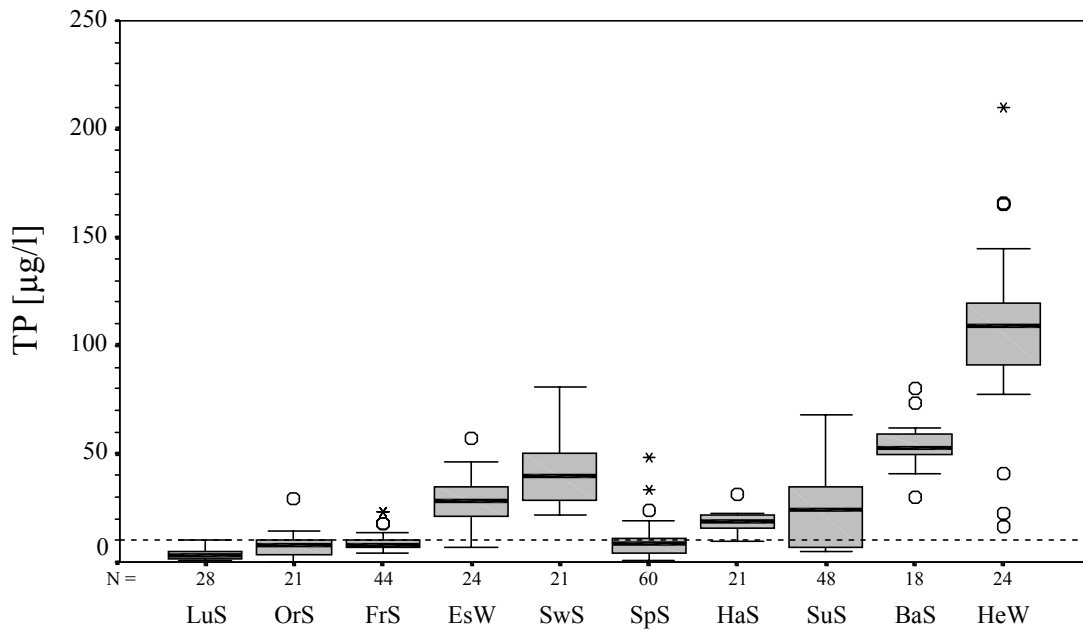


Abb. 4.5: Der Gehalt an Gesamtphosphor im Wasser an den Probestellen der untersuchten Gewässer (Die Nachweisgrenze von  $10 \mu\text{g/l}$  wird durch die gestrichelte Linie dargestellt)

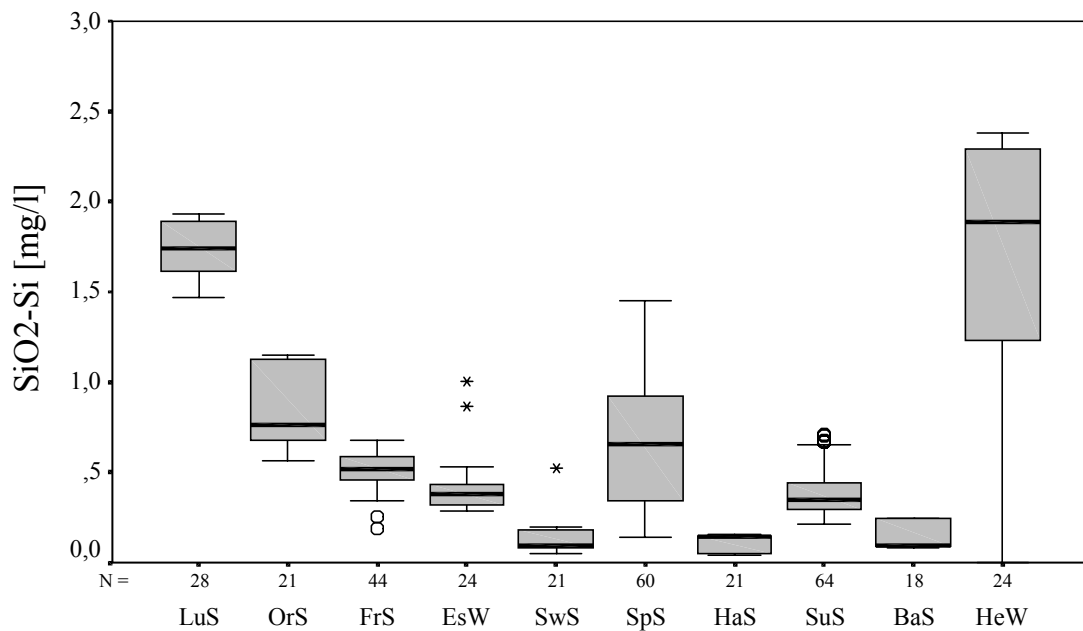


Abb. 4.6: Der Gehalt an Silikat-Silizium im Wasser an den Probestellen der untersuchten Gewässer

Einzugsgebiet des Spitzingsees ist auch von silikatischen Gesteinen geprägt, wodurch der höhere Median der Si-Konzentration bedingt wird. Die hohen Siliziumkonzentrationen für den Herrenwieser Weiher sind eventuell auf Rücklösungsprozesse aus dem Sediment des inzwischen sehr flachen Weihers zurückzuführen. Der Anteil an freier Kieselsäure nimmt vor allem bei pH-Werten unter 7,4 stark zu, die an der Grenzschicht Sediment und Wasser vorkommen können.

### **Ammonium-Stickstoff (NH<sub>4</sub>-N)**

Die Ammonium-Stickstoffkonzentrationen sind bei Oberflächenproben erwartungsgemäß niedrig, da hier schnell eine mikrobielle Umsetzung auf Grund der Nitrifikation von Ammonium in Nitrat erfolgen kann bzw. eine rasche Aufnahme durch die im Litoral wachsenden Primärproduzenten vorliegt. In den anaeroben Bereichen des Hypolimnions bzw. des Sediments findet eine Anreicherung von Ammonium durch die Nitratammonifikation statt. Diese erhöhten Konzentrationen werden während der Homothermie durch die Zirkulation des Wasserkörpers auch in die oberen Schichten des Gewässers verfrachtet. Kurzfristig sind so auch an den Probestellen höhere Konzentrationen zu verzeichnen gewesen. Weiterhin können erhöhte Konzentrationswerte ein Hinweis auf Eintragspfade aus landwirtschaftlich genutzten Flächen sein.

Bei den gemessenen Konzentrationen des NH<sub>4</sub>-N liegen zahlreiche Meßwerte unter der Nachweisgrenze von 10 µg/l (Abb. 4.7). Der maximale Wert mit einer Konzentration von 0,313 mg/l wurde am Spitzingsee zu einem Zeitpunkt ermittelt, zu dem bereits die Vollzirkulation im Herbst eingesetzt hatte, so daß eventuell dadurch erhöhte Werte gemessen wurden. Die Medianwerte der NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen der Seen liegen alle unter 0,100 mg/l. Die maximale Konzentration von 0,075 mg/l wurde an einer Probestelle des Lustsees ermittelt. Es konnte gezeigt werden, daß keine akute Belastung mit NH<sub>4</sub>-N in den untersuchten Gewässern vorliegt. Die wenigen Ausreißer und Extremwerte am Froschhauser See sowie am Spitzingsee traten alle bei der Herbstprobenahme auf. Es könnte sich hier um diffuse Einträge handeln oder um erhöhte Konzentrationen auf Grund der Vollzirkulation des Wasserkörpers.

### **Nitrat-Stickstoff (NO<sub>3</sub>-N)**

Nitrat ist neben Ammonium die wichtigste Stickstoffverbindung für die photoautotrophen Organismen in den Gewässern. In Seen mit einer geringen Nährstoffbelastung ist Nitrat meistens in ausreichenden Mengen vorhanden, da die geringen Phosphorkonzentrationen das Wachstum limitieren. Bei sehr produktiven Seen kann jedoch auch Stickstoff limitierend für das Wachstum sein und in dem Fall wird Nitrat im Epilimnion ganz

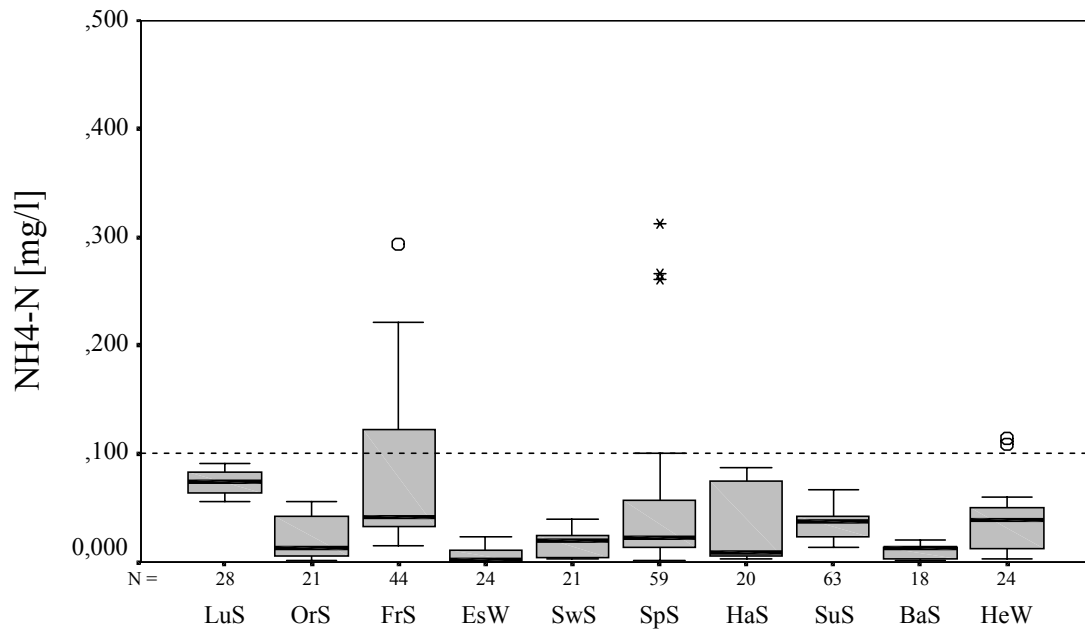


Abb. 4.7: Der Gehalt an Ammonium-Stickstoff im Wasser an den Probestellen der untersuchten Gewässer

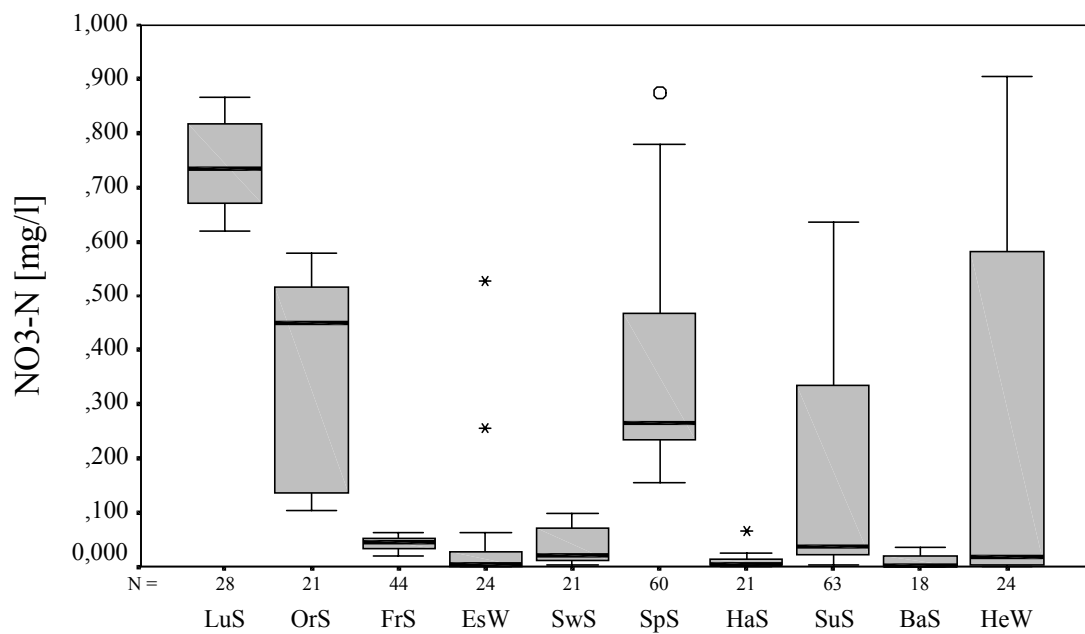


Abb. 4.8: Der Gehalt an Nitrat-Stickstoff im Wasser an den Probestellen der untersuchten Gewässer



aufgezehrt (SCHWOERBEL 1999). Gerade in stark landwirtschaftlich genutzten Gebieten wird Nitrat über das Sickerwasser ausgewaschen und ins Grundwasser verfrachtet. Häufig sind somit die Stickstoffkonzentrationen bereits durch den Anteil an Nitrat so hoch, daß eine Stickstofflimitierung des photoautotrophen Wachstums ausgeschlossen werden kann.

Es konnten an den Probestellen im Litoral keine Konzentrationen von  $\text{NO}_3\text{-N}$  ermittelt werden, die auf einen besonders hohen Eintrag von Stickstoff aus dem Umland hinweisen (Abb. 4.8). Die Meßwerte liegen zum Teil unter der Nachweisgrenze und erreichen ihr Maximum mit einer Konzentration von 0,905 mg/l am Herrenwieser Weiher. Die hohe Varianz der Werte an den einzelnen Seen wird überwiegend durch saisonale Unterschiede zu den verschiedenen Probenahmezeitpunkten bedingt und weniger durch räumliche Faktoren, d.h. es können keine lokalen Eintragspfade ermittelt werden.

Die gemessenen  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konzentrationen an der Oberfläche im Pelagial (BAYLFW unver. Daten) liegen am Lustsee, am Froschhauser See, am Spitzingsee und am Sulzberger See in ähnlichen Meßbereichen, zum Teil sogar noch niedriger. Lediglich am Sulzberger See konnten im Köhlsbach kurz vor dem Zulauf in den See höhere Nitratstickstoffkonzentrationen ermittelt werden, die im Median bei 2,3 mg/l lagen. Dies deutet darauf hin, daß der Stickstoff von den Primärproduzenten direkt aufgenommen wird und somit eine Limitierung durch diesen Nährstoff vorliegen könnte. Im Vergleich zu früheren Daten (MELZER 1988, RAEDER 1990, SEELE 1996) liegen die Meßwerte an einigen Seen deutlich niedriger. Es bleibt zu überprüfen, ob es sich hier tatsächlich um einen verminderten Eintrag von Stickstoff in die Gewässer handelt, oder ob die verschiedenen Analysemethoden die exakten Verhältnisse abbilden konnten.

## **4.2. Diatomeenuntersuchungen**

Die Bewertung der Diatomeengesellschaften erfolgte an Hand der mikroskopischen Auswertung von Proben, die an den 92 Standorten der zehn untersuchten Seen drei- bzw. viermal im Jahr entnommen wurden. Durch die Verwendung von Kunstsubstraten konnte gewährleistet werden, daß eine repräsentative Probe für den jeweiligen Zeitraum gewonnen werden konnte. Die mehrmalige Untersuchung sollte Aufschluß darüber geben, wie stark die jahreszeitliche Dynamik der Nährstoffbelastung an einer einzelnen Stelle sein kann. Insgesamt wurden so 320 Proben ausgewertet. Neben der Erfassung der Anzahl von Taxa und ihrer Abundanzen sind weitere Faktoren wie die Anzahl der indikativen Taxa bzw. der Anteil an indikativen Schalen von großer Bedeutung für die richtige Bewertung der Probestellen. Schließlich wird der Diatomeenindex für jede einzelne Probestelle zu jedem Zeitpunkt berechnet.

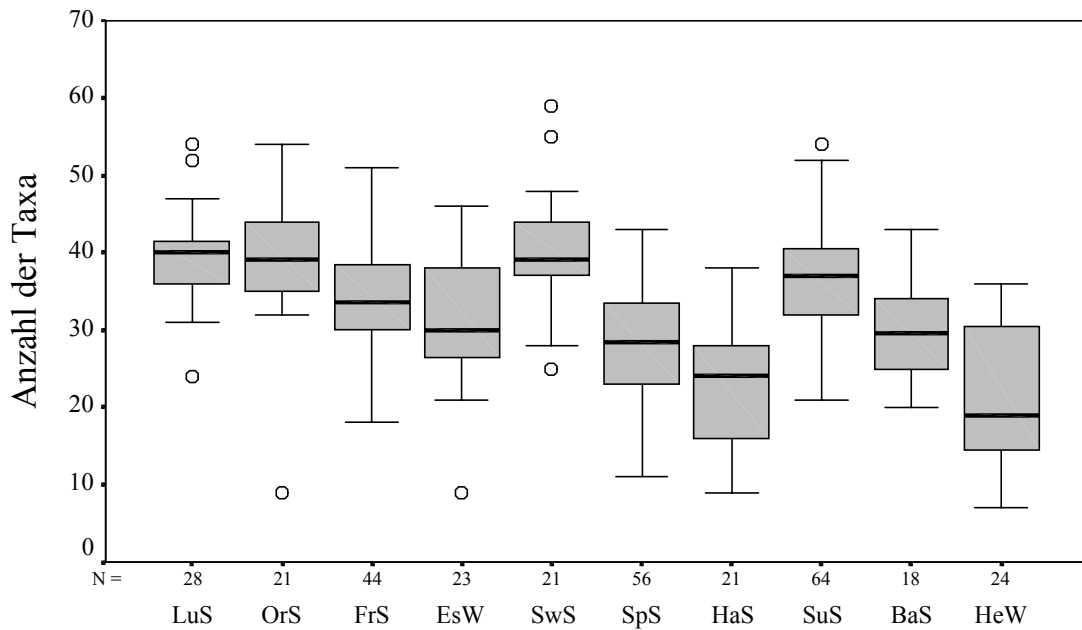


Abb. 4.9: Die Anzahl der gefundenen Taxa in jeder Probe der untersuchten Gewässer

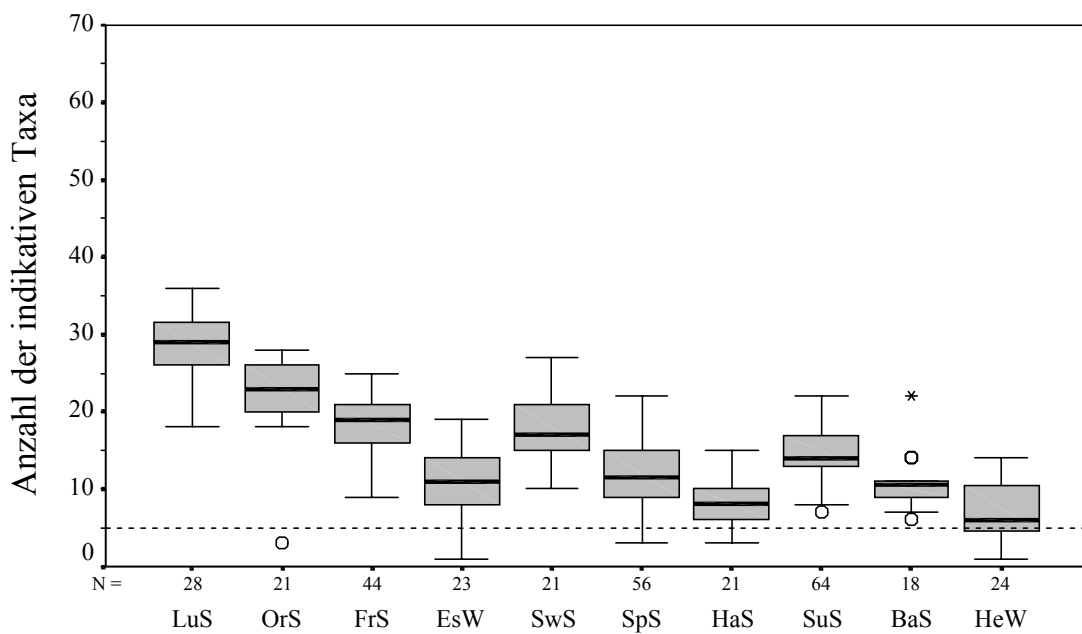


Abb. 4.10: Die Anzahl der indikativen Taxa in jeder Probe der untersuchten Gewässer (Grenzwert von fünf indikativen Taxa wird durch die gestrichelte Linie dargestellt)

#### 4.2.1. Anzahl der Taxa

Durch die Erfassung der verschiedenen Taxa kann ein Eindruck über die Vielfalt der Diatomeengesellschaft gewonnen werden. Werden die entsprechenden Abundanzen mit berücksichtigt, kann zusätzlich auch die Diversität der Proben bestimmt werden (vgl. Kapitel 4.4). Die Anzahl der Taxa in den Diatomeenprobe variiert zwischen nur sieben Taxa in einer Probe des Herrenwieser Weihers bis zu 59 Taxa in einer Probe des Schwaigsees (Abb. 4.9). Die Mediane der Werte für die jeweiligen Gewässer reichen von 40 Taxa am Lustsee bis zu 19 Taxa im Herrenwieser Weiher. Da die Ordination der Seen nach dem mittleren Diatomeenindex erfolgte (vgl. Abb. 4.13), liegt es nahe zu überprüfen, ob die Anzahl der Taxa mit den Werten des Diatomeenindex korreliert. Es zeigt sich, daß nur ein schwacher negativer monotoner Zusammenhang nach Spearman zwischen diesen beiden Größen besteht, der jedoch signifikant ist ( $r_{sp} = -0,245$ ,  $p < 0,000$ ,  $n = 320$ ). Dies ist ein Hinweis auf die Theorie von LANGE-BERTALOT (pers. Mitteilung), daß mit steigender Trophie eine Artenverarmung auftritt, da bei dieser Untersuchung das gesamte Trophiespektrum mit einer insgesamt hohen Stichprobenzahl betrachtet wurde.

#### 4.2.2. Anzahl der indikativen Taxa

Für die Indikationsgenauigkeit zur Beschreibung der Nährstoffsituation in den Gewässern ist es weiterhin sehr wichtig zu wissen, wie viele der gefundenen Taxa einen indikativen Wert besitzen. Abb. 4.10 zeigt, daß die Anzahl der indikativen Taxa noch deutlicher als die Zahl der Gesamttaxa mit steigender Nährstoffbelastung abnehmen. In einigen Diatomeenproben des Ortwanger Sees (1), des Eschacher Weihers (1), des Spitzingsees (1), des Haarsees (2) sowie des Herrenwieser Weihers (6) wird nicht einmal die geforderte Grenze von fünf indikativen Taxa erreicht, die unter anderem für die Sicherung des Diatomeenindex einer Probe notwendig ist (vgl. Kapitel 5.1.1). Zum Teil liegt in diesen Proben nur ein einziges indikatives Taxon vor. Die maximale Anzahl von 36 indikativen Taxa wird in einer Kieselalgenprobe des Lustsees erreicht. Der Zusammenhang nach Spearman zwischen dem Anteil der indikativen Taxa und dem Diatomeenindex ist deutlich stärker und ebenfalls statistisch gesichert ( $r_{sp} = -0,552$ ,  $p < 0,000$ ,  $n = 320$ ). Es bleibt jedoch offen, welchen Anteil diese indikativen Taxa an den insgesamt über 400 bestimmten Schalenhälften jeder Probe haben. Eine Betrachtung des Anteils der indikativen Schalen ist daher unbedingt notwendig. Dieser Wert muß ebenfalls zur Beurteilung herangezogen werden, ob ein Diatomeenindex für eine Probe als gesichert gilt.

### 4.2.3. Anteil der indikativen Schalen

In Abb. 4.11 ist deutlich der Unterschied im Anteil der indikativen Schalen zwischen dem oligotrophen Lustsee und dem eutrophen Herrenwieser Weiher zu sehen. Während bei den gering belasteten Gewässern stets hohe Werte in Bezug zum Anteil der indikativen Schalen (Lustsee 71 %) erreicht werden, treten mit zunehmender Nährstoffbelastung Proben auf, in denen weniger als 5 % indikativer Schalen vorlagen. Dies waren im Eschacher Weiher 2, im Spitzingsee 8, im Haarsee 6, im Sulzberger See 4, im Badsee 1 sowie im Herrenwieser Weiher 5 Proben. In diesen Fällen kann an Hand der vorkommenden Kieselalgen kein gesicherter Diatomeenindex ermittelt werden, da per Definition mindestens der Grenzwert von 5 % indikativen Taxa sowie fünf indikativen Taxa erreicht werden muß (vgl. Kapitel 5.1.1). Im Spitzingsee, im Haarsee und im Herrenwieser Weiher kamen sogar Proben mit nur 2 % indikativen Schalen vor. Der negative monotone Zusammenhang nach Spearman zwischen dem Anteil der indikativen Schalen und dem Diatomeenindex ist auf diesem Niveau besonders stark sowie statistisch als gesichert anzusehen ( $r_{sp} = -0,656$ ,  $p < 0,000$ ,  $n = 320$ ).

Bei der Betrachtung der Regression zwischen dem Diatomeenindex und dem Anteil der indikativen Schalen, ist ein sigmoider Kurvenverlauf zu erkennen (Abb. 4.12), der durch eine Regressionsfunktion dritten Grades erreicht wird. Durch die Regression werden rund 68 % der Varianz der Daten erklärt. Vom oligotrophen zum oligo-mesotrophen Bereich fällt die Kurve stark ab. Im mesotrophen Bereich bis in den Bereich eutroph 1 besteht ein Plateau bei rund 17 %. Die Werte der Regressionsfunktion nehmen im oberen eutrophen Bereich schließlich wieder stark ab und der Anteil an indikativen Taxa geht gegen Null.

### 4.2.4. Taxalisten

In den insgesamt 320 Diatomeenproben der zehn untersuchten Kleinseen konnten 264 Diatomeentaxa aus 27 Gattungen bestimmt werden. Eine Auflistung aller Taxa würde bei dieser hohen Anzahl zu sehr unübersichtlichen Ergebnissen führen. Es bietet sich daher an, die Taxa in verschiedene Kategorien einzuteilen und nur die Taxa hervorzuheben, die den überwiegenden Anteil der gefundenen Schalen beschreiben. Die Einteilung nach HÜRLIMANN (1985) hat sich dabei vielfach bewährt (BUSSE 1993, GOOS 1993, URBACH 1993, BAUER 1994, GERHARD 1994, JOCHUM 1994, KING 1994, SCHRANZ 1994, SCHMIDT 1996, SEELE 1996, TAUBER 1996, JACOBSEN 1998, MAYR 1998, STAAB 1998, EHRENTREICH 1999, VOGEL 1999). Ergänzend können noch Einzelfunde ausgewiesen werden, so daß sich folgende Einteilung ergibt. Treffender ist der Begriff Taxon und wird daher für den Begriff Art ersetzt.

- Haupttaxon (H): Das Taxon war innerhalb des Untersuchungszeitraumes in einem See mindestens einmal mit einer Abundanz von 10 % oder mehr vertreten ( $N_i \geq 10 \%$ ).
- Begleittaxon (B): Das Taxon war innerhalb des Untersuchungszeitraumes in einem See mindestens einmal mit einer Abundanz von 2 % oder mehr vertreten, erreichte aber nicht 10 % ( $2 \% \leq N_i < 10 \%$ ).
- zufälliges Taxon (Z): Das Taxon war innerhalb des Untersuchungszeitraumes in einem See immer mit weniger als 2 % vertreten ( $N_i < 2 \%$ ).
- Einzelfund (E): Das Taxon war innerhalb des Untersuchungszeitraumes in einem See nur ein einziges Mal vertreten.

Von den 264 Taxa konnten 23 als Haupttaxon und 89 als Begleittaxon eingestuft werden. Die Einteilung bezieht sich dabei auf jeden See einzeln. Daher sind bei den Begleittaxa auch 22 Haupttaxa vertreten. Nur ein Taxon kam in allen Seen mit mindestens 10 % vor. Es handelt sich hierbei um *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*. Aber auch *Cymbella microcephala* ist auf Grund ihrer hohen Frequenz und Abundanz zu erwähnen. Beide Taxa sind tolerant in Bezug auf die trophischen Valenz und gehen somit nicht in den Diatomeenindex ein. Bereits HOFMANN (1994) beschrieb diese Taxa als sehr häufige Vertreter mit hohen Abundanzen. So wird auch die Verwendung von Kunstsubstrat als Grund für die hohen Abundanzen dieser beiden r-Strategen angeführt. Im Gegensatz dazu konnte SCHOLZE (1999) auch auf natürlichen epilithischen Proben des Chiemsees ähnlich hohe Abundanzen feststellen.

Die vollständig Liste der gefundenen Taxa und ihrer Abundanzwerte sowie der ökologischen Indikationswerte befindet sich im digitalen Anhang auf der beiliegenden CD-ROM (vgl. Kapitel CD-ROM). An dieser Stelle werden die Haupttaxa vorgestellt sowie ihr Vorkommen in den einzelnen Seen (Tab. 4.1). Eine weiterführende Beschreibung der Taxa finden sich in den verwendeten Bestimmungsbüchern (vgl. Kapitel 3.2.3) und bei BAYLFW (1998) sowie bei SEELE et al. (1999).

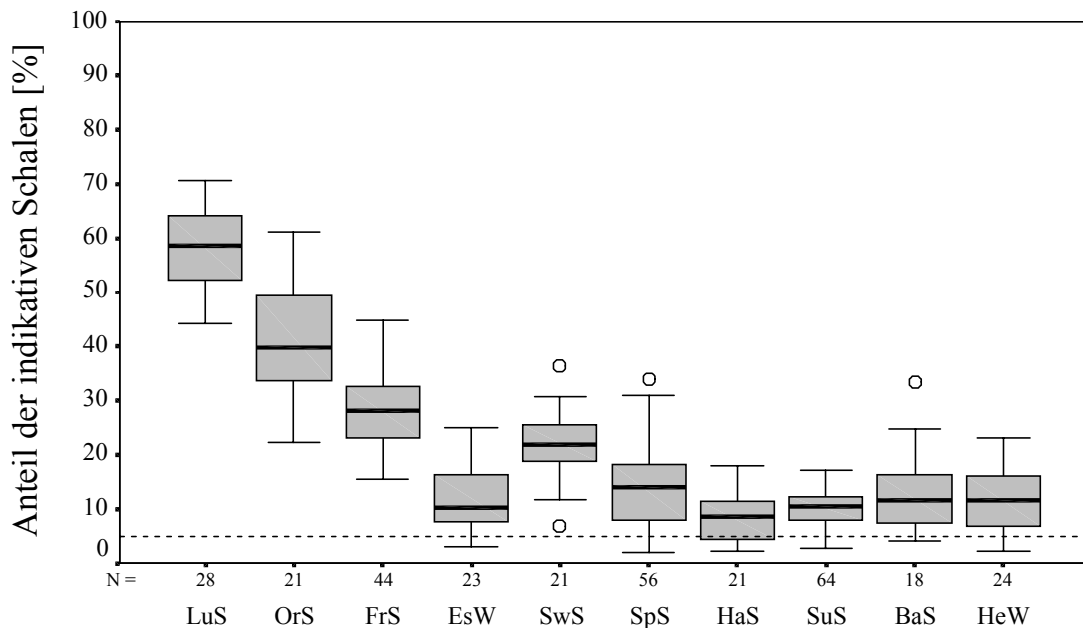


Abb. 4.11: Der Anteil der indikativen Schalen in jeder Probe der untersuchten Gewässer (Grenzwert von 5 % indikativer Schalen wird durch die gestrichelte Linie dargestellt)

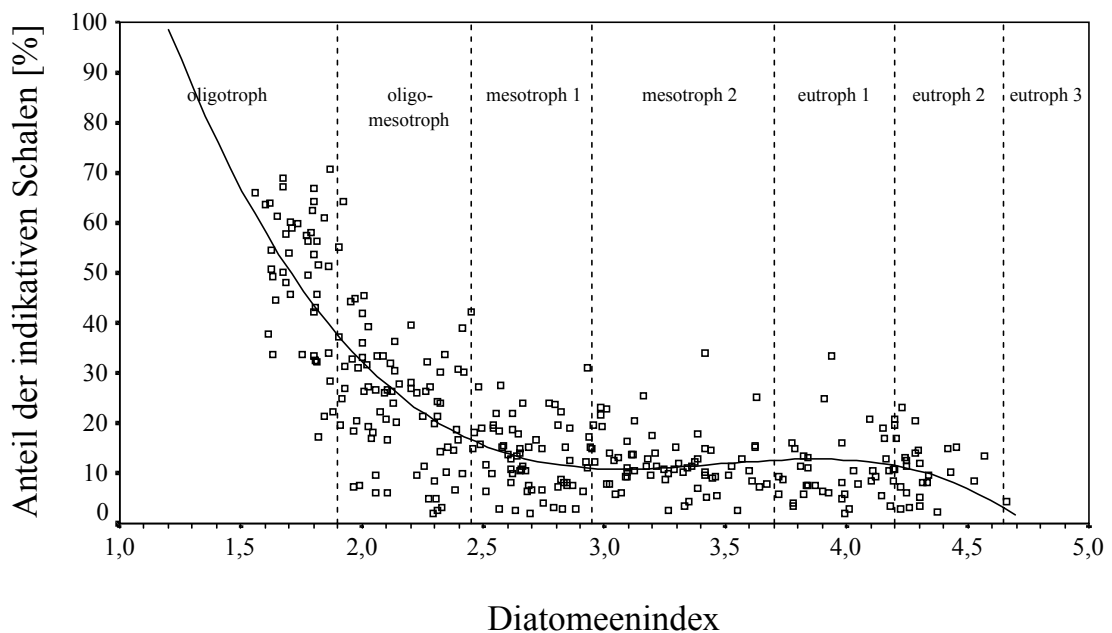


Abb. 4.12: Regression zwischen den Werten des Diatomeenindexes und dem Anteil der indikativen Schalen in jeder Probe. Die Regression wird beschrieben durch die Funktion  $y = -0,08x^3 + 0,85x^2 - 2,91x + 3,40$  bei einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2 = 0,68$  ( $n = 320$ )

Tab. 4.1: Übersicht der Haupttaxa und ihr Vorkommen in den untersuchten Gewässern

	LuS	OrS	FrS	EsW	SwS	SpS	HaS	SuS	BaS	HeW
Achnanthes minutissima var. minutissima KÜTZING	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Achnanthes petersenii HUSTEDT				X	X					
Achnanthes scotica (CARTER) LANGE-BERTALOT	X									
Amphora pediculus (KÜTZING) GRUNOW								X		
Brachysira liliana LANGE-BERTALOT	X									
Brachysira neoexilis LANGE-BERTALOT	X	X	X	X	X		X			
Cocconeis placentula EHRENBERG		X								
Cymbella cesatii (RABENHORST) GRUNOW	X		X							
Cymbella microcephala GRUNOW	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Denticula tenuis KÜTZING		X				X				
Eunotia arcubus NÖRPEL & LANGE-BERTALOT			X							
Fragilaria brevistriata GRUNOW					X	X				
Fragilaria construens (EHRENBERG) GRUNOW					X				X	
Fragilaria pinnata EHRENBERG						X		X	X	X
Gomphonema auritum A. BRAUN						X				
Gomphonema lateripunctatum REICHARDT & LANGE-BERTALOT			X							
Gomphonema occultum REICHARDT & LANGE-BERTALOT		X								
Gomphonema pumilum (GRUNOW) REICHARDT & LANGE-BERTALOT										X
Navicula cryptotenella LANGE-BERTALOT							X			
Navicula minima GRUNOW										X
Navicula subrotundata HUSTEDT					X				X	
Nitzschia lacuum LANGE-BERTALOT							X			
Tabellaria flocculosa (ROTH) KÜTZING			X							

#### 4.2.5. Diatomeenindex

Bei der Darstellung der Ergebnisse wird auf die in Kapitel 3.4.2 vorgestellte Einteilung des Diatomeenindex in verschiedene Belastungsgrade zurückgegriffen. Bei der ersten Betrachtung der Werte des Diatomeenindex zeigt sich, daß die Arbeitsvoraussetzung erfüllt wurde, d.h. die Werte des Diatomeenindex sind über das gesamte Trophiespektrum bzw. die gesamte Bandbreite der bewertbaren Nährstoffbelastung verteilt (Abb. 4.13). Der kleinste Diatomeenindex wurde für eine Probestelle des Lustsees mit 1,56 festgestellt. Für eine Probestelle am Herrenwieser Weiher konnte der maximale Wert mit 4,66 ermittelt werden. Somit sind alle Klassen der Belastungsgrade durch mindestens eine Probe vertreten, wobei die unteren Klassen stärker repräsentiert sind als die oberen Klassen. Das Fehlen der oberen Werte ist weniger auf das *shrinking* (TER BRAAK & JUGGINS 1993) zurückzuführen, als auf die Abwesenheit hochgradig belasteter Probestellen

in diesem Untersuchungsansatz. HOFMANN (1994) konnte in ihrer Arbeit bereits Werte bis 4,88 ermitteln.

Die farbliche Darstellung der Indexwerte im Litoral der einzelnen Seen sind als Dateien im pdf-Format auf der CD-ROM vorhanden (vgl. Kapitel CD-ROM). Eine Probestelle mit einem farbigen Indexwert wird dabei durch den Median der einzelnen Diatomeenindizes über die verschiedenen Probenahmen an dieser Stelle dargestellt. Sofern die Hälfte der jeweiligen Indexwerte als nicht gesichert betrachtet werden konnte, wurde diese Probestelle entsprechend markiert.

Die Mediane der Werte des Diatomeenindex an allen Probestellen eines Sees stufen die Gewässer wie folgt in die Belastungsklassen ein. Der Lustsee und der Ortwanger See können auf Grund der Bewertung mit benthischen Diatomeen im Litoral als sehr gering belastet eingestuft werden. Eine geringe Belastung weist allein der Froschhauser See auf, wohingegen die Belastung am Eschacher Weiher, am Schwaigsee, am Spitzingsee sowie am Haarsee als mäßig bezeichnet werden kann. Der Sulzberger See wird als mäßig-erheblich belastet eingestuft. Diese Belastungsstufe ist als Hinweis zu sehen, daß wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Nährstoffeliminierung notwendig sind. Am Badsee liegt eine erhebliche Belastung vor, und nur am Herrenwieser Weiher wird die Stufe der starken Belastung erreicht.

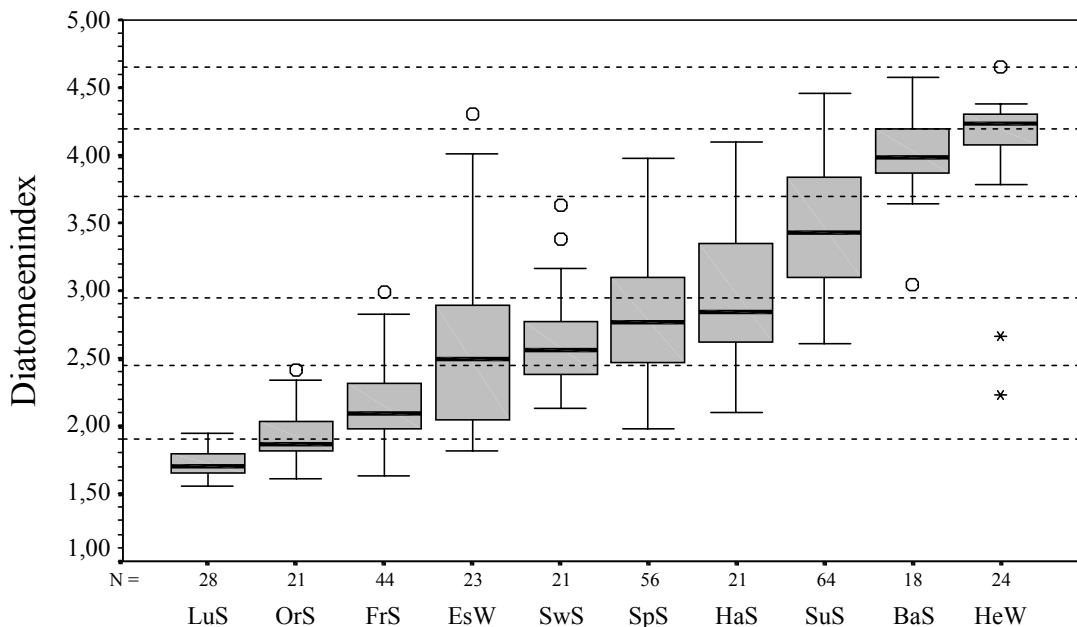


Abb. 4.13: Der Diatomeenindex für jede Probe der untersuchten Gewässer

Der Lustsee zeichnet sich dabei auch im Jahresverlauf durch sehr konstante Werte des Diatomeenindex an den Probestellen aus. Diese zeigen eine sehr geringe Belastung an,



liegen allerdings im Grenzbereich zur geringen Belastung. Am Ortwanger See spiegeln die Ergebnisse der beiden ersten Probenahmen eine sehr geringe Belastung wider, wohingegen im Spätsommer ein leichter Anstieg der Werte zu beobachten ist. Ähnliche Verhältnisse ergeben sich für den etwas mehr belasteten Froschhauser See. Obwohl in diesem Gewässer fast alle ermittelten Werte innerhalb der Klasse für geringe Belastung liegen, zeigte sich im Frühjahr und vor allem im Herbst eine Verschiebung zu höheren Werten. Am Eschacher Weiher traten im Frühjahr die größten Schwankungen des Diatomeenindex innerhalb der Probestellen auf und im Spätsommer unter anderem die höchsten Werte, wodurch die starke Varianz in Abb. 4.13 erklärt wird. Auch am Schwaigsee sind die Ergebnisse der Frühjahrsuntersuchung für die starke Variabilität der Gesamtdaten verantwortlich. Auf Grund der beiden anderen Erhebungen desselben Jahres am Schwaigsee kann der See gerade als mäßig belastet eingestuft werden. Bei der Auswertung der Diatomeenproben zu den vier Untersuchungstermine fiel am Spitzingsee auf, daß die Varianz innerhalb der Probestellen immer ähnlich ist und die Werte um den Grenzwert von mäßig bis mäßig-erhebliche Belastung oszillieren. Für den Haarsee zeigte sich im Verlauf des Untersuchungszeitraumes eine stetige Verbesserung der Diatomeenindexwerte. Im Frühjahr lag noch eine mäßig-erhebliche und im Spätsommer gerade noch eine mäßige Belastung der Probestellen im Litoral vor. Am Sulzberger See waren vor allem die Ergebnisse der Frühjahrsprobenahme auffällig. Hier erreichte der Median der Indexwerte den oberen Bereich der Klasse für eine erhebliche Belastung. Die Daten der folgenden drei Probenahmen zeigten alle nur eine mäßig-erhebliche Belastung der Probestellen an, woraufhin der See bei der Gesamtbetrachtung ebenfalls in diesen Bereich eingestuft wurde. Am Badsee kennzeichnen die Befunde der beiden Probenahmen im Frühjahr und im Frühsommer die Probestellen als erheblich belastet. Die Diatomeenproben des Spätsommers werden am Badsee durch Indexwerte aus der Klasse der starken Belastung beschrieben. Die Werte des Diatomeenindex an den Probestellen des Herrenwieser Weihers dagegen lagen bereits im Frühjahr an der Grenze zur starken Belastung. Diesen Befund bestätigen auch die Ergebnisse der beiden folgenden Probenahmen.

Von den 320 untersuchten Proben konnten lediglich in 33 Fällen keine gesicherten Diatomeenindizes berechnet werden. Bei elf dieser Proben waren weniger als fünf indikative Taxa vorhanden. 26 Proben enthielten weniger als 5 % indikative Taxa in den ausgezählten Schalen. An vier Stellen waren daher gleichzeitig beide Kriterien nicht erfüllt. Am Ortwanger See war der Indexwert für eine Probestelle nicht gesichert, wobei in diesem Fall drei indikative Taxa eine Abundanz von 38 % erreichten. Dieser Fall einer Artenarmut bei hoher Dominanz ist sicherlich selten anzutreffen. Am Spitzingsee sind neun der 56 Indexwerte nicht gesichert. Diese Zustand ist auf wenige Probestellen zurückzuführen, an denen zu verschiedenen Probenahmeterminen kein gesicherter Wert ermittelt werden konnte. Zwei dieser Stellen lagen direkt vor Zuflüssen und eine weitere

vor der Ortschaft Spitzingsee, wo bei der Makrophytenkartierung bereits diverse Einleitungsrohre entdeckt wurden. Hier scheint sich der Zusammenhang zwischen einer starken Belastung mit Nährstoffen und einem sehr geringen Anteil an indikativen Taxa erneut zu bestätigen. Die Auswertung der Diatomeenpräparate am Haarsee lieferte sieben nicht gesicherte Indexwerte. Allein vier von diesen Werten ergaben sich für die im Frühsommer untersuchten Probestellen. Im Frühjahr waren am Sulzberger See die Werte des Diatomeenindex von drei Probestellen nicht gesichert und ein weiterer Wert wird durch eine Probestelle des Spätsommers repräsentiert. Am Badsee hatte nur eine im Frühsommer entnommene Diatomeenprobe weniger als 5 % indikative Taxa und erfüllte daher nicht das Kriterium zur Indexsicherung. An acht untersuchten Proben des Herrenwieser Weihers war der Indexwert nicht gesichert. Allein sieben davon wurden durch die im Spätsommer untersuchten Probestellen repräsentiert.

### **4.3. Makrophytenkartierung**

Im Rahmen der Makrophytenkartierung wurden die Wasserpflanzen des gesamten Litorals der zehn untersuchten Seen mit Hilfe einer fünfstufigen Schätzskala erfaßt. Durch den Einsatz von Forschungstauchern konnte die gesamte Litoralfläche in vier verschiedenen Tiefenstufen erkundet und bewertet werden, wobei insgesamt 80 Abschnitte definiert wurden. Bei vier Seen wurde im Folgejahr eine Wiederholungskartierung vorgenommen, um die Indikationsgenauigkeit zu überprüfen. Analog zu den Diatomeenuntersuchungen ist es auch hier sehr wichtig zu erfassen, wie viele Taxa in jedem Abschnitt vorkommen und wie groß die Anzahl der indikativen Taxa ist. Die Quantitätssumme hat bei der Entscheidung eine große Bedeutung, ob ein Indexwert als gesichert gilt. Abschließend kann nach der Erfassung des Bestandes der Makrophytenindex für jeden einzelnen Abschnitt berechnet werden. Sofern die Werte nach den Abschnittslängen gewichtet werden, läßt sich auch ein mittlerer Makrophytenindex für das Gewässer angeben.

#### **4.3.1. Anzahl der Taxa**

Die Anzahl der gefundenen Makrophytentaxa pro Abschnitt muß wesentlich kritischer betrachtet werden als bei der Untersuchung der Diatomeen. Hauptsächlich muß berücksichtigt werden, daß hiermit die Anzahl der registrierten Taxa gemeint ist, d.h. ein Taxon, das in allen vier Tiefenstufen erfaßt wurde, geht auch vierfach in die Bewertung ein. Da Röhricht- und Uferpflanzen mit eingeschlossen sind, kann es bei verschiedenen Personen im Boot während der Kartierung zu erheblichen Abweichungen kommen. Dies zeigte sich bei einer Wiederholungskartierung am Lustsee, bei der im Folgejahr deutlich mehr Pflanzen im Röhricht bestimmt wurden. Das Team im zweiten Jahr bestand unter

anderem aus Personen, die auch den terrestrischen Bereich untersucht hatten und somit über ein viel detaillierteres Wissen der Pflanzengesellschaften verfügten.

Trotzdem soll an dieser Stelle nicht auf die Darstellung der Ergebnisse verzichtet werden, da sie einen allgemeinen Eindruck davon vermitteln, wie sich die jeweiligen Habitate der einzelnen Abschnitte bzw. der Seen an sich unterscheiden. So weist der Lustsee das Maximum an Taxa auf mit einem Median von knapp 44 Taxa pro Abschnitt (Abb. 4.14). Der Ortwanger See wurde im Jahr 1997 vom WWA Kempten untersucht. Da die Erhebung der Gesamtvegetation nicht nach demselben Schema erfolgte wie an den anderen Seen, liegt darin eventuell der sehr niedrige mittlere Wert von nur 14 Taxa pro Abschnitt begründet. Der planktondominierte Herrenwieser Weiher ist mit nur knapp 11 Taxa pro Untersuchungsabschnitt das Gewässer mit den wenigsten registrierten Taxa. Hier muß auch berücksichtigt werden, daß bei den sehr flachen Seen auch weniger potentielle Litoralfläche für Makrophytenwachstum vorliegt. Bei den anderen Seen liegen die Werte zwischen 11 und 28 Taxa pro Abschnitt. Ein statistischer Zusammenhang zwischen der Anzahl der Taxa und den Werten des Makrophytenindex läßt sich im Gegensatz zu den Diatomeenproben nicht zeigen. Es läßt sich daher auf dieser Datengrundlage nicht verallgemeinern, daß bei geringer Nährstoffbelastung mehr Taxa pro Abschnitt registriert werden.

#### 4.3.2. Anzahl der indikativen Taxa

Werden nur die indikativen Taxa nach Abb. 4.15 betrachtet, so ist ein ähnlicher Trend wie bei den Diatomeen zu erkennen. Mit steigender Trophie nimmt die Anzahl der indikativen Taxa ab. Der Median der Werte am Lustsee liegt mit 26 Taxa am höchsten. Am Spitzingsee kommen noch 21 und am stark belasteten Sulzberger See 14 indikative Taxa vor. Der Froschhauser See hat im Median noch knapp 13 Taxa und der Ortwanger See 11 indikative Taxa. Die Werte aller anderen Seen liegen deutlich darunter. Der Badsee hat mit nur knapp 2 indikativen Taxa pro Abschnitt den niedrigsten Wert. Der Zusammenhang nach Spearman zwischen den Werten der Anzahl indikativen Taxa und dem Makrophytenindex konnte leider auch hier nicht statistisch abgesichert werden, d.h. eine Abnahme der indikativen Taxa mit steigender Nährstoffbelastung läßt sich nicht eindeutig untermauern.

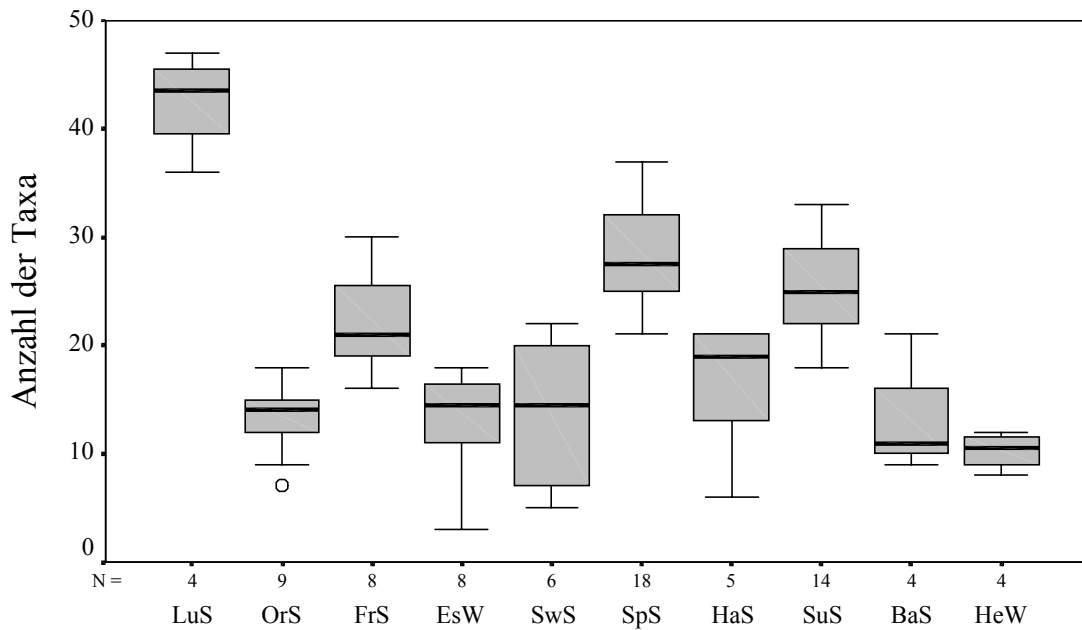


Abb. 4.14: Die Anzahl der gefundenen Taxa in jedem Abschnitt der untersuchten Gewässer

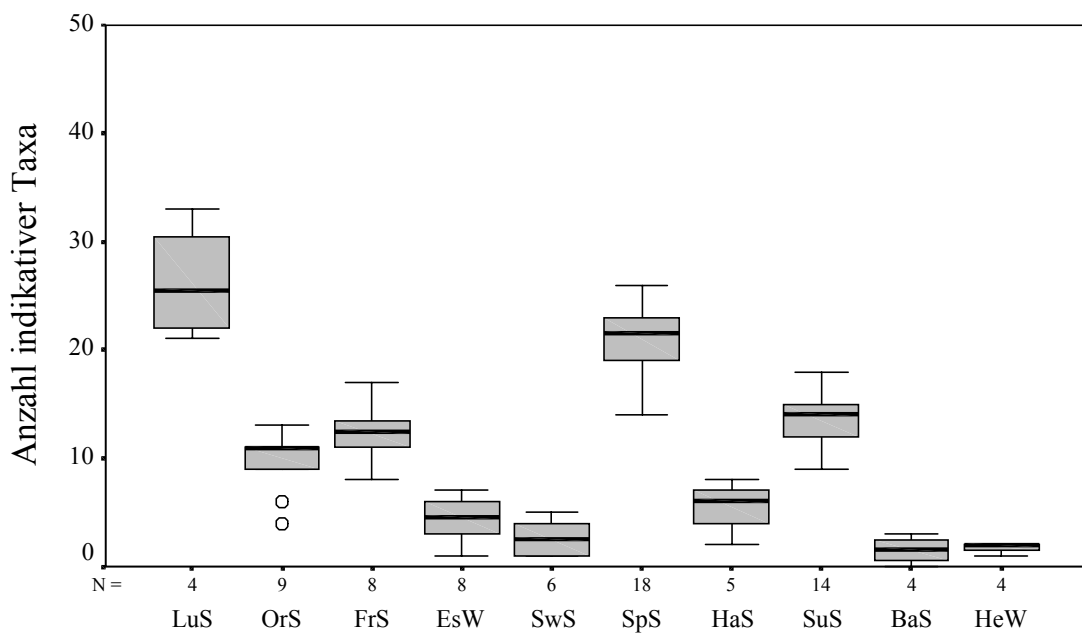


Abb. 4.15: Die Anzahl der indikativen Taxa in jedem Abschnitt der untersuchten Gewässer

### 4.3.3. Quantitätssumme

Die geschätzte Pflanzenmenge der Makrophyten steht zu der reellen Quantität im Gewässer über eine Funktion der dritten Potenz in Beziehung. Diese Quantitäten der Taxa spiegeln die Pflanzendichte wider und können auch zur Berechnung von relativen Abundanzen verwendet werden. Die Summe der maximalen Quantitäten ist eine wichtige Kenngröße bei der Untersuchung der Makrophyten. Sie dient als Entscheidungshilfe, ob der Wert des Makrophytenindex als gesichert betrachtet werden kann. Dabei werden pro Abschnitt die maximalen Quantitäten der gefundenen Taxa in den vier Tiefenstufen aufsummiert.

Die Spanne der Werte reicht von 306 für den Spitzingsee bis zu 0 für einen Abschnitt im Badsee (Abb. 4.16). Es gibt in allen zehn untersuchten Seen demnach nur einen Abschnitt, in dem kein indikatives Taxon vorkommt. Einzelfunde in einem Abschnitt, die den Wert 1 ergeben, traten im Eschacher Weiher, im Schwaigsee und im Herrenwieser Weiher auf. In den Abschnitten des Lustsees werden extrem hohe Werte der Quantitätssumme erreicht, deren Median bei 194 liegt.

Ein aktueller Datensatz des Chiemsees hat im Vergleich bei 192 Abschnitten einen mittleren Wert der Quantitätssumme von 340 (MELZER & ZIMMERMANN unver. Daten). Nur drei Abschnitte erreichen das Kriterium für die Indexsicherung nicht. Der maximale Wert liegt bei 677 und stellt keinen Extremwert dar. Es zeigt sich hier, daß in sehr großen Seen das Litoral absolut gesehen wesentlich mehr Besiedlungsraum für Makrophyten bietet. Die relative Litoralfläche nimmt dabei an Bedeutung für den gesamten Stoffhaushalt des Sees deutlich ab.

Der für diese Untersuchung sehr hohe Wert der Quantitätssumme für die Abschnitte am Lustsee liegt in der hohen Dichte vieler indikativer Pflanzen im Lustsee begründet, vor allem von Characeen. Mit einem Median der Quantitätssumme von 174 hat der Spitzingsee den zweithöchsten Wert nach dem Lustsee. Die Bedeckung der Litoralfläche mit indikativen Taxa ist demnach an diesen beiden Seen am höchsten. Sowohl für den Froschhauser See als auch den Ortwanger See liegen noch alle Werte der Quantitätssumme über dem geforderten Grenzwert von 55, wobei die mittleren Werte bereits mit 129 bzw. 118 deutlich niedriger sind. Auch der Sulzberger See wird durch einen hohen Medianwert der Quantitätssumme von 121 charakterisiert, wobei bereits zwei Abschnitte als nicht gesichert zu betrachten sind. Beim Eschacher Weiher und dem Schwaigsee müssen fast die Hälfte der Indexwerte als nicht gesichert betrachtet werden. Die Mediane der Quantitätssumme liegen bei knapp 57 bzw. 60 sehr nahe am Grenzwert. Am Haarsee konnten nur zwei Abschnitte als gesichert betrachtet werden, und der Median lag bei 29.

Die Werte vom Badsee deuten auf noch einen Abschnitt mit einem gesicherten Makrophytenindex hin. Am Herrenwieser Weiher liegen alle Werte unterhalb des Grenzwertes, d.h. der Makrophytenindex konnte in keinem Abschnitt als gesichert betrachtet werden. Die Mediane der Quantitätssumme von den beiden Seen lagen bei 9 bzw. knapp 19. Auch bei dieser Variable konnte ein vermuteter Zusammenhang zwischen dem Makrophytenindex und der Summe der maximalen Quantitäten nicht statistisch abgesichert werden.

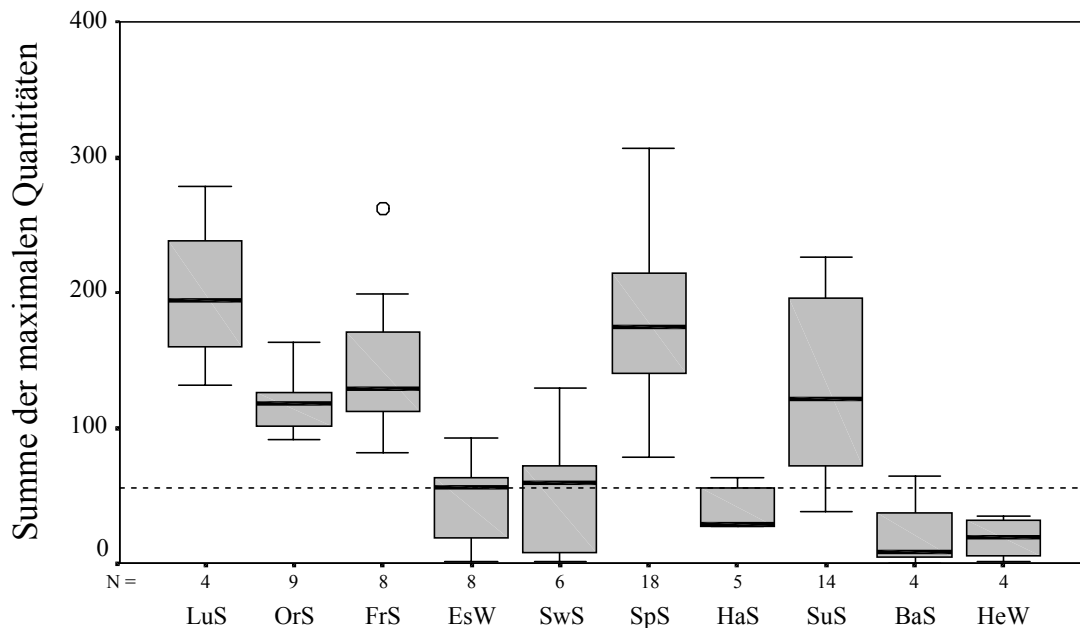


Abb. 4.16: Die Summe der maximalen Quantitäten der indikativen Taxa in jedem Abschnitt der untersuchten Gewässer (Grenzwert von 55 wird durch die gestrichelte Linie dargestellt)

#### 4.3.4. Taxalisten

An den zehn untersuchten Seen konnten in allen Tiefenstufen der 80 Abschnitte insgesamt 90 verschiedene Taxa bei den Kartierungen registriert werden. Nach der *“Taxaliste der Gewässerorganismen“* des BAYLFW (pers. Mitteilung) gehören davon 37 Taxa der submersen (S) Lebensform, 3 Taxa den Wasserschwernern (W), 1 Taxon den Wasserschwernern und emersen Lebensformen (WE), 29 Taxa den submersen und emersen (SE) Lebensformen, 12 Taxa den emersen (E) Lebensformen an. Weitere 8 Taxa gehören zu den terrestrischen (T) Lebensformen oder waren in der Taxaliste nicht erfaßt. In Tab. 4.2 werden die gefundenen Taxa in jedem Gewässer dargestellt. Dabei werden nur die Taxa der Lebensformen S, W und WE betrachtet, die alle gefundenen indikativen Taxa enthalten (vgl. Kapitel 3.6.4). Eine weiterführende detaillierte Beschreibung der einzelnen

Taxa mit ihren ökologischen Ansprüchen findet sich bei CASPER & KRAUSCH (1980, 1981) sowie BAYLFW (1998).

Tab. 4.2: Übersicht der gefundenen Makrophytentaxa in den einzelnen Seen. Mit angegeben sind die Lebensformen (submers (S), Wasserschwemer (W), Wasserschwemer und emers (WE)) sowie der Indikatorwert des Taxons

			LuS	OrS	FrS	EsW	SwS	SpS	HaS	SuS	BaS	HeW
Chara hispida (LINNAEUS) HARTMAN	S	1	X					X				
Utricularia stygia THOR	S	1	X									
Chara aspera DETHARDING EX WILLDENOW	S	1,5	X		X					X		
Chara intermedia BRAUN	S	1,5	X		X					X		
Utricularia minor LINNAEUS	S	1,5	X			X						
Chara delicatula AGARDH	S	2		X	X			X				
Chara tomentosa LINNAEUS	S	2	X									
Potamogeton alpinus BALBIS	S	2						X				
Chara contraria BRAUN EX KUETZING	S	2,5	X	X	X			X		X		
Chara fragilis DESVAUX	S	2,5	X					X	X	X	X	
Nitella opaca (BRUZELIUS) AGARDH	S	2,5		X				X				
Nitellopsis obtusa (DESVAUX) GROVES	S	2,5								X		
Potamogeton gramineus LINNAEUS	S	2,5				X						
Myriophyllum spicatum LINNAEUS	S	3			X				X			
Potamogeton filiformis PERSEON	S	3	X	X								
Potamogeton perfoliatus LINNAEUS	S	3						X				
Utricularia australis BROWN	S	3	X		X							
Myriophyllum verticillatum LINNAEUS	S	3,5	X									
Potamogeton berchtoldii FIEBER	S	3,5		X		X						
Potamogeton lucens LINNAEUS	S	3,5				X	X			X		
Potamogeton praelongus WULFEN	S	3,5			X							
Potamogeton pusillus LINNAEUS	S	3,5			X			X				
Potamogeton pectinatus LINNAEUS	S	4					X			X		X
Elodea canadensis RICHARD-MICHAUX	S	4,5						X		X		X
Potamogeton crispus LINNAEUS	S	4,5							X	X		
Ranunculus circinatus SIBTHORP	S	4,5						X	X			X
Ranunculus trichophyllus CHAIX	S	4,5		X		X		X				
Ceratophyllum demersum LINNAEUS	S	5								X		
Potamogeton mucronatus SCHRADER EX SONDER	S	5									X	
Potamogeton nodosus POIRET	S	5							X			
Zannichellia palustris LINNAEUS	S	5		X								
Fontinalis antipyretica HEDWIG	S		X	X		X	X	X	X	X		
Nitella flexilis (LINNAEUS) AGARDH	S							X				
Nitella mucronata (BRAUN) MIQUEL	S									X		
Potamogeton x nitens WEBER	S					X						
Stratiotes aloides LINNAEUS	S				X							
Tolypella glomerata (DESVAUX) LEONHARDI	S			X								
Potamogeton natans LINNAEUS	W	2,5	X		X	X	X					
Nuphar lutea (LINNAEUS) SMITH	W		X		X		X	X		X	X	
Nymphaea alba LINNAEUS	W		X		X		X			X	X	
Polygonum amphibium LINNAEUS	WE					X	X		X			X

### 4.3.5. Makrophytenindex

Bei der Auswertung des Makrophytenindex zeigte sich, daß auch hier die Vorbedingung erfüllt werden konnte, daß die Werte des Makrophytenindex über das gesamte Trophie- bzw. Belastungsgradspektrum vertreten sind (Abb. 4.17). Im Gegensatz zum Diatomeenindex sind die Daten nicht so einheitlich über die Spanne der sehr geringen bis zur sehr starken Belastung verteilt. Es sind jedoch alle Klassen vertreten. Die meisten der 80 Abschnitte wurden an Hand des Makrophytenindex mit der Belastungsstufe sehr gering (22 Abschnitte) bzw. sehr stark (19 Abschnitte) bewertet. Die Werte variieren zwischen 1,47 in einem Abschnitt des Lustsees bis zu dem maximal erreichbaren Wert von 5,00 in einem Abschnitt des Badsees. Dieser Wert am Badsee gilt als gesichert, wobei an den anderen drei Abschnitte der Makrophytenindex als nicht gesichert betrachtet werden muß. Ein *shrinking* (TER BRAAK & JUGGINS 1993) kann bei dem Datensatz dieser Untersuchung überwiegend nur im oligotrophen Bereich bei einer sehr geringen Belastung festgestellt werden, da hier viele indikative Taxa in hohen Pflanzenmengen registriert wurden. Durch die Armut an Taxa im Badsee aber auch im Herrenwieser Weiher ist zum Teil ein einziges indikatives Taxon für die Extremwerte des Makrophytenindex verantwortlich. Der Index kann deshalb in den meisten Fällen auch nicht als gesichert bewertet werden, da diese Taxa gleichzeitig in geringen Pflanzenmengen vorkommen.

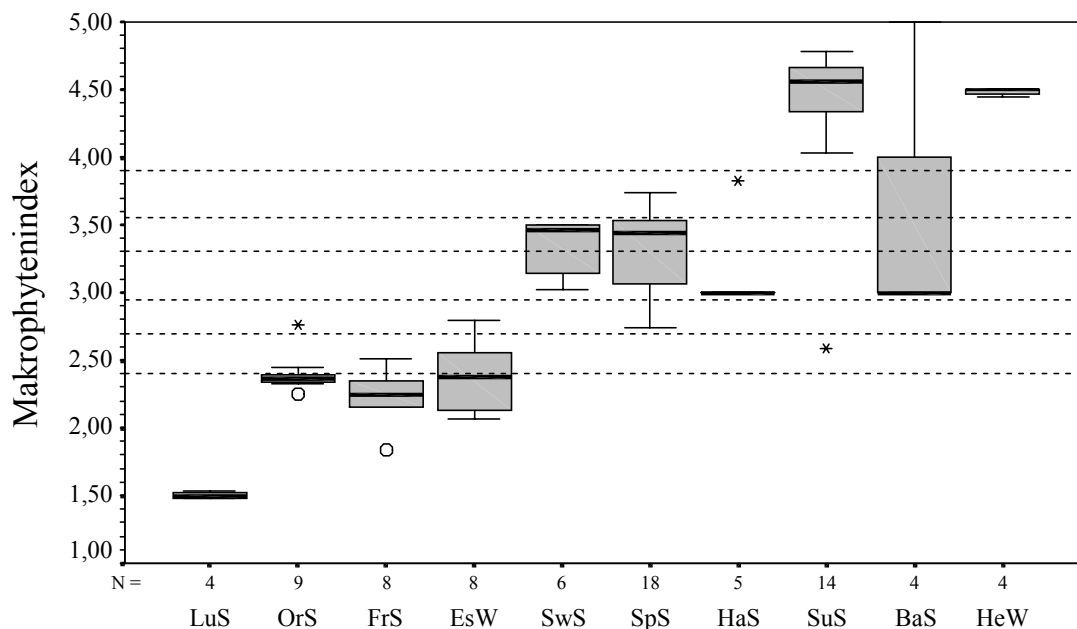


Abb. 4.17: Der Makrophytenindex für jeden Abschnitt der untersuchten Gewässer

Da der Makrophytenindex der Gesamterfassung der Nährstoffverhältnisse im Litoral dient, ist es in diesem Fall wichtig, den nach Abschnittslängen gewichteten mittleren



Makrophytenindex anstatt des Medians zu betrachten. Der mittlere Makrophytenindex liegt zwischen den *whiskers* der Boxplots, meistens sogar im Bereich der Box. Der Lustsee weist mit 1,50 den mit Abstand niedrigsten mittleren Makrophytenindex auf und wird daher als sehr gering belastet eingestuft. Die folgenden drei Seen zeichnen sich dadurch aus, daß viele Werte des Makrophytenindex genau an der Grenze zur geringen Belastungsstufe liegen. Der Ortwanger See wird mit 2,41 bereits in diese zweite Klasse eingestuft. Der Froschhauser See und der Eschacher Weiher mit 2,33 bzw. 2,29 liegen knapp unter dem Grenzwert und können somit wie der Lustsee als sehr gering belastet eingestuft werden. In der Gesamtbewertung der Seen wird keiner der Kleinseen in die Stufe der mäßigen Belastung eingestuft. Als mäßig-erheblich belastet gilt der Haarsee mit einem mittleren Makrophytenindex von 3,23. In vielen Abschnitten des Schwaigsees und des Spitzingsees deuten die Werte des Makrophytenindex auf eine mäßig-erhebliche Belastung hin. Die Seen werden aber bei der Gesamtbewertung mit den mittleren Makrophytenindexwerten von 3,32 bzw. 3,33 bereits durch die Klasse der erheblichen Belastung beschrieben. Die Klasse der starken Belastung wird bei der Betrachtung des mittleren Makrophytenindex durch keinen untersuchten See repräsentiert. Dafür wird die oberste Klasse der sehr starken Belastung sowohl vom Badsee mit einem Wert von 4,01, dem Sulzberger See mit einem mittleren Makrophytenindex von 4,48, als auch dem Herrenwieser Weiher mit einem Wert von 4,49 erreicht. Die Daten vom Badsee und Herrenwieser Weiher können jedoch nicht als gesichert betrachtet werden. Gerade im Herrenwieser Weiher waren in allen vier Abschnitten dieses planktondominierten Gewässers kaum Makrophyten anzutreffen. Dennoch liegen hier deutliche Hinweise vor, daß die Nährstoffbelastung der letzten Jahre sehr hoch war und ein dringender Bedarf für Sanierungsmaßnahmen notwendig ist.

Im Rahmen der Arbeit von SEELE et al. (1999) konnte gezeigt werden, daß der Makrophytenindex in aufeinander folgenden Jahren sehr stabil bleibt. Der Lustsee, der Froschhauser See, der Spitzingsee und der Sulzberger See wurden sowohl 1996 als auch 1997 kartiert. Dabei konnte ein signifikanter monotoner Zusammenhang nach Spearman zwischen den beiden Datensätzen festgestellt werden ( $r_{Sp} = 0,913$ ,  $p < 0,000$ ,  $n = 44$ ).

Die farbliche Darstellung der Indexwerte für das ganze Litoral der einzelnen Seen sind als Dateien im pdf-Format auf der CD-ROM vorhanden (vgl. Kapitel CD-ROM). Eine Abschnitt wird dabei durch den entsprechenden farblichen Index dargestellt.

#### 4.4. Diversität

Bei den Werten des Diversitätsindex der Diatomeenuntersuchungen wurden an den nur sehr gering belasteten Gewässern, d.h. dem Lustsee und dem Ortwanger See mit 2,57 bzw. 2,59 die höchsten mittleren Werte gefunden (Abb. 4.18). Der maximale Wert bei dieser Untersuchung wurde für eine Probe des Schwaigsee mit 3,07 ermittelt. Der Schwaigsee weist im Mittel auch sehr hohe Werte für den Diversitätsindex an den Probestellen auf (2,38). Der Spitzingsee hat in Bezug auf die Diversitätswerte eine hohe Variabilität vorzuweisen unter anderem den minimalen Wert von 0,38 für die Diatomeengesellschaft an einer Probestelle. Der kleinste mittlere Wert wird durch die Probestelle des Herrenwieser Weihers repräsentiert.

Es zeichnet sich der Trend ab, daß mit zunehmender Belastung der Gewässer die Diversität der Diatomeenproben abnimmt. Statistisch läßt sich dieser monotone Zusammenhang mit den Werten des Diatomeenindex nach Spearman signifikant absichern ( $r_{Sp} = -0,399$ ,  $p < 0,000$ ,  $n = 320$ ).

Die Werte des Diversitätsindex der Makrophytenabschnitte sind erwartungsgemäß deutlich niedriger, da der Wert sich aus wesentlich weniger Taxa zusammensetzt (vgl. Kapitel 3.6.4). Der maximale Wert wurde in einem Abschnitt des Spitzingsees mit 2,31 erreicht (Abb. 4.19). Dies ist in Anbetracht der maximal erreichbaren Diversität ein außergewöhnlich hoher Wert. Das Minimum lag bei 0, da sowohl im Eschacher Weiher, im Schwaigsee sowie im Herrenwieser Weiher Abschnitte auftraten, die nur ein Taxon aufwiesen. Völlig makrophytenfreie Abschnitte, d.h. keine Makrophyten der Lebensformen S, WE und W, gab es nicht. Lediglich in einigen Tiefenstufen konnten keine dieser Makrophyten gefunden werden. Die beiden Seen mit den extremen Habitaten im Sinne der Nährstoffbelastung (LuS, HeW) weisen auch die Grenzwerte der Mediane der Diversität auf. Die Makrophytengesellschaften in den Abschnitten des Lustsees erreichen einen mittleren Diversitätsindex von 2,01 wohingegen der Herrenwieser Weiher durch den minimalen Wert von 0,35 charakterisiert wird. Auch die Makrophytengesellschaften des Haarsees und des Badsees weisen mit Medianwerten von 0,76 bzw. 0,36 verhältnismäßig geringe Diversitäten auf. Die Werte für die übrigen Seen liegen zwischen 1,0 und 2,0. Die Mediane des Diversitätsindex liegen zwischen 1,23 (Eschacher Weiher) und 1,88 (Spitzingsee). Ein monotoner Zusammenhang in Bezug zum Makrophytenindex konnte statistisch nicht gesichert werden.

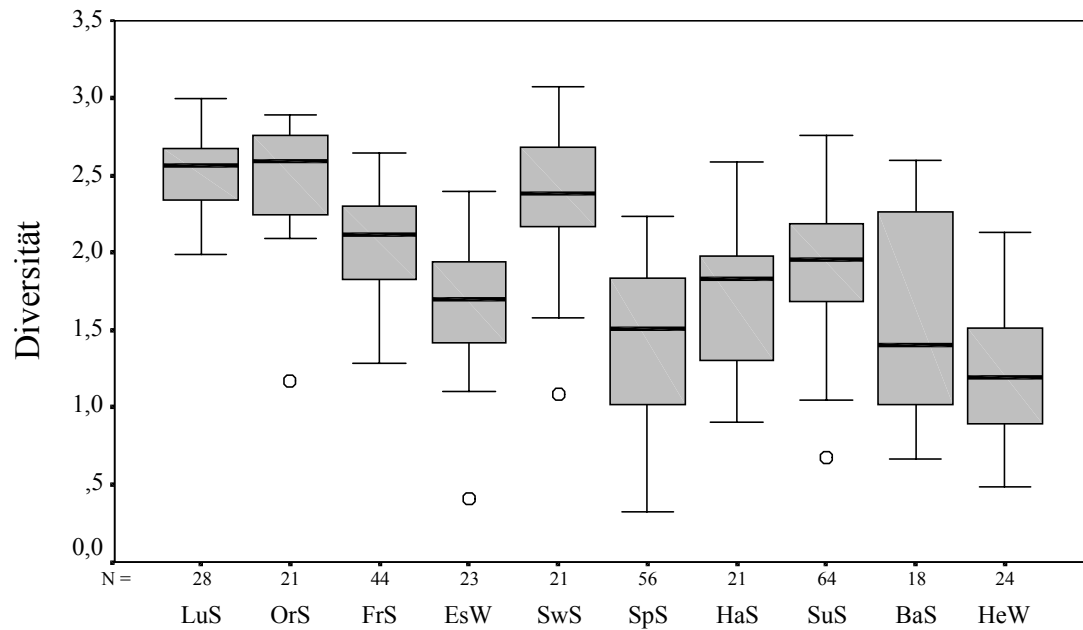


Abb. 4.18: Die Diversität der Diatomeengesellschaften an den Probestellen der untersuchten Gewässer

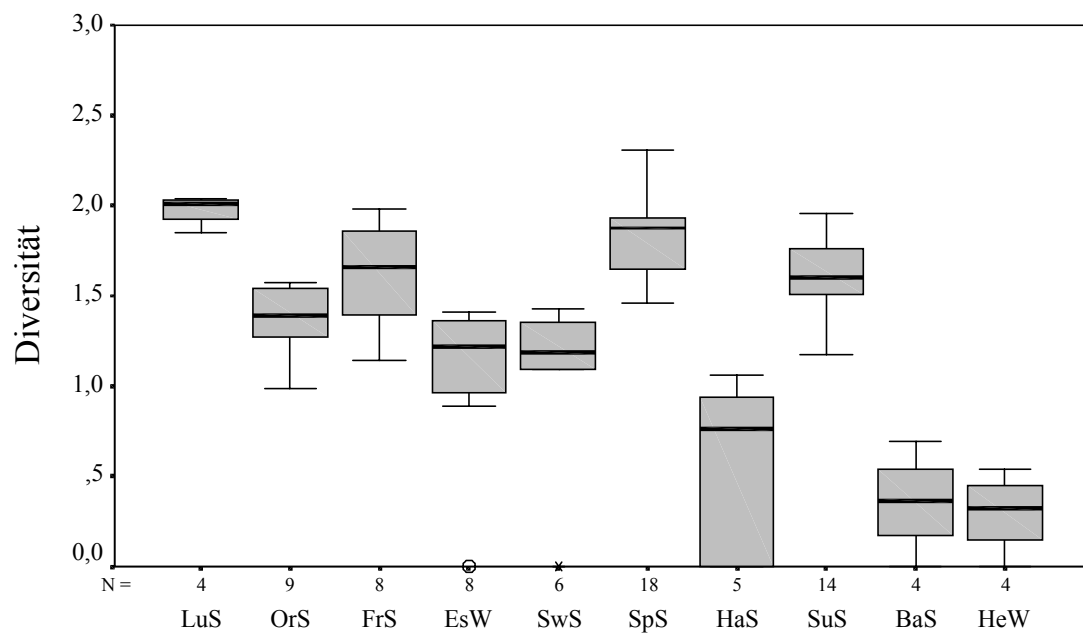


Abb. 4.19: Die Diversität der Makrophytengesellschaften in jedem Abschnitt der untersuchten Gewässer (berücksichtigt wurden die Taxa der Lebensformen S,W,WE)

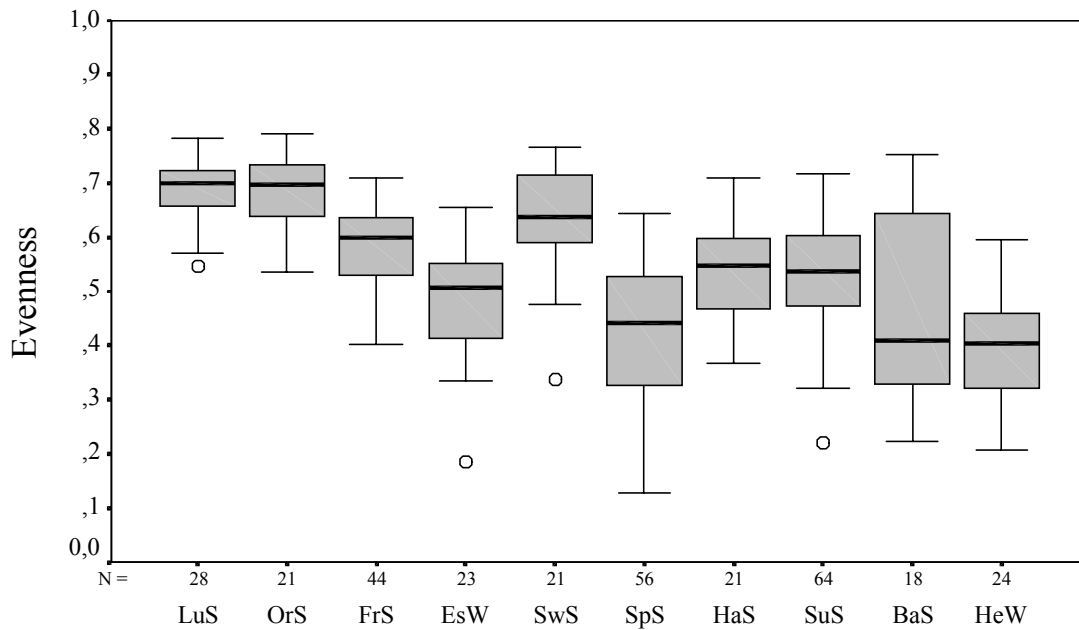


Abb. 4.20: Die Evenness der Diatomeengesellschaften an den Probestellen der untersuchten Gewässer

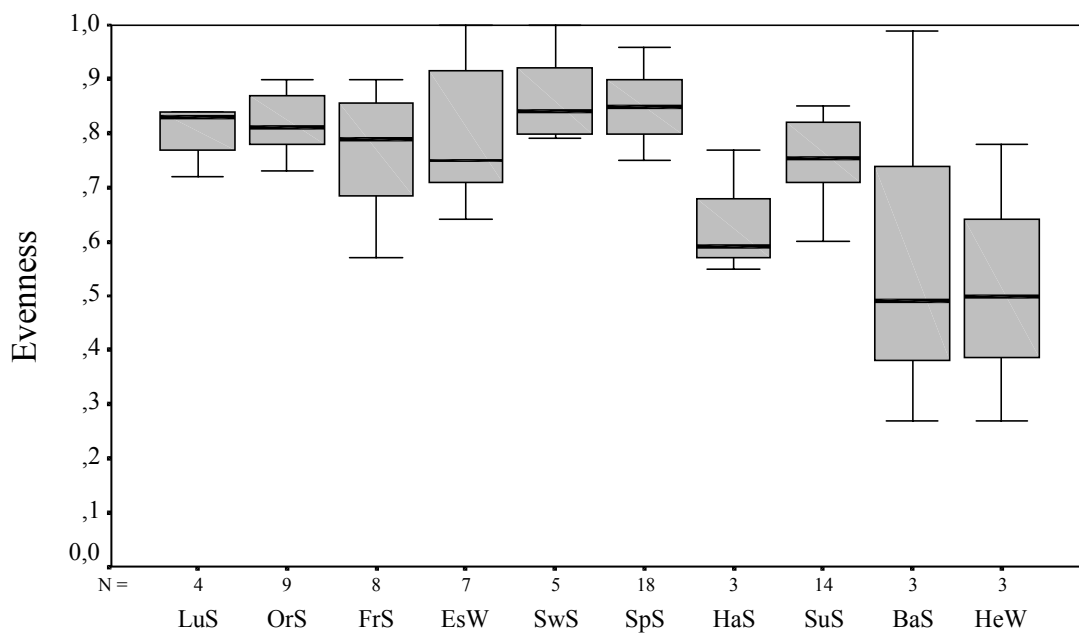


Abb. 4.21: Die Evenness der Makrophytengesellschaften in jedem Abschnitt der untersuchten Gewässer (berücksichtigt wurden die Taxa der Lebensformen S,W,WE)

#### 4.5. Evenness

Die Werte der Evenness zeigen bei den Diatomeengesellschaften einen ähnlichen Verlauf wie die Werte der Diversität. Die Taxazahlen in den Proben sind allgemein sehr hoch. Durch die Normierung der Diversitätswerte mit dem Logarithmus der Taxazahl wird daher kaum eine wesentlich neue Differenzierung der Proben erreicht. Der Vorteil bei der Betrachtung der Werte für die Evenness liegt jedoch ganz eindeutig in der Vergleichbarkeit zu anderen Untersuchungen oder eben auch anderen Gesellschaftsstrukturen. Die Daten der Evenness verteilen sich auf eine Spanne von 0,13 für eine Probestelle im Spitzingsee bis zu 0,79 für eine untersuchte Diatomeengesellschaft im Ortwanger See (Abb. 4.20). Bei Betrachtung der Mediane der Evenness wird durch die Gesellschaften am Lustsee mit 0,70 der höchste Wert erreicht, dicht gefolgt von den Proben des Ortwanger Sees mit einem Median der Evenness von knapp 0,70. Sowohl bei den Proben des Badsees als auch bei denjenigen des Herrenwieser Weihers werden wie bei der Diversität vergleichsweise niedrige Werte erreicht (0,41 bzw. 0,40). Der offensichtliche Trend, daß die Evenness der Diatomeengesellschaften mit steigender Nährstoffbelastung abnimmt, läßt sich durch den monotonen Zusammenhang nach Spearman zwischen der Evenness und dem Diatomeenindex statistisch absichern ( $r_{Sp} = -0,422$ ,  $p < 0,000$ ,  $n = 320$ ).

Die Makrophytengesellschaften eines Abschnittes weisen im Vergleich zu den Diatomeengesellschaften nur sehr wenige Taxa auf. Durch die Normierung der Diversitätswerte mit dem Logarithmus der Anzahl gefundener Taxa tritt daher eine deutliche Veränderung der Werte ein (Abb. 4.21). Da keine Berechnung der Evennesswerte für Abschnitte mit nur einem Taxon ( $H_s = 0$ ) möglich ist, liegt ein um sechs Abschnitte reduzierter Stichprobenumfang vor. Die Spanne der Evennesswerte reicht von 0,27 für jeweils einen Abschnitt am Badsee und am Herrenwieser Weiher bis zu dem maximal erreichbaren Wert von 1,0 für einen Abschnitt am Eschacher Weiher bzw. Spitzingsee. In diesen Bereichen liegen die zum Teil wenigen gefundenen Taxa in gleichen Abundanzen vor. Die meisten Seen weisen einen Medianwert der Evenness für die Abschnitte um 0,8 auf. Es kann daher eine sehr hohe Gleichverteilung der Taxa angenommen werden. Lediglich der Haarsee, der Badsee und der Herrenwieser Weiher werden in einigen Abschnitten durch Evennesswerte von 0,6 oder weniger charakterisiert. Ein monotoner Zusammenhang nach Spearman zwischen der Evenness der Makrophytengesellschaft sowie dem Makrophytenindex ist auch auf diesem Niveau nicht statistisch abzusichern. Auch ein Vergleich der Evennesswerte aus den Extrembereichen der gering belasteten Abschnitte sowie der stärker belasteten Abschnitten zeigte kein statistisch gesicherten Unterschied in dem Maße, daß bei stärker belasteten Abschnitten die Makrophytengesellschaften einer stärkeren Dominanzstruktur unterliegen und somit geringere Evennesswerte aufweisen.

#### 4.6. Bewertung des Einzugsgebietes

Durch die Anwendung des vorgestellten Bewertungssystems (vgl. Kapitel 3.5) wird das ermittelte hydrologische Einzugsgebiet in Rasterdaten von 1 m Kantenlänge zerlegt und das Austragspotential von anthropogen genutzten Flächen durch den beschriebenen Algorithmus bewertet. Diese Daten können anschließend an Hand der siebenstufigen Farbskala in Form einer Übersichtskarte dargestellt und als Werkzeug benutzt werden, um Maßnahmen und Handlungsanweisungen im jeweiligen Einzugsgebiet zu formulieren und Beziehungen zu den biologischen aber auch chemischen Verhältnissen im Litoral herzustellen. Die Darstellung dieser sehr komplexen Karten in gedruckter Form würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen und der Vermittlung der Informationen nicht gerecht werden. Daher wurden die entsprechenden Dateien in digitaler Form beigelegt. Die Karten des Austragspotentials befinden sich auf der CD-ROM in Form von pdf-Dateien. Zusätzlich können die Daten aus dem GIS durch Projekte im ArcExplorer 1.0 betrachtet und auch weiterführend ausgewertet werden.

Bei der Bewertung der Flächenstatistiken im Einzugsgebiet der Kleinseen ist eine Darstellung in Form von *Boxplots* nicht mehr sinnvoll, da es für jede erhobene Variable nur einen Wert pro See gibt. Es wird daher auf die Darstellung in Form von Dendrogrammen zurückgegriffen, um die Unterschiede zwischen den Seen in Bezug auf eine Variable oder die Kombination mehrerer Variablen darzustellen. Gleichzeitig werden die Seen den entsprechenden Clustern auf Grund des angewandten Algorithmus nach *Ward* (vgl. Kapitel 3.6.6) zugeordnet.

Wichtige Begleitparameter sind neben der Zustandsbewertung des Einzugsgebietes auch die räumlich Lage in dem Einzugsgebiet sowie die Größenverhältnisse zwischen dem Einzugsgebiet und der jeweiligen Seefläche. Die Verzahnung des Sees mit seinem Umland wird daher mit der Uferentwicklung angegeben und der Umgebungsfaktor beschreibt die Relation der beiden Flächen.

Der wesentliche Faktor, der den Eintrag aus diffusen Quellen der landwirtschaftlich genutzten Flächen beeinflusst, ist mit Sicherheit die Nutzung der Flächen selber. Die Erhebung der anderen Parameter wie Bodenart, Bodenfeuchte und die Hangneigung dienen als zusätzliche Parameter, durch deren Verrechnung eine bessere Näherung zwischen der Nutzung und des Austragspotentials für Nährstoffe aus der Fläche erreicht werden soll.

#### 4.6.1. Uferentwicklung und Umgebungsfaktor

Die Uferentwicklung und der Umgebungsfaktor sind zwei wichtige Kenngrößen, die einerseits die Verzahnung des Sees mit dem terrestrischen Umfeld und andererseits das Verhältnis der Fläche des Einzugsgebietes zu der Seefläche anzeigen (SCHWOERBEL 1999). Letzteres beeinflusst maßgeblich die Trophie eines Gewässers. Sofern von einer natürlichen Grundfracht ausgegangen werden kann, erhalten kleine Seen mit einem großen Einzugsgebiet deutlich mehr Nährstoffe pro Seevolumen, was sich wiederum in der Trophie des Gewässers widerspiegelt (LAMPERT & SOMMER 1993).

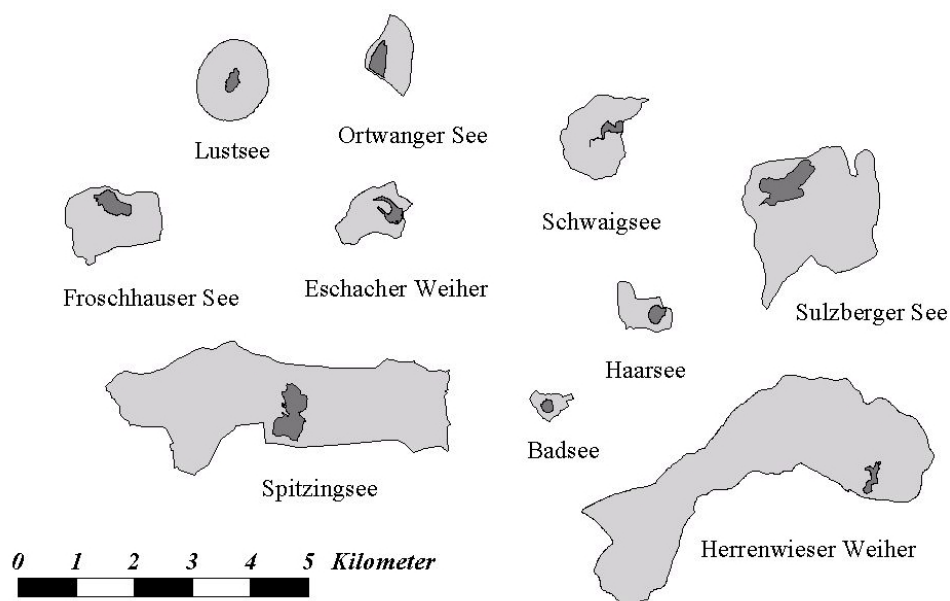


Abb. 4.22: Der Vergleich von Seegröße (dunkel) und Einzugsbietsfläche (hell) der zehn untersuchten Gewässer

Die Zahlen der Uferentwicklung als Maß für die Verzahnung eines Gewässers mit dem Umland sind im Rahmen dieser Arbeit sehr niedrig und schwanken zwischen 1,1 am Haarsee und Badsee bis 2,1 am Eschacher Weiher (Abb. 4.23). Die beiden ersten Gewässer bilden zusammen mit dem Ortwanger See, dem Froschhauser See und dem Lustsee einen untergeordneten Cluster mit einer Uferentwicklung von weniger als 1,5. Der Spitzingsee, der Sulzberger See sowie der Schwaigsee besitzen geringfügig höhere Werte und bilden mit dem Wert 1,6 einen weiteren Cluster. Diesen Seen stehen der Eschacher Weiher und Herrenwieser Weiher gegenüber, deren Werte bei 2,1 bzw. 2,0 liegen und daher einen eigenen Cluster bilden. Der Wert für die Uferentwicklung beruht auf dem Vergleich zum Kreisumfang und somit repräsentieren Werte von 1 Seen, die z.B. als Toteissee entstanden sind und daher eine fast kreisrunde Morphologie aufweisen.

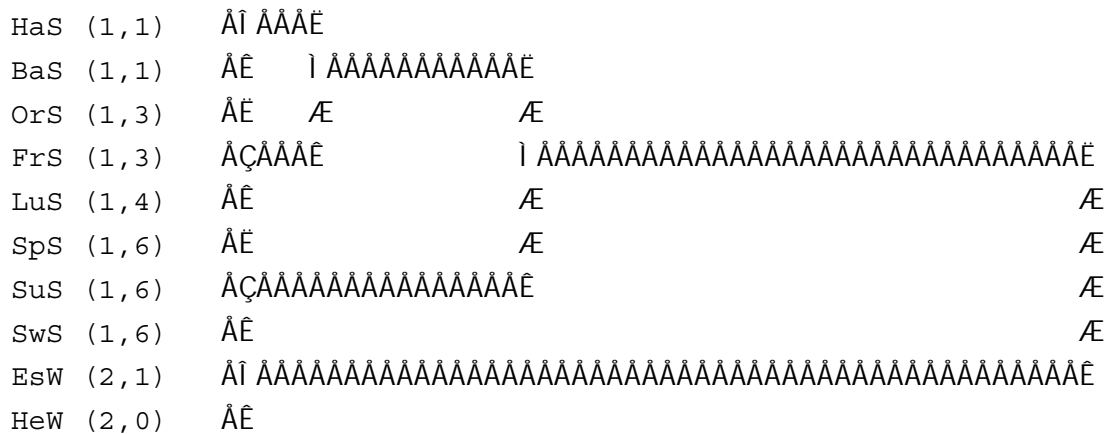


Abb. 4.23: Darstellung der Uferentwicklung (Werte in Klammern) von den untersuchten Gewässern in Form eines Dendrogrammes.

Bei der Bewertung der Umgebungsfaktoren, dem Verhältnis von der Einzugsgebietsfläche zur Seefläche, kristallisieren sich vier Cluster heraus (Abb. 4.24). Es sind dies zum einen die Seen, die einen Umgebungsfaktor von weniger als 8 haben. In diese Kategorie gehören der Ortwanger See, der Badsee und der Haarsee. Am Froschhauser See, am Eschacher Weiher und am Sulzberger Sees wurden Umgebungsfaktoren um 10 festgestellt. Deutlich höhere Werte zeigen der Lustsees, der Schwaigsees und der Spitzingsee, deren Umgebungsfaktoren knapp über 20 lagen. Der Wert des Herrenwieser Weihers ist mit 134 so hoch, daß hier von einem eigenen Cluster gesprochen werden muß. Um diesen hohen Wert im Dendrogramm darstellen zu können, wurden die Werte vor der Klassifizierung logarithmisch transformiert.

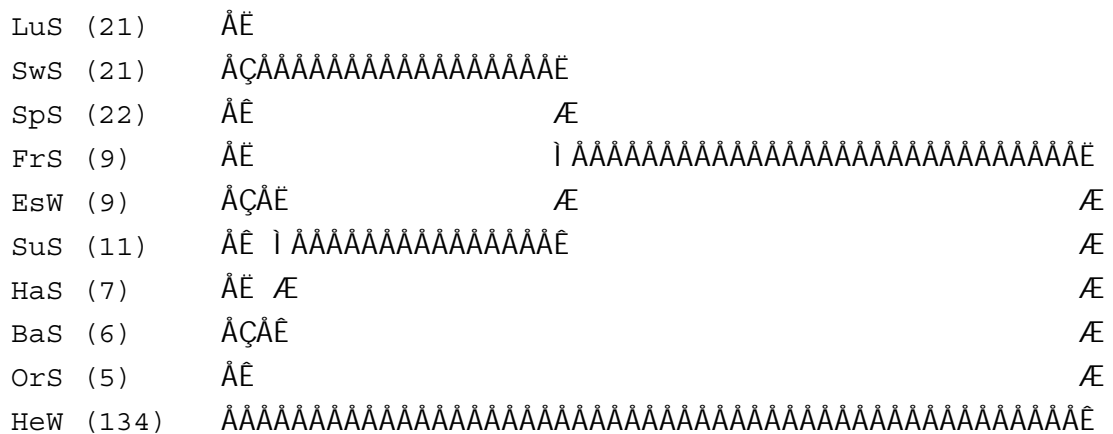


Abb. 4.24: Darstellung des Umgebungsfaktors (Werte in Klammern) von den untersuchten Gewässern in Form eines Dendrogrammes.



4.6.2. Nutzung

Die landwirtschaftliche Nutzung der Flächen ist sicherlich einer der Basisfaktoren bei der Bewertung der Einzugsgebiete, deren Einfluß auf das Gewässer bei der Bewertung durch die Verrechnung mit anderen Faktoren verstärkt oder abgeschwächt wird. Durch die Bildung eines hierarchischen Clusters über die verschiedenen Nutzungsstufen von 1 bis 6 (vgl. Tab. 3.6), lassen sich die zehn Kleinseen in die folgenden drei großen Gruppen unterteilen. Die erste Gruppe vereint den Lustsee, den Eschacher Weiher und den Spitzingsee (Abb. 4.25). Sie zeichnet sich dadurch aus, daß in den Einzugsgebieten der Seen mindestens 50 % der Flächen aus Wald oder Ödland bestehen und weniger als 20 % als intensiv genutzte Flächen in Form von Wiesen oder Weiden vorliegen. Am Lustsee wurden keine Flächen als intensiv genutzt eingestuft und am Spitzingsee lag der Anteil unter 5 %. Die zweite Gruppe wird vom Badsee und vom Herrenwieser Weiher gebildet. Gut 80 % der Flächen im Einzugsgebiet dieser Seen sind durch intensive landwirtschaftliche Nutzung gekennzeichnet, wobei mehr als 55 % als intensive Wiesen genutzt werden. Die dritte Gruppe wird von den restlichen fünf Seen, dem Ortwanger See, dem Froschhauser See, dem Sulzberger See, dem Schwaigsee und dem Haarsee, gebildet und weist ebenfalls sehr hohe Werte in Bezug auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung der Flächen auf. Am Ortwanger See, dem Froschhauser See und dem Sulzberger See werden mehr als 55 % des Einzugsgebietes als intensive Weiden genutzt. Der Schwaigsee und der Haarsee sind von deutlich weniger intensiv genutzten Weiden umgeben. Einen größeren Anteil an Wald und Ödlandflächen liegt im Einzugsgebiet des Haarsees.

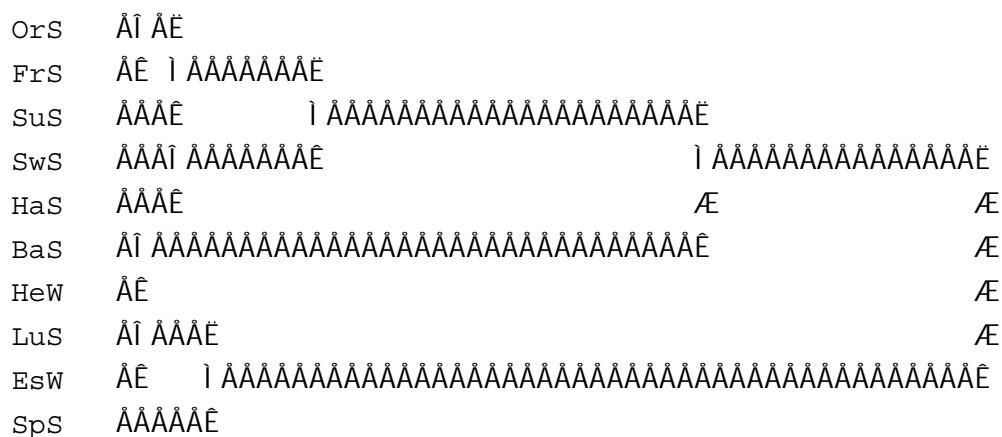


Abb. 4.25: Dendrogramm der Clusterbildung der verschiedenen Nutzungsstufen von den untersuchten Einzugsgebieten der Gewässern.

### 4.6.3. Austragspotential

Bei der Berechnung des Austragspotentials wurden nach Abb. 3.3 mehrere Kriterien berücksichtigt und zusätzlich wurden die Flächenwerte um einen bzw. zwei Werte herabgestuft, wenn die Fläche mehr als 150 m bzw. 300 m von dem Gewässer oder einer seiner Zuflüsse entfernt lagen. Dabei wird davon ausgegangen, daß vor allem der aus gewässerökologischer Sicht besonders kritische Nährstoff Phosphor in diesen Fällen durch Versickerung bzw. eine längere Bodenpassage größtenteils adsorbiert oder aufgenommen wird.

Auch bei dieser Auswertung der sieben Austragsstufen lassen sich nach der Clusterbildung eindeutig mehrere Gruppen unterscheiden. Die erste große Gruppe wird vom Lustsee, vom Eschacher Weiher, vom Spitzingsee sowie vom Haarsee gebildet (Abb. 4.26).

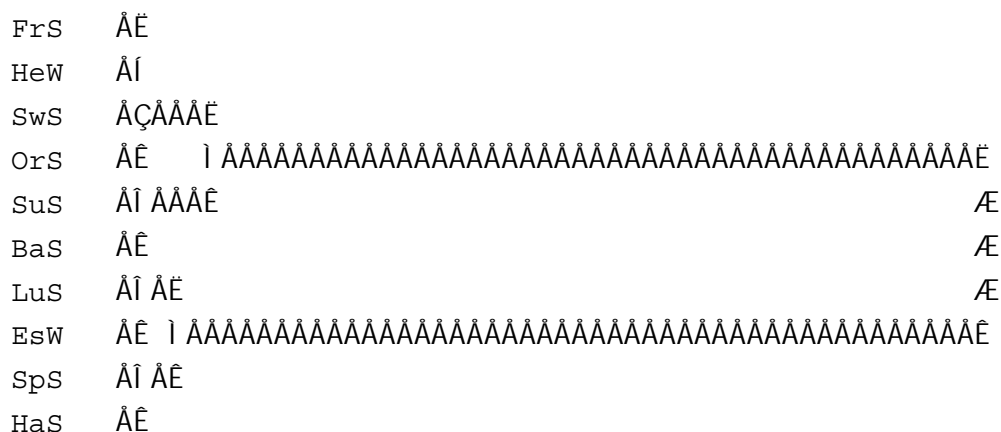


Abb. 4.26: Dendrogramm der Clusterbildung der verschiedenen Austragspotentialstufen von den untersuchten Einzugsgebieten der Gewässern.

Da sich diese Seen wie bereits erwähnt bei der Nutzung durch einen hohen Anteil an Wald und Ödlandflächen ausgezeichnet haben, vertreten sie die Gruppe mit dem größten Anteil an Flächen, die ein sehr geringes Austragspotential aufweisen. Der Wert liegt bei den vier Seen über 55 % und zusammen mit der Stufe des geringen Austragspotentials werden am Lustsee und am Eschacher Weiher sogar Werte von über 70 % der Gesamtfläche erreicht. Der Flächenanteil mit einem mäßig-erheblichen oder höheren Austragspotential liegt bei den vier Seen unter 21 %. Nur der Ortwanger See weist ähnlich niedrige Werte auf, wird aber auf Grund des geringen Anteils von Flächen mit sehr geringem oder geringem Austragspotential den anderen Seen zugeordnet. Die zweite große Gruppe wird somit von den restlichen sechs Seen, dem Ortwanger See, dem Schwaigsee, dem Froschhauser See, dem Herrenwieser Weiher, dem Sulzberger See und dem Badsee, gebildet. Der Ortwanger See und der Schwaigsee haben in ihren Einzugsgebieten weniger als 40 % Flächen mit

einem mäßig-erheblichen oder höheren Austragspotential. Am Sulzberger See und dem Badsee sind die Anteile mit mäßigem und mäßig-erheblichen Austragspotential mit über 50% besonders hoch, worauf die Abgliederung dieser Gruppe basiert. Der Froschhauser See und der Herrenwieser Weiher nehmen dabei eine Zwischenstellung ein.

## 5. DISKUSSION

Das Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es, durch die Kombination von verschiedenen Methoden den Zustand der Nährstoffbelastung in den ausgewählten Gewässern zu erfassen und zu bewerten. Da für die Alpenrandseen ähnlicher Genese und Typologie bereits etablierte und häufig verwendete Bewertungsmethoden der Gewässerqualität bestehen, war ein wesentlicher Aspekt die Optimierung dieser existierenden Methoden. Dadurch ist eine Bewertung bereits erhobener Daten nach neuen Erkenntnissen möglich. Durch die Abstimmung der unterschiedlichen Bewertungsverfahren aufeinander und der damit gewonnenen Aussagekraft wurde ein Prognosemodell für die Belastung der Gewässer mit Nährstoffen erarbeitet. Zusätzlich wurde ein Modell zur Bewertung des Einflusses des Umlandes auf die Gewässerqualität entwickelt. Basierend darauf können nun gezielt entsprechende wasserwirtschaftliche Maßnahmen diskutiert bzw. Vorschläge für Änderungen in der landwirtschaftlichen Nutzung des Einzugsgebietes erörtert werden.

### 5.1. Untersuchungsmethoden

Welche Methoden zur Bewertung eines Sees am geeignetsten sind und unter welchen Gesichtspunkten auch sinnvoll angewendet werden können, war eine grundlegende Frage dieser Erhebungen. Im Hinblick auf die gerade vor der Verabschiedung stehende Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (BLÖCH 1998) sollte ein Schwerpunkt auf die Bewertung des ökologischen Zustandes vor allem aus Sicht der Biologie gesetzt werden. Aber auch der physikalisch-chemische Zustand ist bei der Beurteilung von Relevanz und muß daher stets parallel mit betrachtet werden. Die Untersuchungen fanden an Kleinseen unterschiedlicher Trophie von oligotroph bis eutroph statt. Durch die Auswahl von unterschiedlich belasteten Seen, wurde das gesamte Trophiespektrum abgedeckt, so daß die angewandte Methodik später ohne Einschränkung auf weitere Seen übertragen werden kann. In folgenden wird auf die drei Schwerpunkte Diatomeen, Makrophyten und das Einzugsgebiet eingegangen, wobei eine Interpretation im Zusammenhang mit den Daten der Wasseranalytik vorgenommen wird.

#### 5.1.1. Diatomeen

Die Bestimmung des Diatomeenindex über die Taxazusammensetzung der periphytischen Diatomeengesellschaften ist eine inzwischen sehr gebräuchliche Methode

in der Gewässerforschung und Seenüberwachung (BAYLFW 1992, HOFMANN 1994, SCHÖNFELDER 1997, RAEDER & SCHRANZ 1998, SEELE et al. 1999). Bei der Frage nach der Wahl des Substrates für den zu untersuchenden Aufwuchs spielten verschiedene Faktoren eine Rolle. Ziel war es, neben den räumlichen Unterschieden im Litoral auch eine zeitliche Auflösung über die Vegetationsperiode zu erhalten. Gerade um den letzten Punkt ausreichend beantworten zu können, mußte ein Substrat gewählt werden, daß diese zeitlich normierten Abstände widerspiegeln kann. Glasobjektträger sind in der Diatomeenforschung die am häufigsten genutzten Kunstsubstrate (vgl. HOFMANN 1994). Sie haben den Vorteil der standardisierten Fläche und einer biologisch praktisch inerten Oberfläche. Der Nachteil für Untersuchungen mit diesem Substrat lag an der Art der Exposition. Die Objektträger hätten auf Gestelle montiert werden müssen, die im bzw. auf dem Sediment exponiert worden wären. Zu den ausgewählten Seen gehörten jedoch auch touristisch sehr stark genutzte Seen, in denen mit einer zufälligen oder mutwilligen Zerstörung der Exponate gerechnet werden mußte. Außerdem hätte das Ausbringen von Glas im Litoral eine nicht unerhebliche Verletzungsgefahr dargestellt, die bei den zuständigen Behörden berechtigte Kritik hervorgebracht hat. Auch Steine als Substrat für epilithischen Bewuchs kamen wegen des unterschiedlich harten bzw. weichen Sediments im Litoral nicht in Frage.

Als ideales Kunstsubstrat erwiesen sich Pflanzstangen. Durch die gute Übereinstimmung der Diatomeengesellschaften dieses Kunstsubstrates mit dem Aufwuchs auf Schilfhalmen (URBACH 1993) konnten durch deren Verwendung annähernd natürliche Zustände geschaffen werden. Bei der Auswahl der Probestellen im Frühjahr mußte auch darauf geachtet werden, daß die Stangen nicht zu dicht an die Ufervegetation gestellt wurden, da sich zum Beispiel das Schachtelhalmröhrchicht am Spitzingsee im Zuge der Vegetationsperiode einige Meter in den See hinaus ausgebreitet hat. Je mehr Nährstoffe im See vorhanden waren, desto stärker und schneller siedelte sich der Bewuchs auf den Stangen an. Da die Sicht durch Phytoplanktonentwicklung oder durch Schwebstoffe während der Untersuchungen teilweise deutlich abnahm mußte eine geeignete Markierung der Stangen erfolgen.

In den wenigen Fällen, in denen keine Pflanzstangen mehr gefunden werden konnten, wurde auf pflanzliches Material, sofern möglich auf Schilfhalme zurückgegriffen (vgl. Kapitel 3.2.1). Proben von Steinen wurden nicht gewonnen, so daß auch keine Korrektur des Trophieindex nach HOFMANN (1994) für epilithische Proben vorgenommen werden mußte.

Bezüglich des anzuwendenden Indikationssystems bestand das primäre Ziel dieser Arbeit darin, die bestehenden Indexklassen so aufzugliedern, daß eine Vergleichbarkeit der

Indexklassen zwischen dem Diatomeenindex und dem Makrophytenindex möglich wird. Die Frage nach der Reproduzierbarkeit des Diatomeenindex in Abhängigkeit der indikativen Taxa und deren Abundanz trat dabei in den Vordergrund und muß an dieser Stelle näher diskutiert werden.

Bereits HOFMANN (1994) erörtert diese Problematik in ihrer Arbeit. Bei ihren Untersuchungen lag das Verhältnis zwischen der Anzahl der indikativen Taxa und der Anzahl der toleranten Taxa aus den sechs Valenzgruppen deutlich höher als bei dieser Untersuchung. Bei diesen Werten wurde jedoch nicht die Anzahl der Gesamttaxa berücksichtigt. Nach der aktuellen Liste der eingestuften Taxa (HOFMANN 1999) ist jedoch eine zunehmende Anzahl von nicht indizierenden Taxa zu berücksichtigen, die nicht in eine der sechs Valenzgruppen eingestuft sind. Wird dieser Anteil an Taxa mit in Betracht gezogen, dann liegen die ermittelten Werte deutlich niedriger als bei HOFMANN (1994).

Werden bei den Diatomeengesellschaften zusätzlich noch die Abundanzwerte berücksichtigt, so zeigen die Ergebnisse dieser vorliegenden Arbeit, daß zum Teil nur sehr wenige Schalen von indikativen Taxa für einzelne Proben vorliegen. Ein Grund dafür kann in der Verwendung von Kunstsubstraten liegen, da diese bei der Besiedlung einer raschen Sukzession unterliegen und opportunistische, dominante Taxa, wie *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* und *Cymbella microcephala*, besonders gefördert werden. Diese beiden Taxa kommen aber auch auf natürlichen Substraten in hohen Abundanzen und mit hoher Stetigkeit vor. So konnte SCHOLZE (1999) bei 48 überwiegend epilithischen Proben aus dem Chiemsee eine Stetigkeit von 100 % für beide Taxa feststellen. *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* konnte mit einer mittleren Abundanz von 44 % und maximalen Abundanzen von 85 % registriert werden. *Cymbella microcephala* trat im Median mit 13 % Abundanz auf und erreichte somit den zweithöchsten Wert dieser Untersuchung. Trotz der hohen Präsenz dieser beiden nicht indizierenden Taxa konnten bei den Untersuchungen am Chiemsee 46 Probestellen nach der im folgenden beschriebenen Methode von SEELE et al. (1999) als gesichert betrachtet werden.

HOFMANN (1994, 1999) schlägt vor, mindestens zehn indikative Taxa als Kriterium zur Sicherung des Indexes heranzuziehen. Nach ausführlicher Diskussion mit den Fachkollegen wird eine Änderung dieses Richtwertes zur Absicherung des Diatomeenindex vorgenommen (SEELE & RAEDER 1999). Die Anzahl der indikativen Taxa sollte nicht allein ausschlaggebend sein, da bei der Auswertung von deutlich mehr als 400 Schalen eines Kieselalgenpräparates auch die Wahrscheinlichkeit steigt, die Grenze von zehn indikativen Taxa zu überschreiten. Ein theoretischer Grenzfall läge vor, wenn die zehn zur Sicherung des Diatomeenindex geforderten indikativen Taxa jeweils nur mit einer Schale vertreten wären. In diesem Fall würden diese zehn Taxa bei 400 bestimmten

Schalen eine Abundanz von nur 2,5 % erreichen. Bei den vorliegenden Untersuchungen konnte auch bei einer sehr niedrigen Anzahl indikativer Taxa, die sich zum Beispiel bei den Frühjahrsuntersuchungen am Sulzberger See auf nur 8 bis 17 Taxa belief, noch signifikante Unterschiede zwischen den ermittelten Indexwerten gefunden werden. Es ist daher sinnvoll, die Anzahl der zur Sicherung des Diatomeenindex notwendigen indikativen Taxa herabzusetzen. Es werden fünf indikativen Taxa vorgeschlagen. Eine geringere Anzahl der Taxa wird nicht für sinnvoll erachtet, da im Falle einer falschen taxonomischen Zuordnung der wenigen indikativen Taxa somit ein gerichteter Fehler entstehen würde. Bei der Verrechnung mehrerer Taxa ist auch bei einer fehlerhaften taxonomischen Zuordnung gewährleistet, daß der gerichtete Fehler minimiert wird.

Zusätzlich sollten die indikativen Taxa, die zur Berechnung des Diatomeenindex verwendet werden, eine definierte Abundanzsumme nicht unterschreiten. Nach Gl. 3.2 ist die Variabilität des Diatomeenindex über die Taxazahl, die Abundanz der Taxa sowie die Verteilung deren Lokationswerte und Gewichtungen gesteuert. Durch intensive Diskussionen über dieses Grenzwertproblem von Indikationssystemen mit einem Statistiker des Institutes für Biomathematik und Biostatistik der GSF in Neuherberg (WELZL pers. Mitt.) kristallisierte sich heraus, daß eine Definition der Absicherung der Genauigkeit des Diatomeenindex auf Grund seiner Komplexität sehr schwer ist und nur bedingt stattfinden sollte. So besteht die Gefahr, durch einen Grenzwert einen systematischen Fehler zu erzeugen. Als Beispiel soll hier die Problematik bei wenigen indikativen Taxa, wie sie vor allem in eutrophen Habitaten auftritt, genannt werden. In solchen Grenzfällen ist eine Indizierung oft nicht mehr möglich, d.h. der Index wird bei diesen Nährstoffverhältnissen nicht mehr abgebildet (WELZL, pers. Mitt.). Unter Berücksichtigung der erwähnten komplexen Zusammenhänge wird daher neu definiert, daß die Summe der Abundanzen von den fünf indikativen Taxa mindestens 5 % betragen muß. Somit ist gewährleistet, daß bei 400 bestimmten Schalenhälften die Indexsicherung nicht ausschließlich auf Einzelfunden basiert. In jedem Fall sollen auch die nicht gesicherten Werte kritisch betrachtet und bewertet werden, denn obwohl wenige indikative Taxa vorhanden sind, können diese zusätzliche Informationen über die trophischen Verhältnisse an der Probestelle beinhalten.

Durch den Vergleich der Kieselalgenesellschaften benachbarter Probestellen eines Sees an Hand des Similaritätsindex nach STANDER (1970) konnte die Annahme bestätigt werden, daß die Wahl des Abstandes der Probestellen im Litoral klein genug war, um die räumliche Auflösung der Nährstoffbelastung in den Kleinseen zu gewährleisten (EHRENTREICH 1999, SEELE et al. 1999, VOGEL 1999). Bis auf einzelne Ausnahmen konnte gezeigt werden, daß sich die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften von nebeneinander liegenden Probenahmestellen relativ ähnlich waren. Gleichzeitig nahm die

Ähnlichkeit zu weiter entfernt exponierten Probestellen stark ab. Neben dem räumlichen Abstand der Probestellen wurde auch der zeitliche Abstand günstig gewählt, denn auch die Kieselalgenassoziationen an einer Probestelle an zeitlich aufeinander folgenden Terminen waren bei diesen Untersuchungen einander sehr ähnlich (SEELE et al. 1999). Die benthischen Diatomeen des Lustsees scheinen eine stärkere saisonale Dynamik zu besitzen, doch auch hier waren noch hohe Ähnlichkeiten zwischen den Gesellschaften zu verzeichnen.

Auch bei RAEDER & SCHRANZ (1998) sowie SCHOLZE (1999) konnte zwischen den benachbarten Probestellen des Hopfensees bzw. Chiemsees überwiegend hohe Werte des Similaritätsindex ermittelt werden. Allein in den strukturell stark heterogenen Bereich der Hauptzuflüsse sind die Werte zwischen benachbarten Probestellen an den beiden Seen geringer.

### 5.1.2. Makrophyten

Auch die Methode der Makrophytenerhebung sowie die Berechnung des Makrophytenindex soll an dieser Stelle kritisch diskutiert werden. Ein wesentlicher Aspekt ist mit Sicherheit der Zeitpunkt der Erhebung. Bereits MELZER (1988) wies darauf hin, daß die Kartierung der Wasserpflanzen in der Hauptvegetationszeit im Juli bzw. August erfolgen sollte. Aus organisatorischen Gründen konnte die Makrophytenkartierung von 1996 nur in der ersten und zweiten Augustwoche stattfinden. Der Schwerpunkt aller Untersuchungen lag im Jahr 1996 bei der Erhebung der Daten am Froschhauser See und am Spitzingsee, während im Folgejahr 1997 der Lustsee und der Sulzberger See untersucht wurden. Trotzdem wurden die Makrophytenkartierungen auch an den beiden letztgenannten Seen bereits 1996 erstmals durchgeführt, damit die Diatomeenuntersuchungen im folgenden Jahr jeweils in den festgelegten Uferabschnitten des Makrophytenindex stattfinden konnten. Somit wurde eine hohe Parallelisierung der verschiedenen räumlichen Daten im Litoral der Seen erreicht.

Um eventuelle Unterschiede durch verschiedene Mannschaften bei der Kartierung der Makrophyten oder durch die unterschiedlichen Zeitpunkte der Erhebungen im Jahr ausschließen zu können, wurden alle vier Kartierungen im Juli 1997 wiederholt. Dabei waren durch einen späten Beginn der Vegetationsphase im zweiten Untersuchungsjahr und durch den vier Wochen früheren Zeitpunkt der Kartierung deutliche Unterschiede in der Biomasse der Vegetation zu erkennen. Es zeigte sich, daß der Makrophytenindex gegenüber der unterschiedlichen Bewuchsstärke des Litorals sehr robust ist. Der Vergleich der entsprechenden Makrophytenindexwerte von 1996 und 1997 zeigt für alle untersuchten Seen eine signifikante Korrelation nach Spearman mit  $r_{sp} = 0,913$  ( $n = 44$ ,  $p < 0,000$ ).



In wenigen Einzelfällen weicht der ermittelte Makrophytenindex an einem Uferabschnitt mehr als 0,5 Einheiten gegenüber demjenigen des Vorjahreswertes ab. Dies ist zum Beispiel am Sulzberger See auf das Vorkommen eines einzigen Taxons zurückzuführen. *Chara aspera* kann zum einen bei der Vorjahreskartierung am Sulzberger See übersehen worden sein, da sie sehr kleinwüchsig im Lockersediment vorkommt oder aber weil ihre Vitalität 1997 deutlich besser war. Die jungen frisch durch das Sediment gewachsenen Pflanzen waren deshalb möglicherweise besser zu erkennen als im Vorjahr. Eine weitere Möglichkeit könnte eine vermehrte Entwicklung aus im Sediment lagernden Oosporen sein.

### 5.1.3. Kombination von Diatomeen- und Makrophytenindex

Bei der Kombination der beiden Indikationssysteme stellte sich zu Beginn der Untersuchungen die Frage nach einheitlichen Bewertungskategorien. Eine Erweiterung der jeweils bestehenden Systeme auf mehr Klassen oder auch eine Reduzierung der Klassenweiten mußte gut begründet und praktikabel sein. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht besteht die dringende Notwendigkeit die Nährstoffbelastung der Seen durch gezielte Handlungsanweisungen für das jeweilige Gewässer bzw. dessen hydrologisches Einzugsgebiet zu minimieren. Die vorliegende Arbeit soll eine neue Basis darstellen, um die Bewertung bzw. Klassifizierung der Gewässer zu optimieren und daraus Maßnahmen in Form von Sanierungen oder von Restaurierungen abzuleiten. Gleichzeitig wird durch das Bewertungsmodell die Möglichkeit gegeben, den Erfolg der Maßnahmen in den Folgejahren gezielt zu überprüfen.

Diese Möglichkeit ist durch die Kombination des Diatomeen- und des Makrophytenindex gegeben. Mit dem Indikationssystem basierend auf den Kieselalgenengesellschaften erfolgt die Beschreibung des aktuellen Gewässerzustandes und mit dem Indikationssystem beruhend auf den Makrophytengesellschaften kann der Gewässerzustand der letzten Jahre beschrieben werden. Der Vergleich der parallel angewandten Bewertungsansätze ermöglicht erstmals die Beurteilung, ob sich die Gewässerqualität in einem Bereich oder für den ganzen See ändert und in welche Richtung diese Veränderung erfolgt. Die bereits bestehenden Indikationssysteme wurden von HOFMANN (1994) und von MELZER (1988) an Hand der Untersuchung von oligo- bis eutrophen Alpenrandseen ähnlicher Genese und Typologie aufgestellt. Der Schwerpunkt ihrer Untersuchungen lag dabei im meso- bis eutrophen Bereich, da sich die meisten Gewässer in diesem Zustand befanden. Es sollte durch die Kombination der Methoden eine Unterscheidung gerade in diesem kritischen und wasserwirtschaftlich relevanten Bereich gewährleistet sein. Daher wird bei der Bildung der für beide Systeme geltenden

Bewertungsklassen die Klassenweite bei geringer Trophie kleiner und bei höherer Trophie größer gewählt, um eine feine Differenzierung in den sensiblen Bereichen zu erreichen und um der nicht linearen Beziehung zwischen Trophie und TP-Gehalt gerecht zu werden.

In Anlehnung an das Saprobiensystem wird der gelbgrünen Farbe die niedrigste Prioritätsstufe zur Sanierung des Gewässers zugeordnet. Analog zum Landesentwicklungsprogramm dient der dunkelgrüne Zustand als Vorgabe des zu erreichenden Zustandes für die Gewässer (vgl. BAUER & KLOS 1992). Das Erreichen dieses Zielzustandes ist analog zu dem Zielzustand der "*guten Wasserqualität*" nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EUROPÄISCHE UNION 1998) zu sehen. Mit steigender Dringlichkeit für einen Eingriff ändert sich der Farbwert bei der in dieser Arbeit entwickelten Einteilung für die beiden Indikationssysteme von gelb über orange nach rot. In jedem Fall müssen die seespezifischen Gegebenheiten berücksichtigt und in die Bewertung mit einbezogen werden. Es können durchaus natürlich mesotrophe Seen in der Landschaft vorkommen, so daß in einem solchen Fall eine Sanierung oder Restaurierung mit dem Ziel einer Reoligotrophierung wenig sinnvoll wäre und keinen Erfolg zeigen würde.

### 5.1.4. Einzugsgebiet

Bei der Bewertung des hydrologischen Einzugsgebietes respektive des Umlandes mußte eine Vielzahl von Faktoren bei der Modellerstellung berücksichtigt werden. Zunächst mußte die Fragestellung und die gewünschte Aussagekraft klar definiert werden. Der Schwerpunkt der vorliegenden Studie lag im Bereich der aquatischen Ökologie und in diesem Rahmen hauptsächlich bei der Bewertung der Gewässerqualität an Hand der Nährstoffbelastung im Litoral. Mit den Ergebnissen der Diatomeenuntersuchungen sowie der Makrophytenerhebungen findet eine Beurteilung der Seen statt. Gleichzeitig soll der Einfluß des Umlandes und hier speziell des Einzugsgebietes auf die Gewässerqualität des jeweiligen Sees beschrieben werden. Es war die Absicht vor allem durch die Erhebung der Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen, den diffusen Nährstoffeintrag in die Gewässer qualitativ abzuschätzen. Dazu war eine Kartierung der Nutzung in den jeweiligen Einzugsgebieten der Seen notwendig. Auf die Problematik der Abgrenzung der Einzugsgebiete an den durch Grundwasser dominierten Gewässern (Lustsee, Ortwanger See) wurde in Kapitel 2.1 bzw. Kapitel 2.2 näher eingegangen.

Nach Festlegung der maßgeblichen Kriterien zur Charakterisierung des Austragspotentials der Flächen in den Einzugsgebieten (Kapitel 3.5) kann der Zustand in dem jeweiligen Gebiet erfaßt werden. Durch die unterschiedliche empirische Gewichtung der einzelnen Parameter, wie Nutzung, Boden und Hangneigung, wurde in dieser Arbeit ein Bewertungssystem aufgestellt. Das Resultat sind Kenngrößen in Form von Zahlen, Klassen

---

oder Farbindizes, die unterschiedliche Flächeneinheiten in Bezug auf ihr Austragspotentials für Nährstoffe charakterisieren.

Zu dieser Fragestellung wurden bereits zahlreiche Arbeiten in verschiedenen landwirtschaftlich geprägten Regionen durchgeführt, mit der Absicht, den diffusen Stoffaustrag zu quantifizieren und in Bezug zur Gewässerqualität von Flüssen und Seen zu setzen (HAMM 1979, BRAUN & LEUENBERGER 1991, PIRKL et al. 1993, RASIG 1993, BECK 1994, PAUKNER-RUZICKA 1997, BAUER & KLOS unver. Daten). Viele dieser Modelle haben jedoch vergleichsweise große Einzugsgebiete als Grundlage oder wurden für Einzugsgebiete mit überwiegendem Anteil an Ackerland entwickelt, in denen der Stoffaustrag über den Bodenabtrag eine wesentlich größere Rolle spielt. Eine Übertragung bereits bestehender Modelle auf die kleinen Einzugsgebiete der untersuchten Seen war daher nicht sinnvoll bzw. auch nicht praktikabel. Alle Ansätze der letzten Jahre verfolgen dasselbe Ziel, den Großteil der diffusen Stoffeinträge aus anthropogen genutzten Flächen zu erfassen und Maßnahmen zur deren Reduzierung vorzuschlagen. Der maßgebliche Vorteil des vorgestellten Modells unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems ist die Verschneidung mehrerer Parameter zu einem Bewertungsmaßstab und die geeignete Visualisierung (vgl. HOFFMANN 1999). Die kompliziert zusammenwirkenden und ineinander greifenden Faktoren können anschaulich und übersichtlich dargestellt werden. Es bietet sich parallel zu den Bewertungsklassen bei den Diatomeen- und Makrophytenuntersuchungen eine Bewertung an Hand eines analogen Farbindexes an.

Eine exakte Quantifizierung des Nährstoffaustrages aus einzelnen Flächen des Einzugsgebietes erweist sich als sehr schwer realisierbar. Zu diesem Zweck müßten sehr viele grundlegende Parameter von Stoffflüssen bei verschiedensten Regenereignissen, Hangneigungen, Bodentypen und Nutzungen erhoben werden. Diesen Datensatz zu erheben würde alleine schon sehr viel Zeit in Anspruch nehmen und hätte den Rahmen dieser Arbeit gesprengt. Bei der zu bearbeitenden Fragestellung waren derartig detaillierte Aufnahmen auch nur bedingt sinnvoll, denn die im Litoral der Seen vorkommenden Diatomeen und Makrophyten können als sekundäre Informationsquelle genutzt werden, um die Beziehung zum Umland herzustellen. Eine halbquantitative aber sehr pragmatische Methode für die Bewertung der Nutzflächen im Einzugsgebiet der Seen wurde daher bevorzugt.

Wichtigster Aufnahmeparameter ist die **Nutzung**, wobei die Bewertung auf landwirtschaftliche Nutzflächen angelegt ist. Das vorgeschlagene Modell ist als Synthese der verschiedenen bestehenden Ansätze zu verstehen, wobei der Schwerpunkt des Indikationssystems auf die Grünlandwirtschaft des Voralpengebietes gelegt wurde. Dieser

Ansatz war zweckmäßig unter der Voraussetzung, daß die Daten mit den Ergebnissen der Diatomeen- und Makrophytenuntersuchungen parallelisiert werden sollen, die ebenfalls nur für Seen des Alpenvorlandes erhoben werden. Auch für weiterführende Ansätze in Gebieten mit einem anderen Schwerpunkt in der landwirtschaftlichen Nutzung kann das vorgeschlagene System angewandt werden, da Ackerbau als Nutzungstyp ebenfalls mit berücksichtigt wurde. Gegebenenfalls muß allerdings überprüft werden, ob eine Anpassung in der Indikationsgenauigkeit durch eine abgestimmte Verschneidung der Attribute (vgl. Kapitel 3.4) erfolgen sollte. Die vorgestellten Karten sollten daher im Kartenkopf immer die Versionsnummer des Bewertungssystems tragen (HOFFMANN 1999). Bei entsprechenden Veränderungen müssen die jeweiligen Anpassungen genau protokolliert werden, damit eine Vergleichbarkeit zwischen den Karten gewährleistet ist.

Die Betrachtung der landwirtschaftlichen Nutzflächen im allgemeinen und deren Aufteilung in Ackerland und Grünland macht deutlich, warum der Schwerpunkt der Bewertung auf die Grünlandwirtschaft gelegt wurde. In Bayern befinden sich fast 20 % der landwirtschaftlichen Nutzflächen Deutschlands, wobei 36 % dieser Flächen in Form von Grünlandwirtschaft genutzt werden und damit dem Bundesdurchschnitt von 31 % Grünland leicht übersteigen (STATISTISCHE ÄMTER DER LÄNDER UND DES BUNDES 1995). Erst bei der kleinräumigeren Betrachtung fällt auf, daß der Anteil der Grünlandwirtschaft innerhalb Bayerns nach Süden hin stark zunimmt. Bereits die südlichen Regierungsbezirke Oberbayern und Schwaben weisen mit 46 % bzw. 56 % im Vergleich zum bayerischen Durchschnitt einen deutlich höheren Anteil von Grünlandwirtschaft auf. In den Landkreisen, in denen die untersuchten Seen mit ihren Einzugsgebieten liegen, steigt der Anteil der Grünlandwirtschaft sogar auf über 90 % und erreicht schließlich auf Ebene der zuständigen Gemeinden in einigen Fällen knapp 100 % (vgl. Kapitel 2).

Die Bedeutung der landwirtschaftlichen Nutzflächen und deren Anteil an der Belastung der Gewässer durch den Eintrag von Nährstoffen, vor allem mit Phosphor aber auch Nitrat, soll im folgenden diskutiert werden. Die Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland wurden gegenüber 1985 um mehr als 50 % reduziert und erfüllen somit den Beschluß der Nordseeschutzkonferenz, die damaligen Einträge innerhalb von zehn Jahren zu halbieren (UMWELTBUNDESAMT 1998). Vor allem der Auf- und Ausbau von Kläranlagen mit einer dritten Reinigungsstufe sowie die Regelung der Phosphathöchstmengenverordnung nach dem Wasch- und Reinigungsmittelgesetz (LESER 1994) führten zu dieser drastischen Verminderung. Der Eintrag aus der Landwirtschaft konnte zwar um 20 % gesenkt werden, doch stellen nach der Reduktion der punktförmigen Einträge aus häuslichen Abwässern gerade die **diffusen Einträge** das Problem der Phosphorfracht in die Oberflächengewässer dar. Ende der siebziger Jahre stammten nur 15 % der Phosphorfracht aus diffusen Quellen, wohingegen 1998 50 % aus diffusen und

---

50 % aus punktförmigen Quellen in die Gewässer gelangten (UMWELTBUNDESAMT 1998). Der absolute Eintrag aus diffusen Quellen hat sich in der gleichen Zeit um 13 Tsd. t auf 29 Tsd. t pro Jahr erhöht. Rund 90 % dieses Eintrages haben ihren Ursprung in den landwirtschaftlichen Nutzflächen und zeigen daher den dringenden Bedarf nach einem Bewertungskonzept für die Flächen im Einzugsgebiet auf, damit geeignete Maßnahmen im Sinne des Gewässerschutzes getroffen werden können. Um diese Problematik für die Einzugsgebiete der Voralpenseen zu lösen, wird das entwickelte Modell in Bezug auf die Auswahl der Bewertungskriterien im folgenden diskutiert.

Die sieben Stufen des **Austragspotentials** (vgl. Kapitel 3.5.4) stellen eine halbquantitative Bewertung dar, d.h. es sind ordinale Daten in die Verrechnung eingegangen. Analog zu den beiden Indexsystemen des Litorals repräsentiert auch bei der Bewertung des Einzugsgebietes eine Einstufung des Austragspotentials in die dunkelgrüne Klasse eine mäßige Belastung. Die hellgrüne Farbe kennzeichnet eine mäßig-erhebliche Belastung, die auf notwendige Sanierungsmaßnahmen hindeutet. Bei der Betrachtung der Nutzungsdaten sind die Flächen ohne landwirtschaftliche Nutzung oder nur schwacher extensiver Nutzung besser eingestuft (blau und grün) als die intensiv genutzten Flächen (gelb, orange und rot).

Eine Weide hat in diesem Zusammenhang immer eine Abwertung gegenüber der Wiese erhalten, da hier durch Viehtritt Bodenverdichtungen und durch die tierischen Exkremate punktuelle Belastungen entstehen können (BASTIAN & SCHREIBER 1994). Auch durch die Verletzung der Grasnarbe wird eine erhöhte Auswaschung der Bodenkrume und somit der Austrag von Nährstoffen begünstigt.

Die Datenerhebung muß für den jeweiligen Bearbeiter möglichst pragmatisch und einfach sein. Neben der oft notwendigen Geländebegehung ist es möglich, über Fernerkundung eine Vielzahl von flächenbezogenen Informationen bereits vorab zu erhalten und auszuwerten. Je nach erforderlicher Auflösung können Luftbilder oder aber auch vermehrt Satellitendaten ausgewertet werden. Die vorliegenden Luftbildern im Maßstab 1 : 5000 können direkt als Vorlage genutzt werden, um die Ackerflächen sowie die Waldflächen zu digitalisieren. Auch die extensive und intensive Nutzungsstufe kann häufig durch verschiedene Grauwerte im Luftbild erfaßt werden. Die Unterscheidung von Wiese und Weide an Hand des Bildmaterials ist jedoch stark von der Vegetationsphase abhängig, d.h. der Zeitpunkt der Befliegung ist sehr wichtig. Über bekannte Referenzflächen im Einzugsgebiet kann aber auch diese Einschätzung erfolgen. Bei allen Unklarheiten muß eine Begehung des Geländes stattfinden und eine Bewertung der Fläche an Hand der in Kapitel 3.5.2 erläuterten Kriterien erfolgen. Durch immer genauere Daten aus der Fernerkundung können bald auch kostengünstig einzelne Vegetationstypen mit dieser Methode unterschieden werden (vgl. LINZMAIER 1997). In diesem Zusammenhang sollen

die multispektralen Daten von Luftbildern erwähnt werden, die von einem Flugzeug in geringer Tiefe erhoben werden können.

Die Nutzung einer Fläche ist stets eng mit dem jeweiligen Bodentyp verbunden. So liegen am Spitzingsee die charakteristischen Almflächen überwiegend dort, wo die weicheren, leichter verwitterten Kössener Schichten und Fleckenmergel anstehen. Hier spielt gleichzeitig die geringere Hangneigung eine Rolle für die bevorzugte Nutzung dieser Flächen. Die verschiedenen Bodentypen wurden im Rahmen der Reichsbodenschätzung bestimmt, die von den zuständigen Finanzämtern in Auftrag gegeben werden. Eine Unterscheidung der Bodentypen bei der Bewertung erfolgt hier grundsätzlich nur in mineralische und organische Böden. Übergangsböden mit lehmigen und tonigen Anteilen aber auch mit organischer Auflage wurden auf Grund der besseren Filterwirkung für Nährstoffe im Gegensatz zu reinen Moorböden den mineralischen Böden zugeordnet. Auch hier steht die pragmatische Anwendung des Systems im Vordergrund, wobei für weiterführende Fragestellungen jederzeit auch eine andere Bewertung durchgeführt werden kann. Wichtig ist die vollständige Aufnahme der Basisdaten aus den Karten und nicht deren vorzeitige Reduktion bei der Erfassung. Eine nachfolgende Klassifizierung ermöglicht es, das Modell für weitere Fragestellungen später noch anzupassen.

Die Erhebungen der Reichsbodenschätzung basieren auf der landwirtschaftlichen Ertragsleistung der Flächen. Daher liegen die Daten ausschließlich für diese Nutzflächen vor und fehlen zum Beispiel für Wald- und Siedlungsflächen. Viele Reichsbodenschätzkarten stammen aus den 40er Jahren, wobei die Daten teilweise in Abständen von rund 20 Jahren durch die Reichsbodenschätzer der Finanzämter aktualisiert werden. Daten aus eigenen Beobachtungen und Erhebungen stellen bei entsprechender Dokumentation daher eine wichtige Ergänzung zu diesem Datensatz dar.

Um die wichtigsten Parameter des **Stoffaustrages** einer Fläche zu erfassen, müssen noch die Drainagen berücksichtigt werden, denn neben dem Oberflächenabfluß, der gar nicht erst in den Boden versickert und bei Ackerland zu Erosionsschäden führt, ist auch der oberflächennahe Abfluß von großer Bedeutung. Bei undrainierten Flächen findet dieser Zwischenabfluß (*inter-flow*) im Bereich der Wurzelzone statt und durchströmt diese mehr oder weniger hangparallel. Durch Drainagen wird dieses Wasser deutlich schneller abgeführt. Da der Oberboden im Vergleich zum Unterboden einen wesentlich höheren Anteil an mobilisierbaren Nährstoffen hat (SCHACHTSCHABEL et al. 1984), gelangt über die drainierten Flächen ein erheblicher Teil der Nährstoffe in das Gewässer.

Der potentielle Stoffaustrag wird im wesentlichen über die Wasserführung auf und in der Fläche mitbestimmt. Somit stellt das **Abflußpotential** einer Fläche eine weitere wichtige Kenngröße bei dieser Bewertung dar. Eine Differenzierung der Bewertung sollte darauf

abgestimmt sein, welche Flächen bewertet werden müssen. Dies wird an Hand der Bewertung von Ackerland bzw. Grünland besonders deutlich. Ackerböden haben wegen ihrer offenen Bodenkrume außerhalb der Vegetationszeit ein hohes Gefährdungspotential in Bezug auf die Erosion. Es handelt sich dabei aus Sicht der Agrarwirtschaft, um den ökologisch günstigsten Teil des Bodens, der reich an pflanzenverfügbaren Nährstoffen ist (SCHACHTSCHABEL et al. 1984). Auf Flächen mit stärkerer Neigung dominiert die Erosion durch Oberflächenabfluß, in ebenen Flächen der Abtrag durch Winderosion. Bei der Erosion durch Wasser wirkt sich neben der Hangneigung auch eine zunehmende Hanglänge auf gesteigerte Abträge aus. Gelangen die nährstoffreichen, abgetragenen Bodenpartikel direkt in einen Vorfluter, so können sie zu einer erhöhten Phosphatfracht in einem Gewässer führen (FURRER & GÄCHTER 1972). Neben der Nettofracht spielt die Verfügbarkeit für die Pflanzen in dem Gewässer eine wesentliche Rolle und hängt stark von der Zusammensetzung der Phosphorfraktionen ab. Bei sehr stark eutrophierten Gewässern kann durch die erodierten Bodenpartikel auch eine Abnahme der Phosphorkonzentrationen durch Phosphoradsorption stattfinden (WIECHMANN 1973, BRÜMMER 1975, beide zit. in SCHACHTSCHABEL et al. 1984).

Die Einzugsgebiete der untersuchten Seen werden jedoch von Grünlandwirtschaft dominiert und der Anteil an Ackerflächen ist verschwindend gering (< 1 %). Durch die ganzjährig geschlossene Vegetationsdecke entfällt somit bereits ein Teil des Austragspotentials in Form von Erosion. Lediglich in den Bereichen, wo durch Trittschäden von Vieh oder touristische Nutzung in Form von Skipisten und Wanderwegen die Grasnarbe nachhaltig beschädigt ist, ist ein erhöhter Austrag zu erwarten. Auch bei der Grünlandwirtschaft ist die Hangneigung sowie die Feuchte, d.h. die Sättigung der Bodenzone mit Wasser, für das Abflußregime im wesentlichen verantwortlich. Neben dem direkten Oberflächenabfluß spielt hier der Zwischenabfluß eine bedeutende Rolle. Der direkte Oberflächenabfluß kann vor allem dann zu Belastungen im Gewässer führen, wenn Nährstoffe in Form von Wirtschaftsdünger oder Kunstdünger abgeschwemmt werden. Der starke Einfluß des sogenannten Zwischenabflusses wird durch verschiedenste Faktoren begünstigt. Bei der Passage des Wassers durch den Boden wird wegen des hohen Anteils an mineralischen Stoffen eine Absorption des Phosphors ermöglicht. Durch die intensive Düngung kommt es jedoch im Laufe der Zeit zu einer zusätzlichen Anreicherung der Nährstoffe im Oberboden. Die Anlage von Drainagen bedingt nun einen Abfluß dieses oberflächennahen Wassers und damit den direkten Zufluß in das Gewässer. Aber auch die Verlegung der Drainagerohre in die Tiefe verlagert das Problem in erster Linie. Das versickernde Wasser sucht sich durch den Boden den Weg des geringsten Widerstandes und fließt in sogenannten Makroporen, die durch Schrumpfungsrisse, tierische Grabgänge sowie abgestorbene Wurzeln entstanden sind, rasch in tiefere Schichten (BECHER 1985, NEYER pers. Mitt.). In jedem Fall fehlt eine ausreichende Wechselwirkung zwischen der

stationären Phase der Bodenpartikel und der mobilen Phase des nährstoffreichen Wassers, um vor allem den Phosphor an die Partikel zu adsorbieren. Eine Belastung des Grundwassers mit Phosphor erfolgt in der Regel nicht, da die grundwasserführenden Schichten mit einer ausreichend mächtigen Bodenschicht überdeckt sind, die eine Adsorption des Phosphors ermöglicht. Dagegen stellt die Belastung des Grundwassers mit dem sehr leicht auswaschbaren Nährstoff Nitrat ein wesentlich größeres Problem dar, das bei der Bewertung der landwirtschaftlichen Flächen auch mit berücksichtigt werden sollte.

## 5.2. Zustand und Bewertung

Die Untersuchungsgewässer für die vorliegende Studie wurden mit unter dem Gesichtspunkt ausgewählt, daß sie ein breites Spektrum von Seen unterschiedlicher Nährstoffbelastung und Trophie repräsentieren. Die Ergebnisse der aktuellen hydrobotanischen Untersuchungen belegen eindeutig, daß diese Vorgabe erfüllt wurde.

Die Bewertung der Nutzung des Umlandes bzw. Einzugsgebietes eines Sees wird anschließend in Bezug zu den erhobenen Daten im Gewässer gebracht. Sowohl der Diatomeenindex wie auch der Makrophytenindex wurden in Anlehnung an die Formel des Saprobienindex von PANTLE & BUCK (1955) entwickelt. Analog zu den biologischen Indizes werden die Flächenwerte des Austragspotentials nach ihrer Häufigkeit im Einzugsgebiet gewichtet. Die Werte des Einzugsgebietsindex (EI) ergeben sich aus der ordinalen Vergabe der Austragspotentialstufen, die über den Flächenanteil im Einzugsgebiet normiert wird. Die erhaltene Kennzahl charakterisiert damit das für den See typische Einzugsgebiet. Zur Berechnung wird folgende Formel vorgeschlagen:

$$EI = \frac{\sum_{i=1}^n A_i \cdot B_i}{\sum_{i=1}^n A_i} \quad (\text{Gl. 5.1})$$

$EI$  = Index des Einzugsgebietes

$A_i$  = Anteil der i-ten Fläche des Austragspotentials

$B_i$  = ordinale Stufe des i-ten Austragspotentials

$n$  = Gesamtzahl der Austragspotentialstufen

Eine Gewichtung der Flächen findet bei der Berechnung des Einzugsgebietsindex nicht statt, da die Flächen im Rahmen des Bewertungsalgorithmuses bereits verschieden stark gewichtet wurden. Die Ergebnisse der zehn untersuchten Gewässer schwanken zwischen Werten von 1,12 am Lustsee und 3,56 am Sulzberger See. Die maximal erreichbaren Werte liegen bei 1,00 bzw. 7,00. Es zeigt sich daher ein deutliches *shrinking* der Werte vor allem



im oberen Bereich. Je weniger die Einzugsgebiete durch mosaikartige Flächen unterschiedlicher Nutzung strukturiert werden, desto wahrscheinlicher können diese Grenzwerte erreicht werden. Der Lustsee hat zum Beispiel ein relativ kleines Einzugsgebiet, daß überwiegend von Wald dominiert wird und daher den sehr geringen Wert von 1,12 aufweist. Im Gegensatz dazu müßte das Einzugsgebiet eines Sees fast ausschließlich aus Ackerboden, genutzten Moorflächen oder extrem steilen Flächen bestehen, damit ein Wert um 7,00 erreicht wird. Wobei bereits geringe Anteile mit einem sehr geringen Austragspotential diesen hohen Wert herabsetzen würde. Daher sollten die Werte des Einzugsgebietsindexes vorerst nur in Relation zu anderen bewerteten Seen beurteilt werden. Durch eventuelle Verfeinerung des Indexsystems oder eine Quantifizierung auf Ebene des Phosphoraustrages aus der Fläche lassen sich später auch Werte einzeln betrachten und richtig bewerten.

Neben dem Index für das Einzugsgebiet liegen verschiedene Bewertungskriterien vor, die die Nährstoffbelastung bzw. das Potential der Trophie eines Sees beschreiben und bewerten. Diese zum Teil sehr unterschiedlichen Aussagen werden im folgenden diskutiert und in Bezug zueinander gebracht. Dabei soll kritisch bewertet werden, welchen Informationsgewinn durch die gleichzeitige Anwendung der Methoden erreicht wird und welche Entscheidungen dahingehend optimiert werden können.

Die Beschreibung des momentanen Zustandes und die gewässerökologische Bewertung wird jeweils für eine Seengruppe vorgenommen, die eine ähnliche Belastung durch Nährstoffe aufzeigen. Den aktuellsten Zustand spiegelt dabei die Bewertung durch die Diatomeengesellschaften wider, weswegen auf Grund dieser Daten eine Gruppierung vorgenommen wird (vgl. Abb. 4.13). Die Bildung eines hierarchischen Clusters an Hand der Werte des Diatomeenindex nach der Ward-Methode zeichnet drei übergeordnete Gruppen aus. Die erste Gruppe wird vom Lustsee, dem Ortwanger See sowie dem Froschhauser See gebildet. Von dieser Gruppe grenzt sich ein weiterer homogener Cluster mit dem Eschacher Weiher, dem Schwaigsee, dem Spitzingsee und dem Haarsee ab. Den letzten Cluster bilden der Sulzberger See sowie der Badsee und Herrenwieser Weiher.

### 5.2.1. Seen mit sehr geringer und geringer Belastung

Die drei Seen zeichnen sich auf Grund der Erhebungen mit den Diatomeen durch eine sehr geringe (Lustsee, Ortwanger See) bzw. eine geringe (Froschhauser See) Belastung mit Nährstoffen im Litoral aus. An Hand des Diatomeenindex werden nach den vorgeschlagenen Bewertungsklassen oligotrophe bis oligo-mesotrophe Verhältnisse im Gewässer beschrieben. Die gleiche Einstufung ergibt sich nach der klassischen Einteilung von HOFMANN (1994, 1999). Aus gewässerökologischer und wasserwirtschaftlicher Sicht

befinden sich die Gewässer demnach in einem äußerst guten Zustand und es besteht kein Handlungsbedarf zur Reduzierung der wenigen vorhandenen Nährstofffrachten. Diese Aussage kann getroffen werden, wenn die Ergebnisse der Diatomeenuntersuchungen auf Gewässerebene betrachtet werden. Inwieweit durch die räumliche Auflösung bei der Probenahme noch weitere Informationen gewonnen werden können, muß in jedem Fall überprüft werden. Ebenso ist es auch wichtig zu erörtern, ob die Kombination der verschiedenen Bewertungsmethoden im Litoral aber auch im Einzugsgebiet noch eine verbesserte Aussage erlauben.

Der **Lustsee** stellt auch auf Grund der vielen anderen erhobenen Parametern einen fast idealen Referenzzustand für den Typ des oligotrophen Hartwassersees dar. Die räumliche sowie zeitliche Auflösung der Ergebnisse an Hand der Diatomeenproben führt fast ausschließlich zu der Bewertung einer sehr geringen Belastung. Durch den Langzeitindikator Makrophyten wird dieses Ergebnis bestätigt. Der See war der ist demnach keiner akuten Belastung durch Nährstoffe ausgesetzt. Der Indexwert des Einzugsgebietes von 1,12 ist der niedrigste, der im Rahmen dieser Arbeit erhoben wurde und ist auf den hohen Anteil von Waldflächen zurückzuführen. Es gibt nur wenige Flächen um den See, die früher als Streuwiesen genutzt wurden, von denen keinerlei Gefährdung für den See ausgeht.

Es konnte gezeigt werden, daß auch die Werte der TP-Gehalte zur Frühjahrszirkulation und Jahresmittelwerte sowie die Chlorophyll a-Konzentrationen und Sichttiefen den See eindeutig als sehr gering belastet bzw. oligotroph charakterisieren (SEELE et al. 1999). Das sich der See bereits seit Jahren stabil in diesem sehr guten Zustand befindet wird durch zahlreiche Arbeiten belegt, die in den letzten Jahren am Lustsee angefertigt wurden und den trophischen Zustand an Hand der Makrophyten beschreiben (MELZER 1988, SANDMANN 1995, STAAB 1998, TROMBALLA 1998). Im Jahre 1981 wurde der mittlere Makrophytenindex von MELZER (1988) mit 1,81 angegeben. Auch zwölf Jahre später bestimmte SANDMANN (1995) mit 1,78 einen annähernd identischen Wert. Demnach ist im Vergleich zu den eigenen Untersuchungen im Jahr 1996 (1,59) und 1997 (1,50) eine geringfügige Verbesserung bis heute festzustellen. Bemerkenswert sind die kartierten Vorkommen von *Myriophyllum verticillatum*, die SANDMANN (1995) im südlichen Abschnitt in der Tiefenstufe 1-2 m als verbreitet beschrieben hat. In der jahreszeitlich späteren Kartierung von 1996 konnte diese Art gar nicht mehr und auch 1997 nur vereinzelt gefunden werden. Die Annahme eines Einflusses des von Süden her zuströmenden Grundwassers kann in diesem Fall nicht ausgeschlossen werden. TROMBALLA (1998) erkannte an Hand von physikalischen Messungen in verschiedenen Grundwasserzutritten, daß der Lustsee durch zwei unterschiedliche Grundwasserströme gespeist wird. Dabei wiesen die Grundwasserquellen im Süden des Sees eine deutlich

---

höhere Sauerstoffsättigung auf, als das über die drei westlich gelegenen großen Quelltrichter zufließende Wasser, das auf eine kürzere Verweildauer des Wassers unter der Erdoberfläche schließen läßt. Eine akute Nährstoffbelastung mit Phosphor konnte TROMBALLA (1998) bei den wenigen Untersuchungen in keinem Quelltrichter nachweisen.

Der Vergleich mit zahlreichen Arbeiten über die Diatomeenflora des Lustsees zeigte über die letzten Jahre ein sehr einheitliches Bild mit einer sehr geringen Belastung (SEELE et al. 1999). Auf Grund des *shrinkings* können durch den Diatomeenindex auch kaum bessere Werte abgebildet werden. Dahingegen lassen sich durch den Makrophytenindex durchaus qualitativ bessere Zustände beschreiben, auch wenn sie von dem vorgeschlagenen Indikationssystem nicht mehr durch eine eigene Klasse beschrieben werden. Der Hauptgrund liegt in der viel geringeren Taxazahl, die in die Berechnung des Indexes eingeht und somit auch kaum ein *shrinking* des Wertebereiches erzeugt wird.

Um eine Bewertung vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie vorzunehmen, müssen auch weitere Parameter berücksichtigt werden. Es bieten sich hier vor allem die Diversität bzw. Evenness der Diatomeen- und Makrophytengesellschaften an. In beiden Fällen werden sehr hohe Werte erreicht und somit kann dem See in der Gesamtbeurteilung ein sehr guter Zustand zugesprochen werden. Um dieses allgemeine Qualitätsziel auch zu erhalten ist es wichtig, darauf hinzuweisen, daß auf der direkt angrenzenden Staatsstraße Gefahrguttransporte mit wassergefährdenden Stoffen stattfinden. Hier könnte durch einen einzigen Unfall das kostbare Gut des ökologisch einmaligen Lustsee und der in der Seenkette folgenden Gewässer auf Jahrzehnte oder irreversibel gestört werden.

Bei der Beurteilung des aktuellen Zustandes ist der **Ortwanger See** ebenfalls nur sehr gering belastet. Die zeitliche Auflösung der Diatomeenuntersuchungen führt zu demselben Ergebnis. Die räumliche Auflösung zeigt, daß die verschiedenen Probestellen zum Teil als sehr gering bzw. als gering eingestuft werden. Die höheren Werte liegen dabei im Bereich der Probestellen 3, 4 und 6, wobei die ersten beiden den südlichen Bereich des Gewässers charakterisieren. Da der Ortswanger See vor allem von Süden durch das Grundwasser der Iller und der Ostrach geprägt wird, könnte hier ein Zusammenhang bestehen, der sich allerdings auf der vorliegenden Datengrundlage nicht verifizieren läßt und aus gewässerökologischer Sicht auch noch als unproblematisch betrachtet werden sollte.

Bei der Betrachtung der Ergebnisse des Makrophytenindex muß vor allem darauf hingewiesen werden, daß bereits MELZER (1988) eine Anwendung des Bewertungssystems auf Baggerseen als sehr kritisch betrachtet. Ein wesentlicher Aspekt ist sicherlich das sehr junge Alter der Gewässer und die hohe Dynamik der Makrophytengesellschaft. Der Ortswanger See wird jedoch nicht mehr als Baggersee genutzt und ist seit nunmehr 35 Jahren ungestört. Da zusätzlich bereits Kartiererergebnisse des WWA Kemptens vorlagen

erschien eine Anwendung des Makrophytenindex sinnvoll. Die meisten Werte der Abschnitte spiegeln parallel zu den Werten des Diatomeenindex eine sehr geringe bzw. geringe Belastung wider. Auffällig ist die geringfügig höhere Belastung des östlichen Ufers, die eventuell durch den starken Badebetrieb in diesem Bereich sowie den Einfluß des angrenzenden Umlandes zu erklären ist. Durch die Gewichtung der Abschnittslänge liegt der Wert des mittleren Makrophytenindex mit 2,41 bereits in der Klasse der geringen Belastung. Der Index des Einzugsgebietes ist mit 2,42 relativ hoch für diesen Typ von Gewässer. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß sowohl der Lustsee als auch der Ortwanger See stark durch Grundwasser beeinflusst werden und die Abgrenzung eines hydrologischen Einzugsgebietes an Hand der Morphologie nicht möglich war. Am Ortwanger See wurden die Flächen bewertet, die auf Grund des Höhenmodells in den See entwässern auch wenn ihr Anteil im Verhältnis zum Grundwasserstrom wahrscheinlich zu vernachlässigen ist. Letzteres kann durch die niedrigen Gewässertemperaturen im Sommer bestätigt werden. Die im Vergleich zu den anderen Seen erhöhten Nitratstickstoffwerte am Lustsee, dem Ortwanger See und auch dem Spitzingsee können ebenfalls mit dem Grundwasser in Beziehung gebracht werden, da Nitrat leicht aus den Böden ausgewaschen wird und schnell ins Grundwasser befördert wird (SCHACHTSCHABEL et al. 1984). Bei einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Flächen, sind daher häufig sehr hohe Nitratwerte im Grundwasser anzutreffen. HAMM (1975) konnte bei Untersuchungen an Baggerseen ebenfalls sehr hohe Stickstoffwerte feststellen.

Die Anteil von über 50 % intensiver Weiden im Umland des Ortwanger Sees führt dazu, daß in der Bewertung des Austragspotentials immerhin 14 % der Flächen einer mäßig-erheblichen Belastung zugeschrieben werden. Da jedoch der überwiegende Anteil des zufließenden Wassers über die aufgeschlossenen Grundwasserhorizonte erfolgt, liegt keine akute Belastung des Gewässers durch Nährstoffe vor.

Am **Froschhauser See** wird der aktuelle Zustand des Gewässers an Hand des Diatomeenindex als gering belastet eingestuft. Die räumliche und zeitliche Auflösung durch den Diatomeenindex zeigt dabei, daß die Werte stark variieren. So konnte eine sehr geringe Belastung fast ausschließlich bei den Proben im Frühsommer festgestellt werden. Dahingegen konnte eine mäßige Belastung zu allen vier Untersuchungsterminen an der Probestelle 9 in der nordwestlichen Bucht des Sees festgestellt werden. Hier liegt demnach ein deutlicher Hinweis vor, daß in diesem Bereich eine Nährstoffquelle liegt. Durch die Kombination mit den anderen Methoden kann nun festgestellt werden, ob dieser Bereich schon früher durch starke Nährstoffzufuhr geprägt war, bzw. ob in dem angrenzenden Umland Flächen liegen, die ein erhöhtes Austragspotential besitzen. Der mittlere Makrophytenindex stuft den See mit einem Wert von 2,33 als sehr gering belastet ein. Dies gilt auch uneingeschränkt für alle Abschnitte bis auf die südöstliche Bucht, die eine

geringe Belastung aufweist. Im Bereich der Probestelle 9 liegt demnach kein Hinweis vor, daß dort bereits über die letzten Jahre ein erhöhter Nährstoffeintrag erfolgte. Der niedrige Wert des Makrophytenindex wird durch die seetypische Vergesellschaftung von *Myriophyllum spicatum* und *Chara intermedia* sowie zusätzlich *Chara aspera* verursacht. Das stetige Vorkommen dieser beiden Characeen aus der Indexklasse 1,5 begünstigt die niedrigen Indexwerte. Die Morphologie der Uferzone bedingt viele Mikrohabitate, die das Vorkommen von *Chara aspera* fördern. Die Häufigkeit von *Chara intermedia* im Froschhauser See ist in sofern nicht überraschend, da von zahlreichen Autoren die typische Verbreitung dieser Art in oligotrophen Hartwasserseen beschrieben wurde (ZIMMERMANN 1984, MELZER 1993, SCHMIDT et al. 1995, KRAUSE 1997). Gleichzeitig wird auch das Vorkommen auf humusreichen, organogenen Kalkböden betont (STROEDE 1931, LANGANGEN 1993, SCHMIDT et al. 1995, KRAUSE 1997). Die am See durchgeführten Sedimentuntersuchungen (WWA KEMPTEN, unver. Daten) belegen den hohen organischen Anteil des Sediments. Der Glühverlust der entnommenen Oberflächensedimente betrug über 60 % der Trockensubstanz und lag damit um ein vielfaches höher als die Werte des Lustsees und des Spitzingsees. Besonders bei den Characeen muß die langsame Reaktion der Algen auf die Veränderungen von Nährstoffverhältnissen berücksichtigt werden, was dazu führen kann, daß der Zustand bereits sehr viel schlechter geworden ist, wenn die ersten Vorkommen von anderen Makrophyten dies anzeigen (VAN DEN BERG et al. 1998).

Im Rahmen der Einzugsgebietskartierung konnte im Bereich der Probestelle 9 kein Zufluß oder Drainagerohr entdeckt werden. Vielmehr liegen in dem unmittelbaren Uferbereich mächtige Schilf- und Schneidriedbestände vor, die wiederum als Nährstoffsенke für durchfließendes Wasser fungieren würden. Der erhöhte Wert des Diatomeenindex an dieser Probestelle kann daher nicht schlüssig erklärt werden. Eventuell liegt eine autochthone Nährstofffracht durch Rücklösungen aus der organischen Sedimentauflage in dieser sehr flachen Bucht vor. Bei der Tauchkartierung im Jahr 1997 konnten in diesem Abschnitt leichte Grundwasserzutritte sowie zahlreiche Kolonien von *Ophridium versatile* ausgemacht werden. Es bleibt die Frage, auf welche Ursachen die höheren Diatomeenindexwerte zurückzuführen sind. Bei der Betrachtung des Einzugsgebiets fällt zunächst auf, daß der Umgebungsfaktor des Sees den sehr niedrigen Wert von 9 hat. Dafür liegt der Wert des Einzugsgebietsindex bei 2,97 und spiegelt den vierthöchsten Wert der Untersuchung wider. Begründet werden kann dieser hohe Wert durch die vielen Flächen mit intensiver Weidewirtschaft. Nach der Verschneidung mit den restlichen erhobenen Attributen werden 43 % der Flächen mit einem mäßig-erheblichen oder stärkeren Austragspotential bewertet. Diese hohen Werte würden sofort auf ein deutlich stärker belastetes Gewässer als den Froschhauser See schließen lassen. Es bleibt daher zu überprüfen, ob das Modell die Flächen falsch bewertet hat, oder ob sich der geringe Einfluß auf das Gewässer erklären läßt. Das sehr starke Austragspotential der rot

dargestellten Flächen wird durch die Nutzung von organischen Böden bedingt, die gleichzeitig in Hanglage vorkommen. Es handelt sich um Flächen, die vermehrt an der Südflanke der Murnauer Mulde liegen. Ihr Einfluß auf die Nährstoffsituation des Sees wird durch folgenden Faktoren gemindert. Die Wasserführung der Zuflüsse am Froschhauser See ist sehr gering bzw. die anstehenden Schotter führen das Wasser zum Teil auch schnell in tiefere Schichten ab. Außerdem muß das potentiell nährstoffreichere Wasser bevor es in den See fließt einen dichten und mächtigen Röhrichtgürtel aus Schilf und Schneidried passieren, der als Nährstoffsenke fungiert, vergleichbar mit einem Pflanzenkiesfilter in einer Pflanzenkläranlage.

Nach AKONTZ (1997) wurden am westlichen Zulauf mittlere TP-Werte von 25 µg/l gemessen, die an drei Meßstellen zu zwei Zeitpunkten erhoben wurden und daher nur eine Richtgröße darstellen können. Vielmehr ist nur ein relativer Vergleich der TP-Konzentrationen zu den anderen Zuläufen sinnvoll, die am selben Tag unter gleichen Bedingungen untersucht wurden. Der Zufluß, der die Fischteiche speist und anschließend in den Froschhauser See mündet weist vor den Teichen Werte von 15 µg/l auf. Am Teichausfluß wurden hingegen Werte mit 35 µg/l gemessen. Eine Untersuchung der Verhältnisse im Fischteich wäre sehr aufschlußreich für das Potential der Nährstofffracht aus den Teichen und sollte in Absprache mit dem Besitzer durchgeführt werden. Für die beiden kleinen Zuflüsse östlich der südlichen Badestellen betragen die TP-Werte weniger als 10 µg/l. Die höchsten Phosphorwerte konnten am östlichsten Zufluß festgestellt werden. Bereits in der Quellregion waren 30 µg/l TP zu verzeichnen und im weiteren Bachverlauf bis zu 98 µg/l TP. Noch bevor der Bach in den See mündet, versickert er diffus in einer Verlandungszone am Südostufer des Sees in Abschnitt 6 der als einziger Abschnitt durch einen Makrophytenindexwert mit geringer Belastung charakterisiert wird. Diese Untersuchungen zeigen, daß bei vorhandener Wasserführung der Zuflüsse durchaus eine deutliche Phosphorfracht Richtung See transportiert wird. Nur die ausgedehnten Schilfbestände und Röhrichte verhindern die unmittelbare Wirkung der Nährstoffe auf die Primärproduktion im Gewässer.

Für den Froschhauser See liegen demnach Hinweise vor, daß aus dem Einzugsgebiet durch einige Bereiche mit hohem Austragspotential eine Gefährdung des gerade noch oligotrophen Gewässers vorliegt. Der schützende Röhrichtgürtel hat bis heute diesen unter Naturschutz stehenden See vor einer zunehmenden Eutrophierung bewahrt. Der Zustand ist somit als äußerst labil zu bewerten. Daher müssen aus gewässerökologischer Sicht unbedingt Maßnahmen getroffen werden, damit die Nährstofffrachten reduziert werden können. Die langsame Reaktion der Characeen auf steigende Nährstoffbelastungen (vgl. VAN DEN BERG et al. 1998) hätte bei alleiniger Bewertung der Makrophyten zu einer Fehlinterpretation der Ergebnisse geführt und keine optimalen Entscheidungen verursacht.

In SEELE et al. (1999) werden aus dem Untersuchungsjahr 1996 auch die Werte von TP, Chlorophyll a und Sichttiefe vorgestellt, die eine erhöhte Trophie des Gewässers charakterisieren und somit einen weiteren Hinweis für die kritische Situation des Gewässers geben.

### 5.2.2. Seen mit mäßiger Belastung

Bei der Betrachtung des mittleren Diatomeenindex werden vier Seen (Eschacher Weiher, Schwaigsee, Spitzingsee, Haarsee) als mäßig belastet eingestuft und überschreiten somit nicht die kritische Grenze der mäßig-erheblichen Belastung, die die Notwendigkeit für Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität nach sich zieht. Der Zustand der Seen ist allerdings kritisch zu betrachten und es muß erörtert werden, inwiefern er sich verbessert, verschlechtert oder stagniert.

Die Werte des mittleren Diatomeenindex liegen bei diesen vier Seen zwischen 2,45 und 2,95. An den einzelnen Probestellen treten vor allem zu den verschiedenen Jahreszeiten auch deutlich höhere und niedrigere Werte auf. Die Diversität und Evenness der Diatomeengesellschaften des Eschacher Weihers, des Spitzingsees und des Haarsees liegen deutlich niedriger als die entsprechenden Werte bei den sehr gering bis gering belasteten Seen. Der Schwaigsee weist dagegen innerhalb der Gruppe der mäßig belasteten Gewässer vergleichsweise hohe Werte in Bezug auf die Diversität und Evenness auf. Deutlich abgenommen hat der Anteil an indikativen Diatomeentaxa. Die im Litoral gemessenen TP-Konzentration liegen wesentlich höher, als bei der ersten Seengruppe.

Der **Eschacher Weiher** weist an Hand des Diatomeenindex eine mäßige Belastung auf, der mittlere Makrophytenindex hingegen beschreibt den See mit einem Wert von 2,29 als sehr gering belastet. Der Vergleich von Kurzzeit- und Langzeitindikator läßt den Schluß zu, daß sich das Gewässer deutlich verschlechtert hat. Ob diese Aussage vor dem Hintergrund der anderen erhobenen Parameter sowie früheren Untersuchungen bestätigt werden kann, soll im folgenden diskutiert werden. Der Eschacher Weiher ist ein staureguliertes Gewässer und unterliegt einer sehr hohen Dynamik, da er regelmäßig abgelassen wird. Im Jahr 1993 wurde der Weiher entleert und der gesamte See entschlammt (WWA KEMPTEN pers. Mitt.). Bei einer Makrophytenkartierung im Jahr 1996 konnte durch das zuständige WWA Kempten eine Pflanzengesellschaft in dem Gewässer ermittelt, die der Kartierung von MELZER (1988) stark gleicht. Der mittlere Makrophytenindex beschrieb in dem Jahr 1996 mit einem Wert von 3,09 eine mäßig-erhebliche Belastung des Litorals mit Nährstoffen. In beiden Untersuchungen konnten zahlreiche Characeenbestände ermittelt werden, die bei der eigenen Kartierung im Jahr 1998 überhaupt nicht mehr registriert werden konnten. Dafür kann es mehrere Erklärungen

geben. KRAUSE (1997) betont den ausgesprochenen Pioniercharakter von Characeen. Durch die Bildung von Oosporen kann eine Population jahrelang im Sediment überleben und bei günstigen Bedingungen erneut auftreten. Gerade für die Kartierung des Jahres 1996 ist anzunehmen, daß diese Faktoren eine wesentliche Rolle spielten. Durch das Ablassen des Wassers und erneute Aufstauen herrschen stark veränderte Licht- und Nährstoffverhältnisse, die Pionierarten deutliche Vorteile bieten. Weiterhin fand im Laufe der letzten Jahre ein Wechsel der Makrophytengesellschaft statt. Neben *Polygonum amphibium* sind die Laichkräuter die dominierende Pflanzengruppe. Zunehmend tritt dabei als Vertreter der Schwimmblattgewächse *Potamogeton natans* in den Vordergrund und verdrängt die submersen Vertreter dieser Gattung. Durch die Überlegenheit von Schwimmblattpflanzen findet eine verstärkte Beschattung des Sediments statt, wodurch kaum noch andere Makrophyten gedeihen können. Der geringe Makrophytenindex wird ebenfalls durch das stetige Vorkommen von *Potamogeton natans* begünstigt.

Die besonderen Verhältnisse dieses Gewässers lassen daher keine eindeutige Interpretation zu, ob sich der See in einer Phase der Verschlechterung befindet. Bei der Betrachtung des Einzugsgebietes fällt ein sehr geringer Indexwert von 1,76 auf. Der Eschacher Weiher hat mit einem Umgebungsfaktor von 9 ein eher kleines Einzugsgebiet, das vor allem durch Waldflächen charakterisiert wird. Lediglich am Nordufer liegen intensive Weideflächen, die in Zusammenhang mit der Hangneigung zu einem erheblichen bis starken Austragspotential neigen. Weder bei den Diatomeenuntersuchungen noch bei der Kartierung der Makrophyten konnte jedoch ein Einfluß auf das Gewässer erkannt werden. Daher wird am Eschacher Weiher davon ausgegangen, daß der Zustand nach Bewertung aller Parameter als mäßig belastet eingestuft werden sollte und die Diskrepanz zu den Erkenntnissen von der Makrophytenuntersuchung auf die speziellen Bedingungen in diesem Gewässer zurückzuführen sind. Eine akute Verschlechterung liegt demnach nicht vor. Da der Eschacher Weiher auch stark als Badesee genutzt wird, sollte ein ausreichend schützender Uferstreifen gestaltet werden, so daß die intensive landwirtschaftliche Nutzung im Norden des Gewässers keinen negativen Einfluß auf den Nährstoffhaushalt des Sees haben.

Der **Schwaigsee** hat einen mittleren Makrophytenindex von 3,32 und wird somit als erheblich belastet charakterisiert. Der Unterschied von zwei Klassen gegenüber der Bewertung mit dem Kurzzeitindikator Diatomeen deutet demnach auf eine Verbesserung des Zustandes des Sees während den letzten Jahren hin. Dem gegenüber steht allerdings ein relativ hoher Wert des Einzugsgebietsindex mit 2,51. Dieser Wert wird durch über 60 % intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen hervorgerufen. Aus gewässerökologischer Sicht ist es für den See von großem Vorteil, daß seit 1951 der See und eine rund 50 ha große Fläche im Süden zum Naturschutzgebiet erklärt wurden. Somit wurde das



Bichelbauernfilz bis heute nicht landwirtschaftlich genutzt und ist nach wie vor mit Wald bestockt. Die kritischen Flächen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung liegen vor allem im Norden und im Westen. Die westlichste Probestelle 3 der Diatomeenuntersuchungen weist auch die höchsten ermittelten Werte in diesem Gewässer auf. Direkt an dem südwestlichen Zufluß befinden sich zahlreiche Flächen, die durch intensive Viehhaltung geprägt sind und in Verbindung mit den anderen Parametern zu einem starken bis sehr starken Austragspotential führen. In diesem Zusammenhang ist vor allem ein kleiner Quellteich im Südwesten des Sees zu erwähnen, der in den Zulauf des Schwaigsees entwässert. VOGEL (1999) beobachtete in diesem stark durch kaltes Grundwasser geprägten Quellteich ein dichtes Vorkommen von *Chara hispida* und *Potamogeton natans*. Zwei Vertreter von Makrophyten, die auf eine sehr geringe Belastung schließen lassen. Dennoch konnten über das Jahr die Bildung von fädigen Grünalgen beobachtet werden und zum Teil auch TP-Konzentrationen von 21 µg/l gemessen werden. Problematisch sind in diesem Bereich die Viehweiden, die unmittelbar an den Quellteich heranreichen. Dieser Bereich ist demnach als potentielle Nährstoffquelle für den See zu bewerten und durch geeignete Maßnahmen so zu verbessern, daß die Fracht an Nährstoffen minimiert wird. Der Abschnitt, in dem der Zulauf in den See mündet, wurde mit Rücksicht auf den dichten Schwimmblattgürtel und dessen Naturschutzstatus nicht näher untersucht. Es liegen nur die Daten aus dem Abschnittsbeginn vor, die zur Berechnung eines Makrophytenindex herangezogen wurden und repräsentativ für den ganzen Abschnitt in der Karte dargestellt wurden. Es liegt daher keine Probestelle der Diatomeen in der Nähe des Zulaufes vor, die eventuell zeitlich als auch räumlich den Einfluß hätte charakterisieren können. Die räumliche Auflösung des Makrophytenindex zeigt eine erhebliche Belastung der südlichen Bereiche, die auch fischereilich bzw. durch den Badebetrieb deutlich stärker genutzt werden. Für deren Schutz ist es wünschenswert, vor allem die fischereiliche Nutzung des Sees in dem Bereich des Bichelbauernfilzes strengstens zu verbieten. Dies ist aus Sicht des Naturschutzes als auch der Gewässerökologie erstrebenswert.

Im Vergleich zu früheren Jahren hat dieser flache, huminstoffreiche See eine geringfügige Verschlechterung nach der Bewertung der Makrophyten aufzuweisen. MELZER (1988) beschreibt für das Jahr 1981 eine mäßige Belastung des Sees bei einem mittleren Makrophytenindex von 2,81. Eventuell unterlag der See in den letzten zwei Jahrzehnten einer erhöhten Nährstoffzufuhr oder die ermittelten Schwankungen entsprechen einer natürlichen Dynamik in diesem Flachsee.

Der **Spitzingsee** war schon in früheren Jahren Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. So wurden, zum Zeitpunkt als gerade eine Ringkanalisation mit dem heutigen Klärwerk an der Roten Valepp gebaut wurde, von SCHAUER (1979) die wasserchemischen Parameter und die Vegetation der Makrophyten aufgenommen. Von MELZER (1988) folgte eine erneute

Kartierung im Jahr 1981. Vor der Inbetriebnahme der Kläranlage unterlag dieser Gebirgssee einer sehr starken Eutrophierung durch die direkte Einleitung der häuslichen Abwässer von den anliegenden Häusern in den See. Auch die ganzjährige Nutzung des Sees als Freizeit- und Erholungsgelände durch Bootsfahrer, Wanderer, Skifahrer sowie ehemals durch Windsurfer trägt zu der starken Belastung bei. Eine detaillierte Untersuchung des Sees in Bezug auf seine Flora und seines Chemismus sowie eine Bewertung des dazu gehörenden Einzugsgebietes waren daher schon lange von großem wasserwirtschaftlichen Interesse.

Bei der biologischen Begutachtung des Sees konnte für den Spitzingsee ein mittlerer Makrophytenindex von 3,33 im Jahr 1996 errechnet werden, der eine erhebliche Belastung des Gewässers anzeigt. Der Diatomeenindex wies im Mittel einen Wert von 2,77 auf und charakterisiert den See mit einer aktuellen mäßigen Belastung. Es zeigt sich hier der klare Informationsgewinn durch die Anwendung verschiedener Indikationssysteme. Eine alleinige Makrophytenkartierung würde das Bild der tatsächlichen aktuellen trophischen Belastung am Spitzingsee verzerren, wenngleich dadurch das Nährstoffpotential beschrieben werden kann, das durch die starke Abwasserbelastung bis in die achtziger Jahre noch im Sediment vorhanden ist. Am Ende der Sommerstagnation konnten bereits ab 7,5 m bis über Grund TP-Werte von über 250 µg/l ermittelt werden, die auf die starken Rücklösungsprozesse des Phosphors unter reduktiven Verhältnissen zurückzuführen sind (BAYLFW unver. Daten). Der wesentliche Grund für die geringe Auswirkung dieser internen Phosphorfracht liegt in der sehr kurzen Aufenthaltszeit des Wassers im Spitzingsee, die nur zehn Wochen beträgt. Dadurch wird der See förmlich durchgespült, zumal einer der Hauptzuflüsse im Westen des nördlichen Beckens liegt und der andere Hauptzufluß am Ostufer des südlichen Beckens. Ein direkter Kurzschluß des Wasserflusses zur Roten Valepp, dem Ablauf im Süden des Sees, wird auf diese Weise verhindert. Die Zuflüsse führen dem See sehr kaltes Schmelzwasser bzw. Grundwasser zu, das sich während der Sommerstagnation weiter unten einschichtet und somit das wärmere Wasser des Epilimnions aus dem See verdrängt. Dieser Effekt wirkt sich in sofern nur positiv auf die Nährstoffverhältnisse im See aus, wenn das zugeführte Wasser nicht übermäßig mit Phosphor belastet ist und möglichst mit viel Sauerstoff angereichert ist. Somit erfolgt eine natürliche Tiefenbelüftung des Sees.

Das sehr große Einzugsgebiet des Spitzingsees von 7,51 km<sup>2</sup> besteht nur zu 37 % aus landwirtschaftlich genutzter Fläche. Ein Großteil der Flächen sind Ödland oder Waldbestände, die auf Grund der Morphologie schlecht zu bewirtschaften sind. Die extensive Weidewirtschaft der Almbetriebe ist die vorherrschende landwirtschaftliche Nutzungsform. Durch den sehr hohen Anteil an Waldflächen ergibt sich ein sehr niedriger Index von 1,94 für das Einzugsgebiet. Diese Belastung wird durch die graphische

Darstellung in der Karte verdeutlicht (vgl. Kapitel CD-ROM), in der das mäßig-erhebliche Austragspotential einen Großteil der Belastung ausmacht. Neben den direkt an den See angrenzenden Flächen auf dem Schüttungsdelta des Firstgrabens sowie den bewirtschafteten Moorflächen im Norden des Sees sind vor allem die stark genutzten Flächen direkt an den Zuflüssen zum See als kritisch zu bewerten und entsprechende Maßnahmen zu formulieren. Eine Bodenverdichtung durch das Vieh sowie das Ausbringen von Wirtschaftsdünger und der mögliche Direktabfluß von Viehdung auf den nassen Weiden zeichnen diese potentiell gefährdenden Flächen aus. Im Vergleich zu den schlecht erreichbaren Hanglagen, werden diese nah an der Straße liegenden Flächen auch vermehrt mit Wirtschaftsdünger der Almen versorgt. Am Firstgraben setzt die starke Hanglage das Rückhaltevermögen der Böden zusätzlich herab. Im Umfeld der Almen sind die Lägerfluren als besonders kritisch zu bewerten, da in diesen Bereichen der Boden sehr feucht ist und dort die Quellbereiche der Zuflüsse zum Spitzingsee liegen. Weitere Flächen, die von deutlich erhöhtem Austragspotential betroffen sind, stellen die Skipisten dar, die im Sommer als Weideflächen genutzt werden und zum Teil auch gedüngt werden. Durch die Nutzung wird der Oberboden stark verdichtet und die Grasnarbe verletzt, was wiederum bei stärkeren Regenereignissen nach eigenen Beobachtungen zu einem wesentlichen Oberflächenabtrag führt.

Der Spitzingsee zeichnet sich durch eine hohe Heterogenität der verschiedenen gemessenen Parameter im Litoral aus. Das südliche Becken (Abschnitte 12-18) hat einen mittleren Makrophytenindex von 3,18, das nördliche Becken (Abschnitte 1-8, 11) hingegen einen mittleren Indexwert von 3,42. Am stärksten ist der Isthmus (Abschnitte 9, 10) belastet. Der mittlere Makrophytenindex beträgt dort 3,67. Die starke Belastung an der engsten Stelle des Sees ist signifikant verschieden von den übrigen Belastungswerten des Sees (exakter Test nach Fisher,  $p < 0,026$ ,  $n = 18$ ). Die Belastung an sich ist auf den langen Einfluß punktueller Einträge vom Westufer zurückzuführen. Die Häuser auf der Halbinsel wurden erst 1990 an die Kläranlage angeschlossen. Seither führt ein Abwasserrohr an der engsten Stelle zu der Kanalisation am Ostufer (ABWASSERZWECKVERBAND MIESBACH, pers. Mitt.). Der niedrigen Belastungsstufen der Abschnitte im Südbecken unterscheiden sich signifikant von den Abschnitten im nördlichen Becken (exakter Test nach Fisher,  $p < 0,033$ ,  $n = 16$ ). Die niedrigen Indexwerte im südlichen Becken werden vor allem durch das Vorkommen von *Chara hispida* bedingt. MELZER (1988) führt das Vorkommen auf Reliktbestände aus Zeiten mit nährstoffärmeren Verhältnissen zurück bzw. auf mögliche nährstoffarme Grundwassereinflüsse. Letztere wurden im Rahmen dieser Untersuchungen nicht explizit in den Bereichen festgestellt, wo sich dieses Taxon angesiedelt hatte. Da sich im Spitzingsee die Bestände von *Chara hispida* über die Phase der höchsten Belastung mit Nährstoffen halten konnten, bestehen gute Chancen, daß sich die Art wieder in weiten Bereichen des Litorals ansiedelt. Untypisch war die Vergesellschaftung mit *Elodea*

*canadensis* in den Uferabschnitten des südlichen Beckens. Wahrscheinlich kommt dieses Taxon in höheren Häufigkeiten vor, da im Sediment aus früheren Jahren noch hohe Nährstoffkonzentrationen auftreten können. Diese Beobachtung würde die Untersuchungen von VAN DEN BERG et al. (1998) bestätigen, daß Characeen auch dann auftreten können, wenn die Nährstoffverhältnisse sich bereits deutlich verschlechtert haben. Nach dem vollständigen Verschwinden treten Characeen allerdings erst wieder auf, wenn die Konzentration der Nährstoffe an diesem Standort wieder erheblich gesunken sind.

Im Vergleich zu früheren Untersuchungen von SCHAUER (1979) und MELZER (1988) ist die gegenwärtig deutlich tiefere Vegetationsgrenze hervorzuheben. Zum Teil kommen die Makrophyten bis in 8 m Tiefe vor. Nicht selten wird die Grenze von *Nitella opaca* gebildet, die am Spitzingsee das erste Mal nachgewiesen wurde und mit einem Indexwert von 2,5 für die Verbesserung der Wasserqualität in den letzten Jahren spricht. Als Vertreter der Characeen hat auch *Nitella opaca* den Vorteil gegenüber Gefäßpflanzen, daß sie die tieferen Bereiche des Litorals besiedeln kann. Eine Dominanz von *Callitriche cophocarpa* in den Tiefenstufen, wie sie in früheren Untersuchungen festgestellt wurde, konnte nicht bestätigt werden. Vielmehr waren hier *Elodea canadensis* sowie *Nitella opaca* und *Chara hispida* häufiger vertreten. Die Häufigkeiten an einem Standort von *Ranunculus trichophyllus* sowie *Callitriche cophocarpa* schwankten nach eigenen Beobachtungen sehr stark über die Sommerperiode hinweg. Gerade bei den kalten Zuflüssen konnte zu späteren Zeitpunkten ein vermehrtes Vorkommen von *Callitriche cophocarpa* beobachtet werden, die an diesen Standorten besonders vitale Bestände ausbildete. Die sehr üppigen Ausbildung von ganzen Uferabschnitten bestehend aus *Equisetum fluviatile* sind zum einen typisch für Gebirgsseen, in denen der Schachtelhalm an die Stelle des Schilfröhrichts tritt. Weiterhin unterliegt der Spitzingsee durch die Nutzung von Wasserkraft sehr starken Wasserschwankungen. So sank der Seespiegel über das Winterhalbjahr 1996/97 nach eigenen Beobachtungen um knapp 1,5 m ab. Während der Schneeschmelze im Frühjahr wird der See schließlich wieder aufgestaut. Diese Verhältnisse kann das Schilfrohr sehr schlecht tolerieren, weswegen es bis auf wenige Standorte am Spitzingsee nicht vorkommt und auch an diesen eine Übergangsform zum Landschilf bildet (vgl. BAYLFU 1997a).

Die höchsten Werte des Diatomeenindexes lagen an der Probestelle 12, die direkt vor der Siedlung Spitzingsee eine mäßig-erhebliche Belastung anzeigt. Zwar konnten zwei der vier ermittelten Werte nicht gesichert werden, womit auch der Median als nicht gesichert gilt, allerdings fanden sich nach eigenen Beobachtungen während der Eisbedeckung im Winter genau in diesem Bereich kleinere Zuflüsse, die sich durch einen sehr starken Bewuchs mit fädigen Grünalgen auszeichneten. Es liegt die Vermutung nahe, daß sehr nährstoffreiche Sickerwässer oder Drainagewässer aus der Siedlung in diesem Bereich in den See gelangen.

Mit einem mittleren Diatomeenindex von 2,84 gilt der **Haarsee** als mäßig belastet. Der mittlere Makrophytenindex von 3,23 zeigt dagegen eine mäßig-erhebliche Belastung an. Der Unterschied zwischen den Belastungsklassen deutet auf eine geringfügige Verbesserung der Nährstoffbelastung in dem See hin. Jedoch sind sowohl einige Werte des Makrophytenindexes als auch des Diatomeenindexes als nicht gesichert zu bewerten, da zu wenige indikative Taxa gefunden werden konnten. Der Haarsee weist auf Grund seiner Morphologie und der Lage einige Besonderheiten auf. Seine runde Form mit einer Uferentwicklung von 1,1 und die steilen Ufer deuten auf die Entstehung als Toteissee hin, was auch durch die überdurchschnittlich hohe Tiefe (8,8 m) bekräftigt wird. Auf Grund der Kessellage in dem umgebenden Waldstück bleibt der See im Frühjahr länger mit Eis bedeckt und in den Phasen der Homothermie kann der Wind den See zum Teil nicht ganz durchmischen. Das entstandene Monimolimnion zeichnet sich durch Schwefelwasserstoffbildung aus (vgl. VOGEL 1999). Die Armut an Diatomeetaxa kann nicht schlüssig erklärt werden. Jedoch könnten die starken Beschattungen im Uferbereich mit dafür verantwortlich sein. Auch bei den Makrophyten scheint dieser Faktor einen wesentlichen Einfluß zu haben. So kann in allen Abschnitten vor allem das beschattungstolerante (SCHÜTZ 1993) *Myriophyllum spicatum* gefunden werden. Eine Schwimmblattzone fehlt in dem Gewässer fast vollständig, da zum einen das Ufer sehr steil abfällt und zum anderen für den Badestrand eine Kiesschüttung erfolgte. Neben der Kiesschüttung an sich wirkt sich die Trittbelastung durch Badende negativ auf die Entwicklung von Makrophyten aus. In den Bereichen, in denen der Wald bis an das Gewässer reicht, kommt noch der allochthone Eintrag von Totholz sowie Laub hinzu.

Der Index des Einzugsgebietes ist mit einem Wert von 1,90 relativ niedrig im Vergleich zu den anderen untersuchten Seen. Der Großteil der Flächen ist von Waldbeständen geprägt. Es unterliegen jedoch 37 % der Flächen der intensiven Weidewirtschaft. Mit einem Umgebungsfaktor von nur 7 ist der Einfluß auf das Gewässer als gering einzustufen, da das Einzugsgebiet relativ klein ist. Die intensiv genutzten Flächen grenzen nur im Norden an den See und somit liegt eine erhebliche Belastung auf Grund des Austragspotentials aus der Fläche überwiegend in diesem Bereich. Stark landwirtschaftlich genutzte Flächen sind weiterhin noch westlich des Gutes Hirschberg zu finden. Die stärkere Belastung der nördlichen Bereiche wird zusätzlich durch die beiden maximalen Makrophytenindexwerte verdeutlicht.

### 5.2.3. Seen mit kritischer Belastung

Unter der Gruppe der Seen mit kritischer Belastung werden alle Seen zusammengefaßt, deren aktuelle Nährstoffbelastung auf Grund der Bewertung mit dem Diatomeenindex

mindestens als mäßig-erheblich zu bezeichnen ist. Im Rahmen dieser Arbeit waren das der Sulzberger See, der Badsee sowie der Herrenwieser Weiher. Alle drei Seen werden auch durch den Langzeitindikator an Hand des Makrophytenindex als stark belastet ausgewiesen. In den drei Gewässern scheint sich eine Verbesserung der Nährstoffsituation über die letzten Jahre eingestellt zu haben. Diese Aussage ist jedoch wegen der zusätzlich erhobenen Parameter kritisch zu überprüfen, um geeignete Maßnahmen zur nachhaltigen Reduzierung des Nährstoffeintrages formulieren zu können.

Der **Sulzberger See** (Öschlesee) war schon 1981 Gegenstand limnologischer Untersuchungen (MELZER 1988). Aus wasserwirtschaftlicher Sicht liegt das Interesse vor allem bei der Verringerung des sehr starken Nährstoffeintrages in den See, da dieser unter anderem für die Bewohner der Stadt Kempten einen beliebten Badesees darstellt. Der seit 1991 bestehende "*Arbeitskreis Öschlesee*" befaßt sich mit den Maßnahmen, die zur Verbesserung der Gewässerqualität des Sees führen sollen. Es liegen daher bereits umfangreiche Daten über die Entwicklung des Gewässers vor, die im Vergleich mit den aktuellen hydrobotanischen Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit verifiziert werden sollten.

Der Sulzberger See wird auf Grund der Bewertung der Diatomeengesellschaften an den Probestellen aktuell als mäßig-erheblich belastetes Gewässer eingestuft. Der Median aller Werte liegt bei 3,43. Nur einige der 64 untersuchten Stellen weisen einen Indexwert auf, der lediglich eine mäßige Belastung charakterisiert. Zahlreiche Diatomeengesellschaften indizieren an den Probestellen sogar eine erhebliche bzw. eine starke Belastung. Diese starke Varianz der Daten kann am Sulzberger See an Hand der besonderen Nährstoffverhältnisse erklärt werden. Werden die saisonalen Unterschiede der Werte des Diatomeenindex betrachtet, so fällt auf, daß die Werte der Frühjahrsuntersuchung deutlich höher ausfallen. Der Median dieser Teilgruppe von 16 Werten liegt bei 4,13 wohingegen die übrigen Werte durch einen Median von 3,25 repräsentiert werden. Dieser Unterschied zwischen den beiden Gruppen kann als statistisch signifikant abgesichert werden (MWU,  $p < 0,000$ ,  $n = 64$ ). Die Frühjahrsprobenahme unterscheidet sich sogar signifikant von jeder einzelnen weiteren Probenahme (MWU,  $p < 0,000$ ,  $n = 32$  für alle drei Vergleiche). Die Ergebnisse dieser Untersuchung sprechen dafür, daß eine Untersuchung der Diatomeengesellschaften auch im Frühjahr stattfinden muß. Durch die langjährige sehr starke Belastung mit Nährstoffen finden während der Winterstagnation auf Grund von anaeroben Verhältnissen starke Rücklösungsprozesse aus dem Sediment statt. Diese Phosphorfracht wird zu Beginn des Jahres während der Vollzirkulation im gesamten Wasserkörper verteilt. Nun lag zum einen wegen des strengen Winters eine sehr lange Eisbedeckung vor und zum anderen bewirken die speziellen Verhältnisse auf Grund der späten Entwicklung der Bestände von *Ceratophyllum demersum* im Sulzberger See ein

gute Verfügbarkeit der Nährstoffe für Aufwuchsalgen und Plankton. Es handelt sich hier um den sogenannten Startphosphor zu Beginn der Vegetationsperiode, der die Ursache für die Entwicklung von Diatomeengesellschaften ist, die sehr sensibel diese gesteigerten Nährstoffverhältnisse widerspiegeln. Die Daten des BAYLFW (unver. Daten) weisen während der Frühjahrszirkulation eine TP-Konzentration von 36 µg/l auf, die nach Tab. 3.5 exakt dem mittleren Diatomeenindex der Frühjahrsprobenahme entspricht. Auf Grund eines sehr dichten Probenahmerasters des WWA Kemptens liegen detaillierte Informationen über die Verhältnisse in diesem Gewässer vor. So konnte eine volumengewichtete mittlere TP-Konzentration von 43 µg/l ermittelt werden. Die Sichttiefe schwankte zwischen Werten von 1,1 m und 6,2 m innerhalb eines Jahres, wobei der mittlere Wert bei 2,0 m lag. Nach der Einteilung von BAYSTMLU (1996) ist der See an Hand der Sichttiefenmessungen als eutroph zu bezeichnen.

Bei der Bewertung des trophischen Zustandes des Sulzberger Sees durch den Makrophytenindex wird die extreme Belastung des Sees mit Nährstoffen in den letzten Jahren deutlich. Der mittlere Makrophytenindex liegt bei 4,48 und ist damit noch höher als bei den Untersuchungen im Jahr 1981 von MELZER (1988). Damals betrug der Wert 3,98. Der aktuelle mittlere Makrophytenindex deutet auf eine sehr starke Belastung des Sulzberger Sees hin. Nur der Abschnitt 13 fällt aus dem Rahmen der Bewertung. Der Grund ist das Vorkommen von *Chara aspera* innerhalb eines Wurzelhorizontes. Warum die Art gerade dort mit dieser Häufigkeit vorkommt, kann nicht geklärt werden. In diesem Abschnitt wurden zwar in 1-2 m Tiefe geringe Grundwasserzutritte bemerkt, die mit Sicherheit nur einen geringen Einfluß auf die Entwicklung der Characeen an ihrem Standort auf dem Wurzelhorizont knapp unterhalb der Wasseroberfläche hatten. Die Bedeutung dieses Abschnittes ist in Anbetracht der Gesamtbelastung des Sees jedoch in den Hintergrund zu stellen, da weder morphologisch noch von der Zusammensetzung der übrigen Arten der Abschnitt auffällig anders war. Die nicht gesicherten Werte in den Abschnitten 4 und 8 sind auf die starken Kiesschüttungen und die starke Badenutzung zurückzuführen. Der ermittelte Indexwert gibt die starke Belastungssituation auch in diesen Abschnitten korrekt wider.

An den meisten Probestellen liegt eine mäßig-erhebliche Belastung vor. An der Probestelle 5 vor dem Zufluß des Hofstettener Bachs und der Probestelle 9a vor dem Zufluß des Köhlibaches indizieren die Kieselalngengesellschaften allerdings eine stärkere Belastung. MAYR (1998) untersuchte daher im September 1997 exemplarisch den Zulauf am Köhlibach. Bei leicht einsetzendem Regen konnten Werte von 73 µg/l bis 168 µg/l TP festgestellt werden. Durch die Anlage eines Sammelbeckens unmittelbar vor dem Eintritt in den See kann ein Teil der Nährstoffe in pflanzlicher Biomasse fixiert werden, was sich durch eine schnelle Verlandung des flachen Sammelbeckens bemerkbar macht. Auch

WEICHWALD (1998) beschreibt für das Jahr 1984 sehr hohe TP-Werte in den Zuflüssen. Das zuständige WWA Kempten stellte damals eine wesentlich höhere trophische und auch saprobielle Belastung am Hofstettener Bach im Vergleich zum Köhlibach sowie dem Zulauf von Bittris fest.

Diese Ergebnisse sollten direkt mit den Erhebungen im Einzugsgebiet verglichen werden. Die von WEICHWALD (1998) erhobenen Flächendaten wurden im Zuge der einheitlichen Bewertung neu attribuiert und in dem in Kapitel 3.5 vorgestellten Modell verrechnet. Analog zu den Werten des Diatomeenindex und des Makrophytenindex für die Nährstoffbelastung des Litorals ergibt sich auch bei der Bewertung des Einzugsgebietes mit einem Index von 3,56 ein sehr hoher Wert. Dieser Indexwert ist der höchste, der im Rahmen dieser Arbeit an den zehn Kleinseen ermittelt wurde. Die Nutzung im Einzugsgebiet des Sulzberger Sees ist bereits in dem Punkt auffällig, daß 88 % der Gesamtfläche landwirtschaftlich genutzt werden. Durch die Milchviehwirtschaft bedingt sind davon wiederum 97 % intensive Weiden und nur ein verschwindend geringer Teil entfällt auf Ackerland, intensive Wiesen oder extensive Wirtschaftsformen. So ist es nicht überraschend, daß bei der Bewertung des Austragspotentials über 50 % der Flächen den kritischen Wert einer mäßig-erheblichen Belastung oder höher einnehmen. In der Übersichtskarte zur Bewertung des Einzugsgebietes fallen besonders die Flächen an den Zuflüssen durch gelbe, orangene und rote Farbtöne ins Auge (vgl. CD-ROM). Während die Bewertungen einzelner Flächen an den anderen Seen sehr hoch war, da sich eine ungünstige Kombination von Nutzung, Boden und Hangneigung ergab, so entfällt das Kriterium der Hangneigung am Sulzberger See fast ganz. Die intensive Bewirtschaftung erfolgt hier größtenteils auf Böden mit moorigem Charakter, die gleichzeitig stark drainiert wurden, um sie bewirtschaften zu können. Einzig durch den rechnerisch angewandten Puffer, der gewässerferne Flächen mit zunehmender Entfernung in ihrem Austragspotential zwei Stufen geringer bewertet, fällt die Flächenstatistik für den Sulzberger See nicht noch schlechter aus. Die Flächen des stärksten potentiellen Austrags liegen im Bereich der Ortschaft Hofstetten sowie zwischen den Siedlungen Eigen und Seebach in der Quellregion des Köhlibaches. WEICHWALD (1998) fand überwiegend in der Siedlung Hofstetten zahlreiche Abwasserzuläufe in den Bach. Auch der Köhlibach weist zahlreiche Einleitungen auf. Der Fuchsbach ist überwiegend durch Drainagezuflüsse aus den intensiv genutzten Flächen gekennzeichnet.

Im folgenden soll versucht werden die starken Unterschiede der verschiedenen Bewertungsmaßstäbe für die Belastung des Sulzberger Sees zu erörtern. Der Sulzberger See befindet sich derzeit in einem makrophytendominierten Zustand, der maßgeblich von *Ceratophyllum demersum* gesteuert wird. MELZER (1988) konnte diese Art 1981 am Sulzberger See noch gar nicht nachweisen. Diese Wasserpflanze hat sich erst in den letzten



Jahren etabliert und zügig ausgebreitet, was durch die vegetative Vermehrungsart begünstigt wird. Dabei spielt das Gemeine Hornblatt eine entscheidende Rolle für den Nährstoffhaushalt des Sees. Die Pflanze verfügt nur über Rhizoide, die sich im Substrat verankern, oder die Pflanze kommt vollständig pelagisch als Pleustophyt vor. Dadurch findet die Nährstoffaufnahme auch nicht wie bei den meisten anderen Makrophyten über das Wurzelsystem im Sediment statt, sondern sie erfolgt über das Freiwasser direkt über die Sproßflächen und Blattspreiten der Pflanze. Auf Grund dieser Tatsache wird die Konzentration des verfügbaren Phosphors im Freiwasser und besonders im Litoral des Sees stark herabgesetzt. Innerhalb der Hornblattbestände kamen Sichttiefen von mehreren Metern bis auf den Grund vor. Die minimale Sichttiefe betrug zu diesem Zeitpunkt bei den Messungen im Pelagial 1,10 m. Mit zunehmender Tiefe blieb das Hornblatt im Sulzberger See aus und die Trübung des Wasserkörpers nahm deutlich zu. Die gewaltige Biomasse, die durch das Hornblatt gestellt wird, bindet folglich die verfügbaren Nährstoffe des Freiwassers in großem Maße. Positiv auf den Nährstoffhaushalt wirkt sich gleichzeitig noch der Generationszyklus der Pflanze aus. MJELDE & FAAFENG (1997) stellten fest, daß die Bestände von *Ceratophyllum demersum* in einem See erst am Ende der Winterstagnation anfangen sich zu zersetzen und damit die Phosphorfreisetzung durch anaerobe Rücklösungsprozesse über die Winterstagnation verzögern bzw. vermindern. Eventuell kann dadurch eine stärkere Nettosedimentation von Phosphor ins Sediment erfolgen. Die Dominanz des Gemeinen Hornblatts bedingt den sehr hohen Wert für den Makrophytenindex. Die Überlegung, die Pflanze in eine Klasse zu stufen, die eine geringere Nährstoffbelastung indiziert, da die Meßwerte des TP-Gehaltes im Pelagial ein deutlich geringeres Trophiepotential angeben, wurde aus zweierlei Gründen verworfen. Zum einen ändert sich der Indexwert nach der Anpassung nur geringfügig und die Gesamtbeurteilung des Sulzberger Sees bleibt annähernd gleich. Zum anderen sollte das Vorkommen der Pflanze eher so gedeutet werden, daß es an ihren Standorten ein sehr hohes Potential für die Trophie gibt, das durch einen kontinuierlichen Nachschub an Nährstoffen aufrecht erhalten wird. Im weiteren Sinne stellt die Pflanze also den vermeintlichen Primärproduzenten in folge der erhöhten Nährstoffzufuhr dar. Die Art kommt zwar in allen Abschnitten vor, doch es ist auffällig, daß sie in allen Abschnitten, in denen Zuflüsse in den See münden, die Pflanze mit den höchsten Schätzstufen auftritt. Dieser Unterschied ist signifikant und konnte statistisch abgesichert werden (MWU,  $p < 0,000$ ,  $n = 56$ ).

Mit der jahreszeitlichen Entwicklung des Gemeinen Hornblatts kann auch die Ausbildung der verschiedenen Diatomeengesellschaften mit den unterschiedlichen Indizes zu den einzelnen Jahreszeiten erklärt werden. Zu Beginn des Jahres verfügt das Freiwasser über eine erhöhte Phosphorkonzentration auf Grund der Frühjahrszirkulation. Das Gemeine Hornblatt ist zu diesem Zeitpunkt nur sehr gering ausgebildet und kann quantitativ gesehen

noch nicht so viel des verfügbaren Phosphors aufnehmen. Diese Vermutung bestätigt sich in den höheren Werten des Diatomeenindex im Frühjahr. Später nimmt der TP-Gehalt im Freiwasser auf Grund der Verbreitung des Gemeinen Hornblattes ab und die Werte des Diatomeenindex sinken entsprechend.

Der **Badsee** wird mit einem mittleren Diatomeenindex von 3,98 zu den erheblich belasteten Gewässern gezählt. Die Belastung mit Nährstoffen liegt bereits deutlich über der kritischen Stufe. Im Litoral des Badsees herrschen demnach eutrophen Verhältnissen. Die Makrophyten als Langzeitindikator beschreiben eine sehr starke Belastung im Litoral des Badsees. Der Makrophytenindex konnte allerdings in einem Abschnitt nicht gesichert werden und in einem weiteren der vier Abschnitte konnten keine indikativen Taxa gefunden werden. Der Badsee zeichnet sich durch einen sehr flächendeckenden Bewuchs von *Nuphar lutea* aus. Durch seine sehr flache Morphologie gibt es auch sehr wenig Litoralfläche, die noch von weiteren Makrophyten besiedelt werden könnten. Auf Grund der geringen Gewässertiefe und Seefläche ist dieser See polymiktisch. VOGEL (1999) stellte bei ihren Messungen im Pelagial des knapp 3,5 m tiefen Sees eine permanente Homothermie fest. In Verbindung mit Meßwerten vom WWA Weilheim (unver. Daten) aus demselben Jahr zeigte sich, daß es über das Jahr auch keine Sauerstoffzehrung bzw. Rücklösungsprozesse aus dem Sediment gab, wie sie in einem stabilen Hypolimnion typisch wären. Es deutet vielmehr alles darauf hin, daß der sehr windexponierte See durch die vorherrschende Windrichtungen häufig komplett durchmischt wurde. Im Vergleich zu geschichteten Seen sind diese Gewässer häufig eutroph oder hypertroph, weil das Phytoplankton immer wieder mit ausreichend Nährstoffen versorgt wird (KLAPPER 1992). Die Diatomeengesellschaften spiegeln an den verschiedenen Probestellen ein sehr einheitliches Bild von erheblicher Belastung mit Nährstoffen im Litoral wider. Dabei zeigt sich bei der Probenahme im Spätsommer eine wesentlich höhere Belastung mit Nährstoffen, die im Mittel eine Klasse höher ist, als zu den anderen Zeitpunkten. Dieser Unterschied im Vergleich zu den beiden anderen Probenahmen konnte als statistisch signifikant abgesichert werden (MWU,  $p < 0,015$ ,  $n = 18$ ).

Der Indexwert für das relativ kleine Einzugsgebiet liegt am Badsee bei 3,28. Nach dem Sulzberger See hat der Badsee den schlechtesten Wert bei der Bewertung des Austragspotentials im Einzugsgebiet. Der Umgebungsfaktor ist für den fast kreisrunden See mit einem Wert von 6 sehr gering. Dadurch ist der Einfluß des Einzugsgebietes auf die Nährstoffsituation des Sees begrenzt. In diesem kleinen Einzugsgebiet von 22 ha sind 85 % der Flächen intensives Grünland bzw. Ackerland. Da diese Flächen zum Teil direkt an das Gewässer heranreichen und gleichzeitig drainiert werden, besteht eine akute Belastung aus dem Umland. Daher wurden von VOGEL (1999) die Drainagerohre in Abschnitt 1 an den Probestellen 1 und 6 gesondert untersucht. Im September 1998 konnten an diesen Stellen

deutlich höhere Konzentrationen von Silizium, Nitrat und Phosphor festgestellt werden im Vergleich zu den übrigen Probestellen. Die TP-Konzentration lag bei 85 bzw. 325 µg/l. Beide Werte deuten nach der im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Einteilung auf sehr starke Belastungen hin. Die Karte über das Austragspotential der Flächen im Einzugsgebiet weist in diesem Bereich Flächen mit erheblicher und starker Belastung auf. Durch die Gewässernähe und den fehlenden Pufferstreifen zum See macht sich der negative Einfluß der stark landwirtschaftlich genutzten Flächen direkt bemerkbar.

Die höheren Werte der Nitratkonzentrationen in den Zuflüssen und die extrem niedrigen Werte von Ammonium und Nitrat an den Probestellen lassen darauf schließen, daß Stickstoff von den Primärproduzenten vermehrt aufgenommen wird. Eine reine Phosphorlimitierung konnte in diesem Fall auch nicht bestätigt werden. Somit liegt eventuell auf Grund der hohen Versorgung mit Phosphor eine Stickstofflimitierung in dem Gewässer vor.

Durch die hohe Primärproduktion im Badsee fallen im Herbst große Mengen an organischer Substanz an, die auf den Gewässergrund sinken und dort eine mächtige organische Auflage bilden. Da es sich hier um Lockersedimente handelt, kommt bei starken Winden noch eine zusätzliche Trübung des Gewässer auf Grund der organischen Partikel hinzu. Die Trübung des Wassers und die starke Ausbildung des Schwimmblattgürtels haben auf Grund von Beschattungseffekten die Entwicklung der Aufwuchsgesellschaften an den Probestellen möglicherweise beeinflusst.

Im **Herrenwieser Weiher** wurde mit 4,23 der höchste Diatomeenindex ermittelt. charakterisiert. Der Wert signalisiert eine starke Belastung durch Nährstoffe im Litoral. Diese Charakterisierung steht gleichzeitig stellvertretend für alle Probestellen zu den verschiedenen Probenahmezeitpunkten. Lediglich einige wenige Werte weichen von dieser Beurteilung ab. Der mittlere Makrophytenindex des Herrenwieser Weihers liegt bei 4,49 und ist der höchste Wert, der in dieser Untersuchung ermittelt wurde. Die Belastung des Litorals mit Nährstoffen über die letzten Jahre war demnach sehr stark. Auf Grund der starken Phytoplanktonentwicklung kam es im Herrenwieser Weiher in den letzten Jahren zu einer starken Verarmung an Makrophyten. Bei der Makrophytenkartierung im Jahr 1993 konnte das WWA Kempten noch wesentlich mehr Makrophyten erfassen. Vor allem waren auch mehr indikative Taxa vertreten, so daß die Indexwerte der Abschnitte nach der neuen Einteilung als gesichert bezeichnet werden können. Schon damals war die Belastung sehr stark und nur in den südlichen Abschnitten um den Mönch war die Belastung etwas geringer. In diesem Bereich liegen auch zwei Probestellen der aktuellen Diatomeenuntersuchungen, die durch die geringen Indexwerte als erheblich belastet angesehen werden. Alle anderen Indexwerte werden eine Klasse höher eingestuft. Nur bei

einer Probestellen lagen nicht genügend indikative Taxa in ausreichender Abundanz vor, so daß der Indexwert der Probestelle als nicht gesichert betrachtet werden muß.

Der sicherlich beeindruckendste Aspekt am Herrenwieser Weiher war die enorm hohe Dichte von *Aphanizomenon flos aquae*, die während der starken Phytoplanktonentwicklung im Sommer auftrat. Durch die sogenannte *luxury consumption* kann diese Art soviel Phosphat speichern, daß sie allein auf Grund der Reserven noch  $2^{10}$  Zellteilungen durchführen kann. Das Gewässer mußte im Sommer aus gesundheitlichen Gründen sogar für den öffentlichen Badebetrieb gesperrt werden. In der sehr flachen nördlichen Bucht konnten zusätzlich mächtige Grünalgenmatten auf dem Gewässergrund festgestellt werden. Zum Teil lag hier eine Gewässertiefe von weniger als 30 cm vor. Bei den Messungen der Sichttiefe an der tiefsten Stelle lagen die Werte immer unter einem Meter (EHRENTREICH 1999). Wegen der starken Phytoplanktonentwicklung kam es neben den äußerst schlechten Sichtverhältnissen, die sich auf das Makrophytenwachstum nachhaltig ungünstig auswirken, zu einer extremen Übersättigung mit Sauerstoff mit Meßwerten von bis zu 247 %. Durch die Schichtung des Wasserkörpers war jedoch bereits in geringer Tiefe eine starke Zehrung zu erkennen (EHRENTREICH 1999).

Der Indexwert des Einzugsgebietes ist mit 3,09 zwar nicht der maximale Wert der Untersuchung, er deutet jedoch auf eine problematische Situation im Einzugsgebiet hin. 78 % der Flächen werden als intensives Grünland genutzt. Das Einzugsgebiet am Herrenwieser Weiher wurde durch einen künstlich angelegten Graben drastisch vergrößert, so daß der Weiher einen Umgebungsfaktor von 134 hat. Im Vergleich dazu hat der deutlich größere Bodensee-Obersee einen Umgebungsfaktor von knapp 22 (SCHWOERBEL 1999). Neben der Fracht, die auf Grund der relativ belastenden Nutzung in das Gewässer gelangt, wird der Wert vervielfacht durch die enorme Größe des Einzugsgebietes.

### 5.3. Prognose und Maßnahmen

Die vorliegende Untersuchung zeigt, daß durch die Kombination von zwei verschiedenen Indikationssystemen für die Gewässerqualität im Litoral ein wesentlicher Erkenntnisgewinn erzielt werden kann und dadurch eine sehr gute Prognose für die Entwicklung des Gewässers in Hinblick auf die Nährstoffsituation möglich ist. Je nach potentieller Entwicklung können entsprechende Maßnahmen für die Verbesserung der Gewässerqualität der Kleinseen formuliert werden. Dabei sollte in einem weiteren Schritt auch die natürliche Grundbelastung des Gewässers berücksichtigt werden, um den maximal erreichbaren Zielzustand definieren zu können. Erste Ansätze in diese Richtung werden auch von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser in der vorläufigen Richtlinie zur

---

"Gewässerbewertung - Stehende Gewässer" verfolgt (LAWA 1998) sowie in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie gefordert (EUROPÄISCHE UNION 1998).

Nach der Bewertung des aktuellen Zustandes der Gewässerbelastung mit Nährstoffen wird das Interesse zunächst auf die Seen gelenkt, deren Nährstoffbelastung als kritisch, d.h. mäßig-erheblich oder stärker, zu betrachten ist. Gerade bei den Seen, bei denen zwar die Belastung unterhalb der kritischen Grenze liegt, die Makrophyten aber auf eine höhere Belastung in den letzten Jahren hinweisen, muß geprüft werden, ob die Nährstoffverhältnisse tatsächlich der von den Makrophyten angezeigten Tendenz entsprechen. Die sehr gering und gering belasteten Gewässer sind aus wasserwirtschaftlicher Sicht in Bezug auf anzuwendende Maßnahmen wesentlich unbedeutender und sollte im Sinne der Gewässerökologie der weiteren Beobachtung unterzogen werden.

Wird die Klasse des Belastungsgrades vom mittleren Makrophytenindex an dem jeweiligen See mit der entsprechenden Klasse vom mittleren Wert für den Diatomeenindex verglichen, so ergibt sich ein Prognosemodell für die Entwicklung der Nährstoffbelastung im Litoral der Seen (Abb. 5.1). In der Abb. 5.1 ist dargestellt, wie sich über die letzten Jahre die Nährstoffsituation an den einzelnen Gewässern verändert hat. Bei den Gewässern unterhalb der gepunkteten Linie, die den kritischen Schwellenwert darstellt, kam es dagegen ausschließlich zu einer Verbesserung der Nährstoffbelastung. Da es sich hier um den Vergleich von zwei Indexwerten handelt, die sich wiederum aus mehreren Einzelwerten zusammensetzen, muß überprüft werden, inwieweit diese Änderung auch als signifikant abgesichert werden kann. Daher wurden die Werte des Diatomeenindex an den Probestellen den Werten des Makrophytenindex für die einzelnen Abschnitte gegenübergestellt. Der exakte Test nach Fisher beruht dabei auf der Erstellung einer Kontingenztafel, in deren Feldern die Häufigkeiten stehen, mit denen die Indexwerte in den einzelnen Belastungsklassen vertreten sind. Dieser Unterschied wird getestet. In Tab. 5.1 sind die einzelnen Ergebnisse des exakten Tests nach Fisher dargestellt und beschrieben. Es zeigt sich, daß die Veränderung an vier Seen nicht signifikant ist. An den restlichen sechs Seen liegt ein signifikanter Unterschied zwischen der Belastung mit Nährstoffen in den letzten Jahren und der aktuellen Belastung vor.

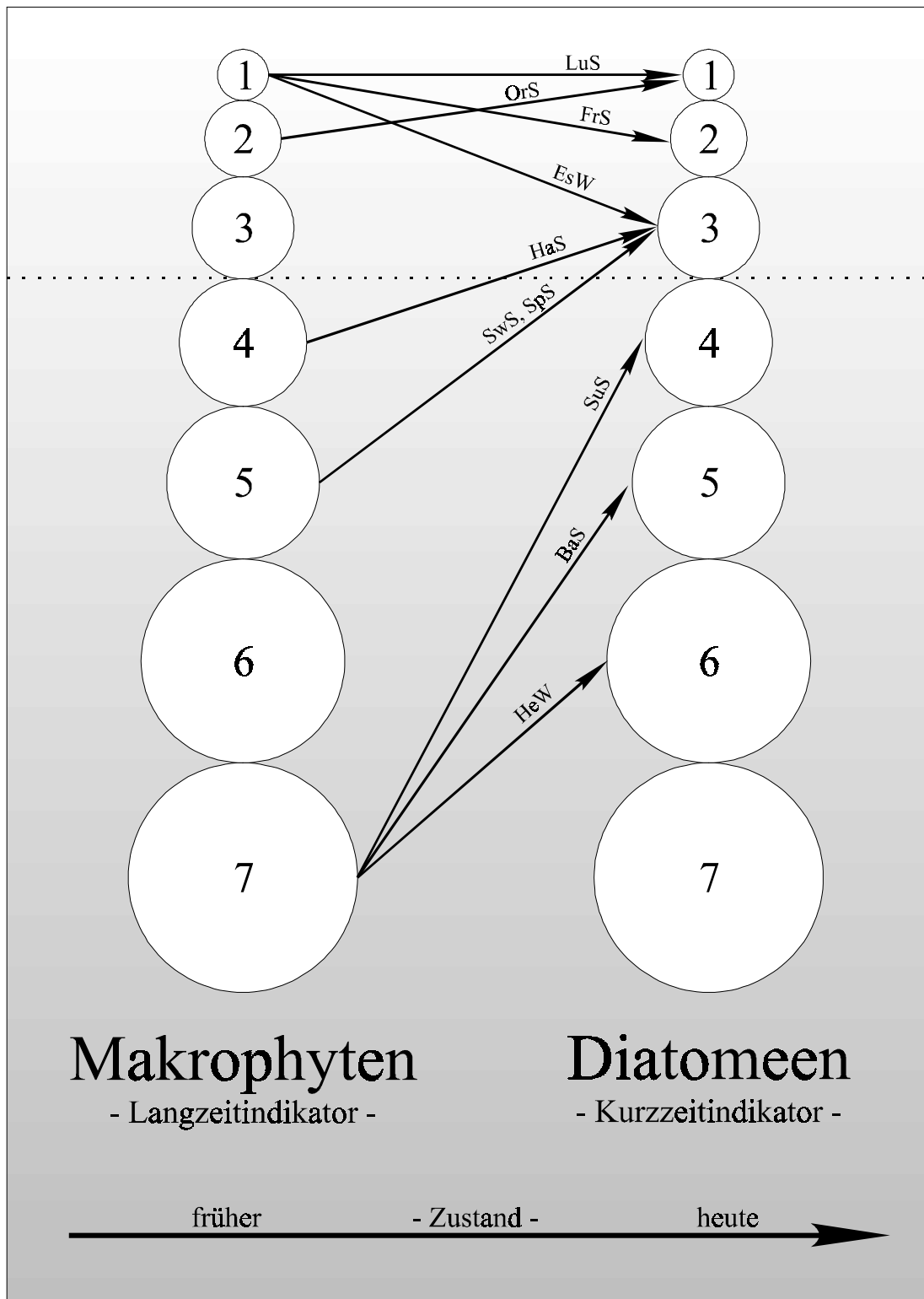


Abb. 5.1: Prognosemodell der Nährstoffbelastung an den zehn untersuchten Gewässern nach der Bewertung mit Makrophyten und Diatomeen. Die kritische Belastungsgrenze ist als gepunktete Linie dargestellt. (Belastungsgrade (Kreise): 1 = sehr gering, 2 = gering, 3 = mäßig, 4 = mäßig-erheblich, 5 = erheblich, 6 = stark, 7 = sehr stark)

Tab. 5.1: Ergebnisse des exakten Tests nach Fisher beim Vergleich der Werte von Diatomeen- und Makrophytenindex in Bezug zu den Belastungsklassen. Angegeben sind die Anzahl der Probestellen bzw. Abschnitte, die dem Test zu Grunde liegen sowie der Wahrscheinlichkeitswert  $p$  und dessen Interpretation.

	Diatomeen- probestellen	Makrophyten- abschnitte	exakter Test nach Fisher	Unterschied
<b>LuS</b>	n = 7	n = 4	---	nicht signifikant
<b>OrS</b>	n = 7	n = 9	$p < 0,106$	nicht signifikant
<b>FrS</b>	n = 11	n = 8	$p < 0,002$	signifikant
<b>EsW</b>	n = 8	n = 8	$p < 0,132$	nicht signifikant
<b>SwS</b>	n = 7	n = 6	$p < 0,006$	signifikant
<b>SpS</b>	n = 15	n = 18	$p < 0,000$	signifikant
<b>HaS</b>	n = 7	n = 5	$p < 0,165$	nicht signifikant
<b>SuS</b>	n = 16	n = 14	$p < 0,000$	signifikant
<b>BaS</b>	n = 6	n = 3	$p < 0,012$	signifikant
<b>HeW</b>	n = 8	n = 4	$p < 0,002$	signifikant

Mit der zusätzlichen Information aus dem hydrologischen Einzugsgebiet, inwieweit es Flächen mit einem hohen Austragspotential gibt, müssen auch die vier Seen kurz bewertet werden, bei denen auf Grund dieser beiden angewandten Methoden keine wesentliche Veränderung über die letzten Jahre eingetreten ist. Der **Lustsee** hatte an allen Probestellen und allen Abschnitten eine sehr geringe Belastung, daher lagen für die Teststatistik konstante Werte vor. Der Lustsee wurde zu Beginn dieses Projektes unter dem Gesichtspunkt ausgewählt, ein Referenzgewässer in diesem Datensatz zu haben, das konstante Verhältnisse aufweist und möglichst anthropogen unbeeinflusst ist. Diese Kriterien werden nach allen angewandten Bewertungsmethoden am Lustsee vollständig erfüllt. Der See stellt ein einmaliges und unersetzliches Relikt der voralpinen Eiszerfallslandschaft dar, das durch das Naturschutzgesetz des Jahres 1981 vor Massentourismus geschützt worden ist und so für spätere Generationen erhalten bleiben soll (BAYLFW 1987). Ergebnisse aus früheren Untersuchungen, daß sich die Makrophytengesellschaften im Sinn der Nährstoffbelastung ungünstig verändert haben (MELZER 1988, SANDMANN 1995) und daß eine Sauerstoffzehrung über Grund (BAUER 1985, zit. in MELZER 1988) eingetreten ist, die nicht weiter verifiziert werden konnte. Am 14. Oktober 1997, dem Ende der Sommerstagnation, lag in 17 m Tiefe bei einer Temperatur von 10,6°C der Sauerstoffgehalt bei 5,8 mg/l (vgl. SEELE et al. 1999). Eventuell hat der Lustsee einige Jahre mit kritischen Nährstoffverhältnissen im Litoral hinter sich. Diesbezüglich werden stratigraphische Untersuchungen an einem Bohrkern des Profundals wichtige Aufschlüsse über die letzten Jahre geben (BAYLFW unver. Daten).

Eine akute Belastung durch die Nutzung des direkten Umlandes kann zwar ausgeschlossen werden, da sie überwiegend forstwirtschaftlicher Art ist, aber unter dem Gesichtspunkt der akuten potentiellen Belastungen muß die Problematik angesprochen werden, daß auf der direkt angrenzenden Staatsstraße Gefahrguttransporte mit wassergefährdenden Stoffen stattfinden, die schwerwiegende Folgen für das ökologische Gleichgewicht am Lustsee haben könnten (vgl. Kapitel 5.2.1).

Der **Ortwanger See** gehört ebenfalls zu den sehr gering belasteten Gewässern, die keiner akuten Veränderung ihrer Nährstoffsituation unterliegen. Durch den starken Grundwassereinfluß und der Lage des Sees zwischen Ostrach und Iller findet zusätzlich ein rascher Austausch des Wasserkörpers statt. Bei der Bewertung des Umlandes liegt es bei diesem See nahe, auf die erhöhte Belastung durch die Flächen am Nordende des Sees sowie das Ostufer bis zur angrenzenden Bundesstraße hinzuweisen. Hier würde sich eine Extensivierung der landwirtschaftlich genutzten Flächen positiv auf das Gewässer auswirken. Die weiteren Flächen mit kritischer Bewertung liegen in diesem Fall weit genug von dem Gewässer entfernt und werden sich nachhaltig nicht negativ auf den Ortswanger See auswirken.

Am **Eschacher Weiher** liegt nach der Teststatistik in Tab. 5.1 ebenfalls kein Unterschied zwischen den beiden Bewertungsansätzen vor. Die Tendenz der Verschlechterung der Nährstoffsituation an diesem See kann demnach nicht untermauert werden. Wie bereits bei der Zustandsbewertung erwähnt wurde, unterlag der Eschacher Weiher in den letzten Jahren durch Baumaßnahmen am Damm und dem damit verbundenen Ablassen des Wassers einer starken Dynamik. Der Vergleich der Makrophytenkartierung des WWA Kemptens im Jahr 1996 auf Basis der neuen Einteilung mit den aktuellen Kartierung zeigte ebenfalls deutlich, daß die Makrophytengesellschaften und deren Indikation für die Nährstoffbelastung stark schwanken innerhalb weniger Jahre (EHRENTREICH 1999). Der Austrag aus den Flächen des Einzugsgebietes hat vor allem im nördlichen Uferbereich einen Einfluß, da dort sowohl stärker geneigte Hangflächen sowie eine intensivere Nutzung vorliegen. Die südlichen Bereiche, die auch die stärksten Hangneigungen aufweisen sind mit Bäumen bestanden, so daß der in der Hauptabflußrichtung des Geländes keine negative Beeinflussung auf das Gewässer stattfindet.

Die Veränderung der Nährstoffsituation am **Haarsee** kann auch nicht statistisch abgesichert werden. Deshalb ist der Zustand des Haarsees nach wie vor als kritisch, daß heißt zwischen mäßig-erheblich und mäßig belastet einzustufen. Allerdings waren am Haarsee drei Indexwerte der Makrophytenabschnitte auf Grund der wenigen Makrophyten nicht gesichert. Die beiden restlichen Abschnitte weisen eine starke Belastung auf. Im Vergleich dazu waren von den sieben Werten für die Diatomeenprobestellen nur zwei nicht



gesichert. Der an Hand der Makrophyten ermittelte Wert des Langzeitindikators deutet auf eine schlechtere Nährstoffsituation im Gewässer hin als der Wert des Kurzzeitindikators. Ein Trend der Verbesserung könnte daher vorliegen, auch wenn er sich nicht statistisch absichern läßt. Das relativ kleine Einzugsgebiet wird stark von Wald geprägt, der häufig auch unmittelbar bis an das Gewässer reicht. Lediglich am Nordufer liegt eine extensive Weide und im Hinterland weitere intensiv genutzte Weideflächen. Der Einfluß dieses Bereiches spiegelt sich im Litoral des Sees durch den zweithöchsten Indexwert wider. Eine Extensivierung der gewässernahen Flächen ist daher aus gewässerökologischer Sicht in diesem Bereich anzustreben bzw. sollte überprüft werden, ob in diesem Bereich Drainagerohre liegen, die den Nährstofffluß aus der Fläche in den See kurzschließen. In dem Falle sollten die Rohre nicht direkt in den See eingeleitet werden oder sofern möglich die Drainage ganz unterbunden werden. Nur so kann der See mit einer guten Wasserqualität nachhaltig attraktiv gehalten werden und als Badegewässer für die Bevölkerung dienen, wie es im Rahmen des Arten- und Biotopschutzprogramm Bayerns (BAYSTMLU 1997) gefordert wird, damit die anderen Gewässer in der Gegend wegen ihrer höheren Bedeutung langfristig geschützt werden können.

Bei den übrigen sechs Seen konnte der Unterschied zwischen dem früheren und dem heutigen Zustand als statistisch gesichert betrachtet werden. Der **Froschhauser See** ist jedoch der einzige, der eine Verschlechterung der Nährstoffsituation aufweist. Die Nährstoffbelastung hat sich von sehr gering zu gering verändert. In Bezug zu der mittleren TP-Konzentration beschreibt dies den Unterschied zwischen weniger als 10 µg/l und 10-15 µg/l. Es liegt hier ein Fall vor, wo das vorgestellte System eventuell an seine Grenze der Auflösung stößt. Da die Werte der beiden Indexsysteme jedoch fast vollständig in unterschiedlichen Klassen vorkommen, muß die Situation am Froschhauser See sehr kritisch betrachtet werden.

Sowohl der gewichtete TP-Gehalt als auch die Konzentration zur Vollzirkulation liegen am Froschhauser See bei knapp 20 µg/l (SEELE et al. 1999) und charakterisieren daher noch schlechtere Nährstoffverhältnisse als durch die beiden Indikationssysteme im Litoral angezeigt werden. Während der Sommermonate konnte auch eine deutliche Sauerstoffzehrung ab 6,5 m im Hypolimnion festgestellt werden (BAYLFW unver. Daten), wodurch bei anaeroben Prozessen Phosphor aus dem Sediment zurückgelöst wird und so zu einer gesteigerten internen Eutrophierung führen. Sowohl die Bucht im Nordwesten wie die Bucht im Südosten sind sehr flach, weswegen das Epilimnion auch ständig in Kontakt mit dem Sediment steht und durch den Wind verursachte Zirkulationen des Wasserkörpers Phosphor aus dem lockeren organischen Sediment freisetzen. Die zusätzliche Nährstoffversorgung kann der Grund für ein verstärktes Makrophytenwachstum sein, das sich vor allem in der nordwestlichen Bucht andeutet, die sich in den letzten Jahren durch

immer dichtere Bestände von *Myriophyllum spicatum* auszeichnete (KÖNIG, pers. Mitt.). In diesem Zusammenhang kann auch die Allelopathie dieser Art gegenüber dem Phytoplankton für die Dominanz verantwortlich sein (SCHEFFER et al. 1993, CHOI et al. 1999, GROSS 1999). In vielen Bereichen des Sees konnten zahlreiche lebende Teichmuscheln festgestellt werden. In Seen mit starker Eutrophierung wurden überwiegend tote Teichmuscheln beobachtet (EHRENTREICH 1999, VOGEL 1999). Es ist zu überprüfen, ob ein Zusammenhang zwischen dem Verschwinden dieser Muschelart und der Trophie eines Gewässers besteht. In jedem Fall spielt das Vorkommen von Muscheln eine bedeutende Rolle im Phosphorkreislauf des Sees, da über den Filtrationsapparat der Muscheln der Phosphor des Gewässers in Faezes und Pseudofaezes gebunden wird und somit schneller dem Sediment zugeführt werden kann (STANCZYKOWSKA & PLANTER 1985). Ein Verschwinden der Muschelfauna trägt somit zusätzlich negativ zur Nährstoffbelastung des Freiwassers bei.

Die festgestellte Verschlechterung der Nährstoffsituation am Froschhauser See muß daher sehr ernst genommen werden, wenngleich der momentane Zustand aus gewässerökologischer und wasserwirtschaftlicher Sicht noch akzeptabel ist, aber vielleicht auch nicht von langer Dauer. Das Gebiet am Froschhauser See unterliegt dem Naturschutz und somit muß dieser schützenswerte terrestrische und aquatische Naturkomplex erhalten bleiben. Die Nutzung im Einzugsgebiet darf nicht zunehmen oder durch verstärkten Viehbesatz intensiviert werden, vielmehr hat eine Extensivierung der besonders kritischen Flächen stattzufinden, um allein das Potential der Nährstoffzufuhr aus den Flächen zu reduzieren. Es sind überwiegend die Flächen an den Zuläufen, die gerade bei Regenereignissen im Sommer auch den Oberflächenabfluß von frisch gedüngten Flächen aufnehmen und dem See zuführen. Neben der Einhaltung der Düngeverordnung ist es notwendig, den anfallenden Wirtschaftsdünger mit mehr Festsubstanz auszubringen. Die Verwendung von Stallmist ist vor allem auch aus limnologischer Sicht günstiger, da durch das beigemengte Stroh der Anteil an organischer Substanz höher ist, die wiederum die Wasserspeicherfähigkeit sowie den Nährstoffrückhalt begünstigt (BAYSTMELF & BAYSTMLU 1998). Es sollte weiterhin überlegt werden, ob die Landwirte im Einzugsgebiet des Froschhauser Sees in das Bayerische Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) mit eingebunden werden können, damit z.B. die Erhaltung bzw. Neuschaffung der Streuwiesenkomplexe gewährleistet wird (BAYLFU 1997b). Die notwendigen Maßnahmen für den Gewässerschutz müssen für die betroffenen Landwirte wirtschaftlich lukrativ sein, da diese auf europäischer Ebene im Wettbewerb stehen. Weder die Extensivierung noch aufwendigere Bewirtschaftung der Flächen sind aus agrarwirtschaftlicher Sicht lohnend. Daher muß ein Anreiz über die Honorierung der Maßnahmen im Sinne des KULAP gewährleistet sein. Durch die Pflege von Streuwiesen

---

könnte gleichzeitig die Problematik des Flüssigdüngers in Form von Gülle vermindert werden, in dem die gewonnene Streu in den Ställen verwendet wird.

Der Schwaigsee und der Spitzingsee unterlagen in den letzten Jahren beide einer erheblichen Belastung und sind aktuell nur mäßig mit Nährstoffen belastet. Beide Seen liegen somit unterhalb der kritischen Grenze und es besteht kein dringender Bedarf, gewässerinterne oder externe Maßnahmen im Einzugsgebiet umzusetzen. Die Situation am **Schwaigsee** ist auf Grund des Vergleiches mit früheren Untersuchungen sehr interessant. So konnte im Jahr 1981 von MELZER (1988) bei einem mittleren Makrophytenindex von 2,81 nach der neuen Einteilung nur eine mäßige Belastung festgestellt werden. Unter den gefundenen Taxa befanden sich damals zahlreiche Characeen, die 1998 nicht mehr nachgewiesen werden konnten. VOGEL (1999) führt das Verschwinden der Characeen auf das veränderte Lichtklima in dem Gewässer zurück, daß von VAN DEN BERG et al. (1998) für eutrophe Flachseen ebenfalls beschrieben wird. Deutlich konkurrenzstärker sind in diesem Fall die Schwimmblattpflanzen, deren Blätter sich dem Einfluß durch die steigende Wassertrübung entziehen können. Am Schwaigsee konnte beobachtet werden, daß die Menge der Laichkräuter deutlich zunahm. Weiterhin konnte VOGEL (1999) bei Messungen im Pelagial im Sommer eine deutliche Sauerstoffzehrung ab 1 m Tiefe erkennen. Dieser Wert stellt im Mittel auch der Sichttiefe ihrer Messungen dar. Trotz der geringen maximalen Tiefe von 3,2 m konnte sich zumindest temporär im Sommer ein Hypolimnion ausbilden, was sich auch durch erhöhte TP- und Ammoniumkonzentrationen über Grund im Juli bestätigen ließ. Da der See in vielen Bereichen sehr flach ist und inzwischen von einer mächtigen organischen Sedimentauflage geprägt ist, muß die interne Düngung mit Phosphor durch Polymixis berücksichtigt werden. Zusätzlich werden über den Zulauf einige Flächen entwässert, die ein sehr starkes Austragspotential besitzen. Der erwähnte Quellteich in diesem Bereich entwässert ebenfalls in den Zulauf. An Hand von Diatomeenuntersuchungen konnte VOGEL (1999) feststellen, daß die Belastung des Quellteiches sehr gering war. Trotzdem konnte im Teich lokal eine Ausbildung von starken Grünalgenwatten beobachtet werden, da wahrscheinlich aus den umliegenden intensiven Weideflächen nährstoffreicherer Wasser in den Teich bzw. auch direkt in den Zulauf des Schwaigsees gelangen. *Chara hispida* kann sich in dem Teich nur halten, weil vom Gewässergrund eine permanente starke Schüttung von Grundwasser ausgeht. Für den langfristigen Gewässerschutz müssen die Flächen unterhalb des Sägewerkes im Westen extensiviert werden und am Zulauf ein ausreichender Pufferstreifen ausgewiesen werden. Aber auch der Bereich beim Parkplatz und des Kiosk belasten das Gewässer, was durch erhöhte Werte des Diatomeenindex belegt wird. Die Badenutzung und die fischereiliche Nutzung dürfen daher in keinem Fall weiter ausgedehnt werden. Letztere vor allem nicht, da eine starke Beeinflussung des unter Naturschutz stehenden Bichelbauernfilzes durch Trittschäden stattfindet.

Die folgenden positiven Veränderungen sind am **Spitzingsee** zu verzeichnen. Im Vergleich zu früheren Untersuchungen hat hier eine deutliche Verbesserung der Nährstoffsituation im Litoral stattgefunden. Diese sind vor allem auf den Anschluß der Häuser an das Kanalisationssystem zurückzuführen. Der Makrophytenindex kann dabei deutlich die Bereiche aufzeigen, in denen die Belastung während der letzten Jahre noch wesentlich höher war. Das südliche Becken scheint in Bezug auf die Makrophytengesellschaft bereits wesentlich weniger mit Nährstoffen belastet zu sein. Die räumliche Auflösung der Diatomeenproben zeigte vor allem erhöhte Werte im Bereich der Ortschaft Spitzingsee. Die gefundenen Einleitungsrohre in diesem Bereich müssen daher entfernt werden und das drainierte Wasser eventuell direkt der Kanalisation zugeführt werden. Das Einzugsgebiet ist zwar größtenteils mit Wald bestanden, es ist aber gleichzeitig von zahlreichen Fließgewässern durchzogen, die ständig wasserführend sind und in den Spitzingsee entwässern. Angrenzend an diese Gebiete liegen nicht selten Flächen mit einem kritischen Austragspotential. Steile Hanglagen sollten daher nicht weiter durch Weidewirtschaft genutzt werden, sondern durch den natürlichen Waldbestand regeneriert werden, um den Eintrag durch Erosion und Oberflächenabfluß zu minimieren. Das Wasser der drainierten Flächen sollte nicht direkt in einen Vorfluter des Sees geleitet werden, vielmehr würde eine Versickerung auf gewässerfernen Flächen einen Großteil der Nährstoffe zurückhalten. Die moorigen Flächen mit zusätzlicher Düngung dürfen nicht mehr gedüngt werden und müssen durch Zäune abgeschirmt werden, um auch die Trittbelastung durch das Weidevieh zu verringern. Gerade das Weidevieh darf allgemein nicht direkt an gewässernahen Flächen stehen, sondern sollte stets durch einen Gehölzsaum davon getrennt sein. Die häufig offene Grasnarbe wird überwiegend durch die Nutzung der Flächen als Weide, Pisten bzw. durch nicht ausgewiesene Wanderwege bedingt. Dem kann durch eine möglichst geringe Besatzstärke an Tieren, eine gut überlegte und begrenzte Nutzung der Pisten sowie die Anlage und Pflege von speziellen Wanderwegen entgegengewirkt werden. Die Skipisten dürfen besonders bei zu geringer Schneelage nicht genutzt werden, damit der Boden nicht unnötig aufgerissen wird und so die Erosion gefördert wird. Einen erheblichen Einfluß auf die Trophie des Litorals haben mit Sicherheit auch die großen Schneemengen, die während des Winters von den Parkplätzen und der Ortschaft Spitzingsee auf den zugefrorenen See geschoben werden. Neben den atmosphärischen Depositionen, die mit 60 µg/l angegeben werden (WWA KEMPTEN pers. Mitt.), kommen noch zusätzliche Nährstoffe durch die Verschmutzungen von Autos, Einbringung von Streusalz und Splitt sowie Unrat im Bereich der Ortschaft hinzu. Weiterhin ist nach eigenen Beobachtungen der vermehrte Eintrag von Hundekot vor allem auch im Winter auf der Eisfläche sowie im Bereich des Parkplatzes und der Ortschaft Spitzingsee sehr hoch einzuschätzen. Da auf diese Weise ein direkter Eintrag über den Oberflächenabfluß in den See erfolgt, muß dieser Tatsache entgegengewirkt werden.

Die übrigen drei Seen (Sulzberger See, Badsee, Herrenwieser Weiher) wiesen in den letzten Jahren alle eine Verbesserung der Nährstoffsituation auf. Dabei werden alle nach dem Makrophytenindex als sehr stark belastet eingestuft. Der aktuelle Zustand ermittelt an Hand der Bewertung der Diatomeengesellschaften ist nach wie vor als kritisch zu betrachten. Die Veränderung am **Sulzberger See** ist die stärkste, die im Rahmen dieser Arbeit ermittelt wurde und geht über drei Belastungsklassen. Unter Berücksichtigung der besonderen Verhältnisse am Sulzberger See mit der Dominanz des Gemeinen Hornblattes (*Ceratophyllum demersum*) fällt die Prognose für die Weiterentwicklung der Nährstoffsituation weniger positiv aus. Die Makrophytendominanz von *Ceratophyllum demersum* im Litoral des Sulzberger Sees führt zu günstigeren Nährstoffverhältnissen für die Kieselalgenassoziationen an den jeweiligen Standorten. So kommt es bei der Ermittlung der aktuellen Nährstoffsituation an Hand der Diatomeengesellschaften zu einer Verzerrung der Bewertung. Die große Biomasse des Hornblatts wird ausschließlich durch Aufnahme der Nährstoffe aus dem Freiwasser gebildet, so daß nach Ende der Frühjahrszirkulation die Pflanze mit dem Periphyton um das verfügbare Phosphat im Epilimnion konkurriert. HOPSON & ZIMBA (1993) stellten eine Konkurrenzsituation in tropischen Flachwasserseen fest, in denen die Makrophyten durch ihr schnelles Wachstum das des Epiphytons stark unterdrückten. Am Sulzberger See liegt ein solcher Fall vor, bei dem das *Ceratophyllum demersum* die Konkurrenzsituation verstärkt. Die Probenahme der Kieselalgen erfolgte nicht unmittelbar in den dichten Beständen von *Ceratophyllum demersum*, da das Auffinden der Probestellen sehr schwer gewesen wäre. Die Wirkung des Hornblatts als Nährstoffsénke während der Vegetationsperiode auf die Trophiebewertung durch Diatomeen war jedoch deutlich an den Werten des Diatomeenindex zu bemerken. Wird dieser Effekt berücksichtigt, so zeigt sich gleichzeitig, daß die Diatomeen neben den zeitlichen Veränderungen auch die räumlichen Nährstoffeinflüsse aufzeigen können. So sind an den Zuflüssen in Abschnitt 5 und 9 erhöhte Belastungen zu verzeichnen, die Anlaß sein sollten, um gezielten Maßnahmen im Einzugsgebiet vorzunehmen. Der Sulzberger See scheint somit von einem durch Algen dominierten, trüben Zustand in einen durch Makrophyten dominierten, klareren Zustand überzugehen. SCHEFFER et al. (1993) beschreiben die verschiedenen stabilen Zustände, die Flachwasserseen annehmen können, weisen aber auch auf die Gefahr hin, daß der jeweilige relativ stabile Zustand durch verschiedenste Einflüsse leicht ausgelenkt werden kann und der See somit rasch einen anderen Zustand annimmt. Starke Wasserstandsschwankungen können so zum Beispiel über das Lichtklima die Ausbildung von Makrophytenbeständen steuern und ein Klarwasserstadium begünstigen oder verhindern. Aber auch der Besatz mit Fischen spielt eine wesentliche Rolle. Neben der Biomanipulation der Nahrungskette kann auch der Einfluß auf das Sediment durch Gründeln starke Auswirkungen auf den Stoffhaushalt des Sees haben. Unter diesen Gesichtspunkten befindet sich der Sulzberger See in Anbetracht

seiner hohen Nährstoffkonzentrationen in einem idealen Zustand. Da die Stabilität des Systems allerdings nicht abgeschätzt werden kann und spontane Wechsel zwischen Klarwasserstadien und trüben Stadien bekannt sind (SCHEFFER et al. 1993), muß weiterhin dringend die Reduktion von Nährstoffen aus dem Umland durchgeführt werden (vgl. WEICHWALD 1998). Neben diesen Sanierungsmaßnahmen bewirkt die Fixierung des Phosphors aus dem Freiwasser in Makrophyten (*Ceratophyllum demersum*) und deren schlechte Zersetzung eine seeinterne Restaurierung durch einen erhöhten Nährstofffluß in das Sediment. Außerdem besitzt *Ceratophyllum demersum* eine Glutathion S-Transferase, wodurch Entgiftungsschritte gegen das Blaualgentoxin Microcystin aktiviert werden können, das häufig in eutrophen Gewässern vorkommt (STEINBERG et al. 1999). Das Gemeine Hornblatt hat daher bei einer hohen Konzentration von den Toxinen einen Konkurrenzvorteil.

Das Ziel sämtlicher Maßnahmen sollte nicht der natürliche vom Menschen unbelastete Zustand sein, der in der heutigen Kulturlandschaft dieses Naturraumes nie erreicht werden kann. Vielmehr muß ein Konsens zwischen der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung und dem dabei optimalen Gewässerschutz für den Sulzberger See gefunden werden. Gerade die auffälligen Eintragspfade für Nährstoffe, die mit geringem Aufwand reduziert werden können, müssen in diesem Rahmen aus gewässerökologischer Sicht angegangen werden. Dabei spielt neben der intensiven Milchwirtschaft in dieser Region die Abwasserverwertung eine bedeutende Rolle für den Nährstoffhaushalt des Sees. WEICHWALD (1998) geht ausführlich auf diese Problematik ein und betrachtet die historische Entwicklung in dem Einzugsgebiet. Bis zum Ende der siebziger Jahre wurden die Abwässer der Siedlungen überwiegend auf die Felder ausgebracht. Mit der Etablierung von Mehrkammergruben fand auch eine Klärung in Absetzbecken statt mit einer anschließenden Versickerung im Erdreich. Heute wird zusätzlich noch eine biologische Reinigungsstufe gefordert, bevor das Wasser versickert oder in Oberflächengewässer eingeleitet wird. Im Jahr 1997 waren 57 % der Bevölkerung im Einzugsgebiet an die öffentliche Kanalisation angebunden. Hiermit wird die Problematik und das Defizit bei den notwendigen Maßnahmen deutlich. Erst 1995 wurde der Ortsteil See mit der Badeanstalt an die öffentliche Kanalisation angeschlossen und damit auch die Abwässer des Schwimmbades gezielt entsorgt und nicht weiter im Uferbereich versickert. Eine saisonale und punktuelle Belastung durch die Badegäste kann nach den Ermittlungen von WEICHWALD (1998) nahezu vernachlässigt werden, da sie weniger als 1 % der bekannten Phosphorquellen ausmacht. Ein Großteil des Phosphors wird über die Einleitung der biologisch geklärten Hausabwässer in die Oberflächengewässer dem See zugeführt. Nach Schätzungen von WEICHWALD (1998) liegt der Wert bei 58 kg Phosphor pro Jahr. Auf das Wasservolumen und die Wassererneuerungszeit bezogen entspricht das im Durchschnitt 20 µg/l Phosphor. Gleichzeitig spielt die Drainage intensiv gedüngter Flächen, die zum

Teil auch noch aus Moorböden bestehen, eine erhebliche Rolle für die Nährstofffracht in den See. Gerade durch die Drainage von Moorböden kommt es zu einer Mineralisierung der organischen Substanz und dem Austrag von Nährstoffen aus dem zusätzlich stark überdüngten Oberboden, die unmittelbar über Drainageröhre in einen Vorfluter abgeleitet werden.

Diese Angaben lassen vermuten, daß sich an der Abwasser- und Nährstoffbelastung des Sulzberger Sees langfristig wenig zum Positiven ändern wird. Vielmehr wird durch die gestiegene Belastung pro Einwohner und die Einleitung von Abwasser in die Oberflächengewässer das Gefährdungspotential zunehmen, obwohl durch die Waschmittelverordnung, die Phosphathöchstmengenverordnung (LESER 1994) sowie die Maßnahmen im Rahmen des KULAP seit den achtziger Jahren parallel eine Reduzierung der Nährstofffracht in den See erreicht werden konnte.

Der Sulzberger See unterliegt demnach sehr dynamischen Prozessen bei der externen und internen Nährstoffversorgung. Die beiden Indikationssysteme bestätigen diesen Sachverhalt. Der Makrophytenindex spiegelt das gewaltige Nährstoffpotential wider, daß sich über die letzten Jahrzehnte im Sediment angesammelt hat. Mit dem Diatomeenindex können wiederum die Quellen der aktuellen Nährstoffzufuhr genau lokalisiert werden. Da der Istzustand des Sulzberger Sees noch sehr weit von dem natürlichen Zustand entfernt ist, gilt es zu überlegen, wie die Problematik der hohen Nährstoffzufuhr in den Griff zu bekommen ist. Es sind dabei zwei wesentliche Punkte zu berücksichtigen. Erstens muß der Anteil an privaten Kleinkläranlagen mit einer biologischen Reinigungsstufe deutlich erhöht werden. Das geklärte Wasser darf anschließend nicht direkt in Oberflächengewässer eingeleitet werden, sondern muß vielmehr durch Sandfilter oder durch Pflanzenkläranlagen geleitet werden, um das Phosphat chemisch bzw. biologisch zu fixieren. Zweitens müssen die Nutzflächen direkt an den Zuläufen des Köhlibaches, des Fuchsbaches und des Zulaufes von Hofstetten extensiviert werden. Besonders die intensive Düngung dieser Flächen sowie die Ableitung der Drainagewässer aus den Flächen direkt in die Zuläufe zum See muß vermieden werden. Anstatt einer direkten Zufuhr in ein Oberflächengewässer wäre ein Versickerung auf ausgewiesenen Flächen sinnvoller oder auch die Anlage von großräumigen Sammelbecken, in denen das Wasser sowohl versickern kann als auch die Nährstoffe von Pflanzen aufgenommen werden können. Durch regelmäßiges Ausräumen dieser Becken und Entkrauten könnten durch diese Methode zusätzlich Nährstoffe entzogen werden. Dabei ist darauf zu achten, daß das anfallende Material weit genug entfernt von Gewässern abgelagert wird vorzugsweise in einem anderen, weniger problematischen Einzugsgebiet.

Von einer seeinternen Maßnahme ist im Moment abzuraten, da der aktuelle Zustand für den Nährstoffhaushalt und die Transparenz des Sees von großem Vorteil sind. Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß durch einen massiven Eingriff in das Seeökosystem dieser Zustand weiterhin stabil bleibt und sich eher unvorteilhaft für das Gewässer ändert. So ist bereits die Entkrautung der Bestände von *Ceratophyllum demersum* sehr kritisch zu betrachten. Einerseits würden durch die mechanische Beanspruchung zahlreiche Bruchstücke der Pflanzen entstehen, die wiederum die vegetative Fortpflanzung fördern würden, andererseits würde es in den vegetationsfreien Zonen auch zu einer stärkeren Phytoplanktonentwicklung kommen, ein Phänomen, das während der Makrophytenkartierungen auffällig zu vermerken war. Nach SMART (1980) erreichte der Phosphoranteil von *Ceratophyllum demersum* Beständen in einem eutrophen See bis zu 1 g/m<sup>2</sup>. Der Anteil von Phosphor an der Pflanze lag dabei im Herbst bei den dort durchgeführten Untersuchungen bei dem maximalen Wert von knapp 1 % der Trockenmasse. Sofern Pflanzen dem Seeökosystem entzogen werden, sollte diese Maßnahme im Herbst stattfinden, wobei eine Bilanzierung des eliminierten Phosphors vorher erfolgen muß. Eine Abwägung zwischen den einzelnen Interessen der beteiligten Gruppen, wie Freizeitnutzung, Fischerei, Landwirtschaft und Wasserwirtschaft ist gewissenhaft durchzuführen, um eine optimale Sanierung und Restaurierung des Gewässers in Zusammenarbeit zu erreichen.

Trotz verbesserter Nährstoffverhältnisse ist der **Badsee** nur in die Klasse der erheblichen Belastung einzuordnen. Die Bewertung an Hand des Langzeitindikators Makrophyten ist dabei vorsichtig zu interpretieren, da nur der Wert eines der vier Abschnitte als gesichert gilt und an einem Abschnitt gar keine indikativen Taxa vorkamen. Nach wie vor ist die aktuelle Belastung jedoch kritisch und erfordert daher zwingend Maßnahmen. Das Einzugsgebiet am Badsee ist zwar sehr klein, aber der See wird nur durch Oberflächenabfluß bzw. diffuse Quellen gespeist und verfügt über eine wahrscheinlich lange Wassererneuerungszeit, wodurch die interne Nährstoffsituation ebenfalls negativ beeinflusst wird. Zusätzlich handelt es sich bei den wenigen Flächen um intensive Grünlandflächen, die zum Teil direkt in den See drainiert werden. Daher hat der schmale Röhrichtbestand am Badsee kaum eine puffernde Wirkung auf den Nährstofffluß. Nach BAYSTMLU (1997) soll die Badenutzung für die trophische Belastung des See verantwortlich sein. Dieser Aussage muß auf Grund der Ergebnisse dieser Arbeit widersprochen werden. Der Badsee soll weiterhin verstärkt als Badegewässer genutzt werden, da er in seiner ökologischen Bedeutung hinter den anderen Seen dieses Gebietes steht. Dieses Ziel kann bei der momentanen Nährstofffracht aber nicht aufrecht erhalten bleiben. Ähnlich der Verhältnisse im Schwaigsee ist der Badsee stark getrübt und es kommt zu einer Konkurrenzsituation zwischen dem Phytoplankton und den Makrophyten um die Ressource Licht. Bei den Makrophyten führt diese Situation zu einer Förderung der



Schwimmpflanzen. Am Badsee ist das vor allem die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*), die gleichzeitig das organische Lockersediment bevorzugt. Der schnelle Verlandungsprozeß durch die hohe Primärproduktion führt zu sehr mächtigen Sedimenten, die bei Wind wiederum leicht aufgewirbelt werden können und so zu einer internen Düngung des Sees beitragen. SCHEFFER et al. (1993) beschreiben zwar den Wechsel zwischen zwei stabilen Zuständen, das Makrophyten- bzw. Planktonstadium, sobald jedoch das trübe Stadium eingesetzt hat, können sich die Makrophyten erst bei einer reduzierten Nährstofffracht wieder einstellen. Dieses Phänomen konnte auch von KÖRNER (1999) am Großen Müggelsee beobachtet werden. Für den Erhalt dieses Badegewässers muß daher die Nutzung der Flächen in einem Umkreis von 100 m stark extensiviert oder ganz eingestellt werden. Gleichzeitig muß auch die Drainage und die damit verbundene Einleitung in den See unterbunden werden. Bei der Wahl dieses Abstandes von 100 m zum Gewässer sind die wesentlichen Flächen mit hohem Austragspotential sowie gut die Hälfte des gesamten Einzugsgebietes am Badsee erfaßt. Das Absenken des Wasserstandes wie es von SCHEFFER et al. (1993) vorgeschlagen wird, um den Makrophytenbestand zu fördern, kann auf Grund der geringen Tiefe nicht erfolgen. Eventuell würde der Entzug von Nährstoffen durch ein Ausbaggern im Spätherbst eine Verbesserung bringen. Dadurch würde zwar anschließend eine starke Phytoplanktonentwicklung gefördert werden, die aber durch das Zufrieren des Gewässers bald absterben würde und somit wieder im Sediment fixiert wäre.

Den bei weitem schlechtesten aktuellen Zustand nach der Bewertung mit den Diatomeen hat der **Herrenwieser Weiher**. Die starke Belastung ist eine Verbesserung gegenüber dem an Hand der Makrophyten ermittelten Langzeitindikator, der sogar eine sehr starke Belastung mit Nährstoffen im Litoral indiziert. Dabei konnte auf Grund der wenigen Makrophyten kein Indexwert als gesichert betrachtet werden. Der geringe Unterschied zwischen den beiden Indikationssystemen ist aber von untergeordneter Bedeutung, wenn die Nährstoffverhältnisse und deren Prognose am Herrenwieser Weiher bekannt sind. Durch die extrem hohe Fracht an Nährstoffen aus dem künstlich erweiterten Einzugsgebiet, in dem zusätzlich noch zahlreiche intensive Weideflächen liegen, kann das Gewässer gar nicht in einem annähernd natürlichem Zustand stabil bleiben. Die hohe Fracht an TP, die sich auch in den im Litoral gemessenen Konzentrationen von 210 µg/l widerspiegelt, führt unweigerlich zu einer explosionsartigen Primärproduktion. In den letzten Jahren hat sich dabei das Phytoplankton gegenüber den Makrophyten durchgesetzt. Bei ausreichenden Lichtverhältnissen und genügend Stickstoff im Gewässer kommt es daher zu so hohen Planktondichten in den oberen Schichten, daß es zu Sauerstoffübersättigungen mit Meßwerten von 275 % kam und die Sichttiefen auf wenige Dezimeter absanken. Eine Extensivierung der Flächen im Einzugsgebiet ist in diesem Fall auf Grund des Umfanges nur bedingt möglich. Besonders erstrebenswert ist die Ausweisung von

Gewässerrandstreifen am Kollerbach, damit Flächen intensiver Nutzung nicht direkt an das Gewässer grenzen. Um die Phosphorfracht in den Weiher zu minimieren, müssen daher weitere externe Maßnahmen vorgeschlagen werden. Ideal wäre die Verkleinerung des hydrologischen Einzugsgebietes auf seine ursprüngliche Größe, in dem nordwestlich der Ortschaft Ermengerst die Verbindung zum Kollerbach zugeschüttet wird. Sofern diese Maßnahme aus sozioökonomischen Gesichtspunkten nicht praktikabel ist, muß die Anlage eines Sedimentationsbeckens erfolgen, daß regelmäßig ausgebaggert werden kann und somit Nährstoffe vor dem Eintritt in den Herrenwieser Weiher festgehalten werden könnten (vgl. SCHLECKER 1998). Ideal wäre die Bepflanzung eines solchen Beckens mit der nährstofftoleranten Pflanze *Ceratophyllum demersum*, da sie die Nährstoffe direkt aus dem zufließenden Wasser aufnehmen würde und wegen ihrer Morphologie und Lebensform sehr hohe Biomassen im Gewässer erreichen kann. Zusätzlich wäre eine Restaurierung des Gewässer mit Hilfe von Präzipitation bzw. Inaktivierung des pflanzenaktiven Phosphors denkbar. ABARCHALINE et al. (1999) erzielten am Globosowsee mit Eisen- und Aluminiumionen sehr gute Ergebnisse. Es ist dabei von wesentlicher Bedeutung, daß der gefällte Phosphor dauerhaft, d.h. auch redoxunabhängig, im Sediment fixiert werden kann. Daher muß eine Sedimentdeckschicht entstehen mit sehr hoher Phosphor-Bindungskapazität, die gleichzeitig die noch mobilisierbaren Nährstoffe an der Sedimentoberfläche bindet und festlegt (GONSIORCZYK et al. 1999). Nur durch solche kostenintensiven und aufwendigen Methoden kann die Nährstofffracht in den Herrenwieser Weiher nachhaltig reduziert und kontrolliert werden sowie dieses sehr beliebte Badegewässer der Bürger von Kempten erhalten bleiben.

#### **5.4. Ausblick**

Die gleichzeitig Beurteilung eines Gewässers mit biologischen Parametern im Litoral, begleitenden wasseranalytischen Messungen und der Evaluation des Austragspotentials der Nährstoffe im Einzugsgebiet führt zu deutlich präziseren Ergebnissen bei der Bewertung der Nährstoffsituation. Zum einen wird der Zustand exakt bestimmt und die Maßnahmen können so ideal formuliert werden. Wirkung und Ursache der Gewässerbelastung können klar formuliert werden und somit lassen sich unmittelbar Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen formulieren.

Die methodisch etwas aufwendigere Methode der Bestimmung von Diatomeengesellschaften kann eingesetzt werden, um zum einen definierte Zeiträume der Gewässerbelastung zu untersuchen. Zum anderen kann über die Dichte der Probestellen auch eine sehr genaue Aussage über die räumlichen Verhältnisse der Nährstoffbelastung im Litoral der jeweiligen Gewässer getroffen werden. Beispielhaft sei hier der Sulzberger

See erwähnt, an dem durch die Diatomeenuntersuchungen der hohe TP-Gehalt zu Beginn des Jahres sowie die beiden nährstoffreichen Zuflüsse sehr gut charakterisiert wurden.

Ein wesentlicher Faktor, auf den in Zukunft ein verstärktes Interesse gerichtet sein sollte, sind die Makrophyten und ihr überaus komplexes und weitestgehend unerforschtes Aufnahmesystem für die Nährstoffe bzw. die Interaktion zwischen den Makrophyten und dem jeweiligen Sediment. Neben den Rücklösungsprozessen von Nährstoffen im Sediment ist auch der Austausch von Nährstoffen an der Grenzschicht zum Wasser von wesentlicher Bedeutung. Durch neue Methoden der Seenvermessung kann mit Sicherheit auch bald der Anteil und der Einfluß des Litorals auf den gesamten Wasserkörper besser abgeschätzt werden. Durch die geringe Größe und Tiefe der untersuchten Seen ist die Bedeutung des Litorals im Rahmen dieser Arbeit von wesentlicher Bedeutung gewesen. Im Zuge der Anwendung dieser Methode auf andere Kleinseen aber auch größere Seen ist es daher wichtig, diesen Faktor in Zukunft auch quantifizieren zu können. Erste Anwendungen dieser Methode liegen für den Hopfensee (RAEDER & SCHRANZ 1998), den Kleinen und den Großen Montiggler See (MELZER & RAEDER 1999) sowie den Chiemsee (SCHOLZE 1999) vor.

Von wesentlichem Interesse ist auch der Ansatz die Robustheit des Diatomeenindex über verschiedene Tiefenstufen in Gewässern verschiedener Trophie und Größe zu untersuchen. Erste Ergebnisse in dieser Hinsicht wurden von RAEDER et al. (1997) vorgestellt, die vor allem Dominanzstrukturen von Diatomeentaxa in bestimmten Tiefen aufzeigten. Diesbezüglich stellt sich auch die Frage nach der Abhängigkeit der Entwicklung von Diatomeengesellschaften und der Beschattungen durch Makrophyten. Im Labormaßstab konnte GOOS (1999) wichtige Zusammenhänge zwischen der Lichtintensität und der Kieselalgenassoziationen manifestieren.

Für weiterführende Arbeiten sollten die folgenden Arbeitsanweisungen berücksichtigt werden, um die Reproduzierbarkeit dieser Methode zu gewährleisten und somit Vergleiche zwischen verschiedenen Gewässern ziehen zu können:

- ✧ Kartierung der Makrophyten an Hand einer Tauchkartierung im Juli oder August
- ✧ Untersuchung der Kieselalgenassoziationen auf Kunstsubstrat (Bohnenstangen)
- ✧ Erfassung der Frühjahrs-, Sommer- und Herbstaspektes der Diatomeengesellschaften
- ✧ Diatomeenuntersuchungen an mehreren Probestellen des Litorals im Abstand von rund 200 m

- ✧ Eine Probestelle für die Diatomeenuntersuchung in jedem Makrophytenabschnitt
- ✧ Wasseranalytik an den Probestellen und ergänzend im Pelagial



## 6. ZUSAMMENFASSUNG

Ziel dieser Arbeit war es, durch die Erfassung und Bewertung verschiedener Indikationssysteme sowohl im Gewässer als auch im hydrologischen Einzugsgebiet eine Entwicklung der Nährstoffverhältnisse im Gewässer vorherzusagen, um entsprechende Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffbelastung der Gewässer vorschlagen zu können. In das Untersuchungsprogramm der voralpinen Kleinseen waren der Lustsee, der Ortwanger See, der Froschhauser See, der Eschacher Weiher, der Schwaigsee, der Spitzingsee, der Haarsee, der Sulzberger See, der Badsee sowie der Herrenwieser Weiher eingebunden.

Die Seen und ihr Umland wurden durch die gewässertypischen Kenngrößen sowie durch den Bezug der Seen zu ihren Naturräumen und der umgebenden Landschaft ausführlich beschrieben. Dabei wurde vor allem auf die hydrologischen, geologischen, edaphischen, klimatischen Begebenheiten und die Nutzung sowohl des Gewässers als auch des Einzugsgebietes eingegangen.

Für die ökologische Bewertung des Litorals der Seen wurden in den Jahren 1996, 1997 und 1998 die Diatomeengesellschaften auf Kunstsubstrat untersucht. Dabei wurde das Raster der Probenahmen so gelegt, daß eine sehr gute räumliche und zeitliche Auflösung der Nährstoffverhältnisse gewährleistet war. Die gewonnenen Ergebnisse stellen dabei die aktuelle Nährstoffsituation in dem Gewässer dar (Kurzzeitindikator). Begleitend sind Wasseranalysen an den Probestellen im Litoral durchgeführt worden. Weiterhin fand die qualitative und quantitative Erfassung der aquatischen Makrophyten statt. Die Makrophyten repräsentieren die Nährstoffverhältnisse, wie sie über die letzten Jahre waren (Langzeitindikator). Die Bewertung des hydrologischen Einzugsgebietes in Bezug auf die landwirtschaftliche Nutzung wurde mit Hilfe eines neu entwickelten Modells vorgenommen. Durch die Verwendung eines empirischen Algorithmuses konnte das Austragspotential für Nährstoffe aus den Flächen des Einzugsgebietes ermittelt werden.

Auf Grund der Zusammensetzung der Taxa konnte der Diatomeenindex bzw. der Makrophytenindex berechnet werden. Die Werte der beiden Indikationssysteme wurden über den TP-Gehalt im Freiwasser aufeinander abgebildet und können über gemeinsame Belastungsklassen erstmalig direkt miteinander verglichen werden. Die Entwicklung des empirischen Einzugsgebietsindexes wurde analog auf sieben Belastungsklassen abgebildet.

Neben einer explorativen Statistik der gewonnenen Daten wurden zahlreiche Annahmen durch geeignete statistische Testmethoden in ihrer Aussage verifiziert bzw. verworfen.

In den insgesamt 320 untersuchten Diatomeenproben der zehn Kleinseen konnten 264 Diatomentaxa aus 27 Gattungen ermittelt werden. 23 dieser Taxa erreichten mindestens einmal die Abundanz von 10 % innerhalb eines Sees und werden daher als Haupttaxa bewertet. 89 Taxa wurden als Begleittaxon eingestuft, da ihre Abundanzwerte mindestens 2 % erreichten aber in keinem Fall 10 %. *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* und *Cymbella microcephala* hatten dabei die größte Dominanz.

Die berechneten Diatomeenindizes lagen zwischen dem Wert von 1,56 an einer Probestelle des Lustsees und 4,66 an einer Probestelle des Herrenwieser Weihers. Die untersuchten Proben spiegelten dabei alle möglichen Belastungsklassen wider. Es konnte gezeigt werden, daß bei steigendem Diatomeenindex der Anteil an indikativen Schalen in einer Probe signifikant abnimmt. In einigen Proben lagen weniger als fünf indikative Taxa vor, die gleichzeitig einen geringeren Anteil als 5 % einnahmen, so daß der Diatomeenindex in diesen Fällen nicht mehr als gesichert betrachtet werden konnte.

Bei der Makrophytenkartierung wurden bei der Gesamterhebung des Litorals der zehn Seen 90 verschiedene Taxa in den vier Tiefenstufen registriert. Davon waren 37 Taxa den submersen Vertretern, 3 Taxa den Wasserschwebern sowie 1 Taxon den Wasserschwebern und emersen Landformen zuzuordnen.

Aus der Zusammensetzung der Makrophytentaxa wurde der Makrophytenindex berechnet, dessen Werte von 1,46 in einem Abschnitt des Lustsee bis 5,00 in einem Abschnitt des Badsees reichten. Die 80 ermittelten Werte verteilten sich auf alle Belastungsklassen, wobei die stärker belasteten Klassen häufiger repräsentiert waren.

Es konnte weiterhin gezeigt werden, daß die Diversität und die Evenness einer Diatomeenprobe mit steigender Belastung signifikant abnimmt. Die Dominanzstruktur einzelner Taxa tritt demnach immer stärker in den Vordergrund. Diese Zusammenhänge konnten auf Grund des vorliegenden Datenmaterials für die Untersuchungen der Makrophytenabschnitte nicht bestätigt werden.

Das empirisch ermittelte Austragspotential der Flächen in den Einzugsgebieten der Seen zeigte deutliche Unterschiede. Es waren Flächen aus allen sieben verschiedenen Belastungsstufen vorhanden. Eine Clusterbildung über die verschiedenen Stufen des Austragspotentials konnte eine deutliche Gruppierung der Seen zeigen. Diese Gruppierung wird maßgeblich von der Nutzung aber auch durch den Umgebungsfaktor sowie die Uferentwicklung eines Sees gesteuert. Der im Rahmen dieser Arbeit vorgestellte Einzugsgebietsindex charakterisiert sehr gut die Nährstoffbelastung, die sich schließlich auch im Litoral wiederfindet.

Als Seen mit einer sehr geringen bzw. geringen Belastung zeichnen sich der Lustsee, der Ortwanger See sowie der Froschhauser See aus. Mäßig belastet sind hingegen der Eschacher Weiher, der Schwaigsee, der Spitzingsee und der Haarsee. Oberhalb einer kritischen Belastung mit Nährstoffen befinden sich der Sulzberger See, der Badsee sowie der Herrenwieser Weiher.

In Hinblick auf eine optimierte Bewertung mit anschließender Prognose für die Nährstoffentwicklung eines Gewässers wird durch die Kombination der verschiedenen Methoden ein wesentlicher Informationsgewinn erzielt. Durch den erstmals möglichen Vergleich der Belastungsklassen aus den verschiedenen Indikationssystemen konnte statistisch signifikant gezeigt werden, welche Seen sich über die letzten Jahre hinweg deutlich verändert haben und somit auch in Zukunft wahrscheinlich einer Dynamik unterliegen und welche Seen sich in einem stabileren Zustand befinden. Die komplexe Verknüpfung der biologischen Meßverfahren im Litoral des Sees sowie die Bewertung des Einzugsgebietes, zeigen deutlich den Zusammenhang zwischen Ursache und Wirkung der Nährstoffbelastung auf. Durch die flächenbezogene Bewertung des Einzugsgebietes können somit gezielt Maßnahmen formuliert und durchgeführt werden, die aus gewässerökologischer Sicht notwendig sind.

Für weiterführende Arbeiten wird eine Arbeitsanweisung vorgestellt, die an weiteren Kleinseen des bayerischen Voralpenlandes zur Anwendung kommen sollte. Parallel dazu müßte ein Modellsystem gewählt werden, um neben der Formulierung der Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen auch deren Erfolg sicherzustellen.





## 7. QUELENNACHWEIS

- ABARCHALINE, M., GONSIORCZYK, T., CASPER, P. & BELIAKOVA, G. (1999):  
Studies on phosphorus precipitation and lake restoration techniques in Globso-  
see. - Kurzreferate der Jahrestagung 1999 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie  
in Rostock. Eigenverlag, Rostock: 3.
- AKONTZ, A. (1997): Charakterisierung des Einzugsgebietes und dessen Einfluß auf die  
Nährstoffsituation eines Kleinsees. - Diplomarbeit der FH Weihenstephan,  
angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 122 S.
- BÄRLOCHER, F. (1999): Biostatistik. - Georg Thieme Verlag, Stuttgart: 206 S.
- BASTIAN, O. & SCHREIBER, K.-F. (1994): Analyse und ökologische Bewertung der  
Landschaft. - Gustav Fischer Verlag, Jena, 502 S.
- BAUER, C. (1994): Periphytische Diatomeen auf der Weißen Seerosen (*Nymphaea alba*)  
in verschiedenen Seen des Osterseengebietes. - Diplomarbeit der TU München,  
angefertigt an der Limnologischen Station der TUM.
- BAUER, F. & KLOS, D. (1992): Trophieeinstufung von Seen - Ein Vorschlag zur  
Einteilung und Darstellung. - Wasser, Luft und Boden 5: 35-37.
- BAYERISCHER KLIMAFORSCHUNGSVERBUND, BayFORKLIM (Hrsg.) (1996):  
Klimaatlas von Bayern. - Verlag Hanns Lindner, München: 48 S.
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1996): Erläuterungen zur  
Geologischen Karte von Bayern Maßstab 1 : 500.000. - Bayerisches Geologisches  
Landesamt, München: 329 S.
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1983): Geologische Karte von  
Bayern Maßstab 1 : 25.000, Blatt 8333 Murnau am Staffelsee.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENERHEBUNG (1996):  
Gemeindedaten - Bodennutzungshaupterhebung 1996. - [http://www.bayern.de/  
LFSTAD/daten/frame.html](http://www.bayern.de/LFSTAD/daten/frame.html) (02.02.1999).
- BAYERISCHES LANDESVERMESSUNGSAMT (1998): Gemeinde- und Gemarkungs-  
verzeichnis. - <http://www.bayern.de/vermessung/expert.html> (01.09.1998).
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1993): Seeuferuntersuchung  
Bayern. Abteilung Landschaftspflege, Referat 7/3. - Bayerisches Landesamt für  
Umweltschutz, München.

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1997a): Untersuchung des Schilfrückgangs an bayerischen Seen. - Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München, Heft 141: 139 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1997b): Naturschutz in der Agrarlandschaft. - Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München, Heft 142: 135 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1987): Verzeichnis der Seen in Bayern - Text und Kartenteil. - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München: 566 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1992): Biologische Trophieindikation im Litoral von Seen. - Informationsberichte Heft 7/92, München: 184 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996): Abfluß- und Abtragsprozesse in Wildbacheinzugsgebieten. Grundlagen zum integralen Wildbachschutz. - Informationsberichte Heft 27, München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern - Erarbeitung von Trophieindikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten. - Informationsberichte Heft 4/98: 501 S.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN & BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1998): Wirtschaftsdünger und Gewässerschutz. - Merkblatt, Weiß, Deggendorf: 23 S.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1996): Flüsse und Seen in Bayern - Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1995. - Wasserwirtschaft in Bayern, Heft 29: 48 S.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1997): Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern (ABSP). Landkreisverband Weilheim-Schongau. - Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München.
- BECHER, H.H. (1985): Mögliche Auswirkungen einer schnellen Wasserbewegung in Böden mit Makroporen auf den Stofftransport. - Z. dt. geol. Ges. 136: 303-309.
- BECK, A. (1994): Untersuchungen im Wassereinzugsgebiet des Rottachsees in Hinblick auf die Nährstoffbelastung der Gewässer. - Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 100 S.

- BLÖCH, H. (1998): Die europäische Wasser-Rahmenrichtlinie: Europas Wasserpolitik auf dem Weg ins nächste Jahrtausend. - In: KOORDINIERUNGSSTELLE BEIM LANDRATSAMT RAVENSBURG (Hrsg.) (1998): Internationale Seen-Fachtagung 1998 - Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen. - Oberschwäbische Verl.-Anst.: 320 S.
- BODECHTEL, J. (1965): Die südlichen Osterseen bei Iffeldorf in Oberbayern. - Erdkunde 19: 150-155.
- BRAUN, M. & LEUENBERGER, J. (1991): Abschwemmung von gelöstem Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten. - Landwirtschaft Schweiz Band 4 (10): 555-560.
- BRAUN, M. & PRASUHN, V. (1998): Phosphorverluste aus der Landwirtschaft in die Gewässer. - In: KOORDINIERUNGSSTELLE BEIM LANDRATSAMT RAVENSBURG (Hrsg.) (1998): Internationale Seen-Fachtagung 1998 - Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen. - Oberschwäbische Verl.-Anst.: 320 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1995): Systematik der Biotoptypen- und Nutzungskartierung (Kartieranleitung). – Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz, Heft 45, Bonn–Bad Godesberg.
- BUSSE, L. (1993): Die Zusammensetzung und Entwicklung epipsammischer Diatomeen in einem oligotrophen See unter natürlichen Verhältnissen sowie bei künstlicher Phosphatzufuhr - Enclosure-Experimente. Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 121 S.
- CASPER, S.J. & KRAUSCH, H.D. (1980): Pteridophyta und Anthophyta - 1. Teil. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 23. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- CASPER, S.J. & KRAUSCH, H.D. (1981): Pteridophyta und Anthophyta - 2. Teil. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 24. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- CHOI, C., ERHARD, D. & GROSS, E. (1999): Allelopathische Aktivität submerser Makrophyten des Bodensees. - Kurzreferate der Jahrestagung 1999 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie in Rostock. Eigenverlag, Rostock: 204.
- CHOLNOKY, B.J. (1968): Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern. - J. Cramer Verlag, Lehre.
- DEV (1998): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Band I-V. - Herausgegeben von der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker in Gemeinschaft mit dem

- Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Deutschen Institut für Normung e.V., VCH Verlag, Weinheim.
- DOBEN, K. & FRANK, K. (1983): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern, Maßstab 1 : 25000, Blatt Nr. 8333. Hrsg.: Bayerisches Geologisches Landesamt, München: 151 S.
- EHRENTREICH, J. (1999): Die Bewertung der Nährstoffsituation von drei Kleinseen in Schwaben (Ortwanger See, Eschacher Weiher, Herrenwieser Weiher). - Diplomarbeit der Universität Erlangen-Nürnberg, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 138 S.
- EUROPÄISCHE UNION (1998): Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Stand 26. Juni 1998). - Interinstitutionelles Dossier des Rates der Europäische Union 9710/98 ENV 300 PRO-COOP 104, Brüssel: 96 S.
- FRANKE, A. (1968): Hinweise zur Grünlandbewertung. - Kali-Briefe 9, 4/1: 1-9. In: VOIGTLÄNDER, G. & VOSS, N. (1979): Methoden der Grünlanduntersuchung und -bewertung, Stuttgart.
- FURRER, O.J. & GÄCHTER, R. (1972): Der Beitrag der Landwirtschaft zur Eutrophierung der Gewässer in der Schweiz. - Schweiz. Z. Hydrol. 34: 71-93.
- GERHARD, M. (1994): Die räumliche Verteilung periphytischer Diatomeen auf *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL im Röhricht - Einfluß von Grundwasserzutritten. - Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 83 S.
- GONSIORCZYK, T., CASPER, P. & KOSCHEL, R. (1999): Untersuchungen des Nährstoffhaushaltes zur Sanierung und Restaurierung eines polymiktischen und eines dimiktischen Sees. - Kurzreferate der Jahrestagung 1999 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie in Rostock. Eigenverlag, Rostock: 43.
- GOOS, F.-M. (1993): Ökologie und Architektur des Periphytons auf *Phragmites australis* im Lustsee (Osterseen), Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen. - Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 139 S.
- GOOS, F.-M. (1999): Entwicklung und Architektur von Aufwuchsgesellschaften unter definierten Licht- und Nährstoffverhältnissen. - Dissertation der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM. - Shaker Verlag, Aachen: 220 S.

- GROSS, E. (1999): Allelopathische Aktivität submerser Makrophyten. - Kurzreferate der Jahrestagung 1999 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie in Rostock. Eigenverlag, Rostock: 46.
- HAMM, A. (1975): Chemisch-biologische Gewässeruntersuchung an Kleinseen und Baggerseen im Großraum München im Hinblick auf die Bade- und Erholungsfunktion. - Bayerische Biologische Versuchsanstalt, München.
- HAMM, A. (1979): Herkunft und Rolle des Phosphors als wesentlicher Eutrophierungsfaktor von Seen; besprochen an einigen Beispielen bayerischer Seen. - In: ANL- Tagungsbericht, 3/79; Laufen/Salzach: 15-43.
- HENNINGSEN, D. & KATZUNG, G. (1992): Einführung in die Geologie Deutschlands. - Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart: 228 S.
- HIRSCHMANN, P. (1980): Die Entwicklung der Wasserstände des Riegsees. - unveröffentlichte Probearbeit, WWA Weilheim: 48 S.
- HOFFMANN, F. (1999): GIS gestützte Bewertung des anthropogen bedingten Nährstoffaustrags der landwirtschaftlichen genutzten Flächen im Einzugsgebiet von bayerischen Kleinseen. - Diplomarbeit der FH Weihenstephan, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 124 S
- HOFMANN, G. (1994): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. - Bibl. Diatomol. 30: 241 S.
- HOFMANN, G. (1999): Trophiebewertung von Seen anhand von Aufwuchsdiatomeen. – In: TÜMPLING, W. V. & FRIEDRICH, G. (Hrsg.) (1999): Biologische Gewässeruntersuchung. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm. S. 319-333.
- HOPSON, M.S. & ZIMBA, P.V. (1993): Temporal variation in the biomass of submersed macrophytes in Lake Okeechobee, Florida. - J. Aquat. Plant Manage. 31: 76-81.
- HÜRLIMANN, J. (1985): Aspektfolge benthischer Kieselalpengesellschaften in drei Kleinseen im Pfynwald (Kanton Wallis). - Diplomarbeit der Universität Zürich.
- JACOBSEN, J. (1998): Kieselalgen des Periphytons aus verschiedenen Gewässertiefen nährstoffreicher Kleinseen des Osterseengebietes in Abhängigkeit von der Lichtqualität. - Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 103 S.
- JOCHUM, C. (1994): Die Entwicklung von Aufwuchsdiatomeen in einem oligotrophen See unter künstlicher Ammoniumzufuhr - Enclosure-Experimente. - Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 90 S.

- KING, L. (1994): Epiphytische Diatomeen auf *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL aus Seen unterschiedlicher Trophie. - Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM.
- KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz. - Gustav Fischer Verlag, Jena.
- KÖRNER, S. (1999): Der Große Müggelsee (Berlin): Auf dem Weg zurück zur Makrophyten-Dominanz? - Kurzreferate der Jahrestagung 1999 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie in Rostock. Eigenverlag, Rostock: 242.
- KOHLER, A., VOLLRATH, H. & BEISL, E. (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäßmakrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchner Ebene). - Arch. Hydrobiol. 69: 333-365.
- KOOLMAN, J. & RÖHM, K.-H. (1994): Taschenatlas der Biochemie. - Georg Thieme Verlag, Stuttgart: 427 S.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986): Bacillariophyceae - 1. Teil: Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2/1. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 876 S.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1988): Bacillariophyceae - 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2/2. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 596 S.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1991a): Bacillariophyceae - 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2/3. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 576 S.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1991b): Bacillariophyceae - 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Linneolatae) und *Gomphonema*. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2/4, Stuttgart: 576 S.
- KRAUSE, W. (1997): Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa, 18. - Gustav Fischer Verlag, Jena: 202 S.
- KUNTZE, H. & SCHEFFER, B. (1979): Die Phosphatmobilität im Hochmoorboden in Abhängigkeit von der Düngung. - Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 142: 155-168.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnoökologie. - Georg Thieme Verlag, Stuttgart: 440 S.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER, LAWA (Hrsg.) (1998): Gewässerbewertung - Stehender Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. - LAWA-Arbeitskreis "Gewässerbewertung - Stehender Gewässer": 74 S.

- LANGANGEN, A. (1993): Kransalgene i Nordland. - Polarflokken 17 (3): 491-518.
- 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 (incl. Tafel-Band), Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart: 454 S.
- LANGE-BERTALOT, H. & MOSER, G. (1994): *Brachysira* - Monographie der Gattung. - Bibliotheca Diatomologica 29, Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart: 212 S.
- LEHMANN, R., KIFINGER, B., BOHL, E. & BAUER, J. (1992): Ökologischer Bewertungsindex für Bäche zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes. - Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung, Band 20.
- LESER, H. (Hrsg.) (1994): Westermann Lexikon Ökologie & Umwelt. - Georg Westermann Verlag, Braunschweig: 667 S.
- LINZMAIER, M. (1997): Luftbildinterpretation als Grundlage für eine Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen in Hochmooren. - Diplomarbeit der TU München, Lehrstuhl für Vegetationsökologie: 70 S.
- LOZÁN, J.L. (1992): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Schriftenreihe Pareys Studentexte Nr.74. - Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- MAYR, M. (1998): Diatomeen- und Makrophytenuntersuchungen zur Bewertung der Gewässerqualität des eutrophen Öschleesees. - Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 94 S.
- MELZER, A. (1981): Die qualitative und quantitative Verbreitung makrophytischer Wasserpflanzen in 19 bayerischen Seen. - Bericht der TU München.
- MELZER, A. (1988): Der Makrophytenindex - Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. - Habilitationsschrift der TU München: 249 S.
- MELZER, A. (1993): Die Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. - Münch. Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiol. 47: 156-172.
- MELZER, A. (1999): Aquatic macrophytes as tools for lake management. - Hydrobiologia 395/396: 181-190.
- MELZER, A. & RAEDER, U. (1999): Die Makrophytenvegetation und der Diatomeenaufwuchs des Kleinen und Großen Montiggler Sees. - unveröffentlichter Bericht: 85 S.



- MEYER, R.K.F. & SCHMIDT-KALER, H. (1997a): Wanderungen in der Erdgeschichte (8) - Auf den Spuren der Eiszeit südlich von München: östlicher Teil. - Pfeil-Verlag, München: 142 S.
- MEYER, R.K.F. & SCHMIDT-KALER, H. (1997b): Wanderungen in der Erdgeschichte (9) - Auf den Spuren der Eiszeit südlich von München: westlicher Teil. - Pfeil-Verlag, München: 126 S.
- MJELDE, M. & FAAFENG, B. (1997): *Ceratophyllum demersum* hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus concentrations and geographical latitude. - *Freshwater Biology* 37: 355-365.
- MOLLENHAUER, K. (1987): Oberflächenabfluß sowie Fest- und Nährstoffverlagerung landwirtschaftlicher Nutzflächen. - *Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung* 28: 166-175.
- MONSCHAU-DUDENHAUSEN, K. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren in Fließgewässern. - *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 28: 5-115.
- MOTULSKY, H. (1995): *Intuitive Biostatistics*. - Oxford University Press, New York: 386 S.
- MÜLLER, M. (1970): Das Ergebnis der Bohrung Staffelsee 1 als Grundlage für neue Vorstellungen über Bau und Untergrund der gefalteten Molasse. - *Geologica Bavarica* 63: 86-106.
- NIEDERBERGER, K. (1987): Untersuchungen über die jahreszeitlichen Veränderungen der Populationstrukturen von Aufwuchs-Diatomeen auf künstlichem und natürlichem Substrat in sechs Kleinseen des Pfynwaldes (Kanton Wallis). - *Diplomarbeit Universität Zürich*: 207 S.
- ODUM, E. P. (1983): *Grundlagen der Ökologie; Band 1: Grundlagen*. - Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York: 476 S.
- PANTLE, K. & BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. - *Bes. Mitt. z. Dt. Gewässerkundl. Jb.* 12: 135-143.
- PAUKNER-RUZICKA, A. (1997): GIS-gestützte Einzugsgebietsanalyse als Planungsgrundlage für Fließgewässerrenaturierungen. - *Diplomarbeit der LMU München*: 111 S.
- PIRKL, A., RIEDEL, B. & THEURER, R. (1993): Diffuser Stoffeintrag in Fließgewässer - Abschätzung der Emissionen aus Agrarökosystemen, Maßnahmen zu ihrer Reduzierung. - *BMFT - Forschungsvorhaben: Modellhafte Erarbeitung eines*

ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer, Fallbeispiel  
"Vils, Oberpfalz": 94 S.

PRASUHN, V. & BRAUN, M. (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste  
aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. - Eidgenössische  
Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern.

QUINGER, B., SCHWAB, U., RINGLER, A., BRÄU, A., STROHWASSER, R. &  
WEBER, J. (1995): Lebensraumtyp Streuwiesen. - Landschaftspflegekonzept  
Bayern, Band II. 9: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und  
Umweltfragen (StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und  
Landespflege (ANL): 396 S.

RAEDER, U. (1990): Vergleichende Untersuchungen der Phytoplanktonsuccession in 15  
Seen des Osterseengebietes. - Dissertation der TU München: 202 S.

RAEDER, U. & SCHRANZ, C. (1998): Bestimmung der trophischen Situation im Litoral  
des Hopfensees in der Vegetationsperiode 1997 anhand der vorkommenden  
Diatomeenflora. - unveröffentlichter Bericht an das Bayerische Landesamt für  
Wasserwirtschaft, München: 42 S.

RAEDER U., BURGER S. & MELZER A. (1997): Tiefenverteilung epiphytischer  
Diatomeen auf Characeen eines oligotrophen Sees (Lustsee, Deutschland). - Nova  
Hedwigia 65: 251-271.

RASIG, H. (1993): Untersuchungen zur Belastungssituation des Niedersonthofener Sees  
aus landschaftsökologischer Sicht. - Diplomarbeit der Uni Hohenheim, Institut für  
Landschafts- und Pflanzenökologie, angefertigt an der Limnologischen Station der  
TUM: 138 S.

REGIERUNG VON OBERBAYERN (1985): Verordnung über das Naturschutzgebiet  
Froschhauser See im Landkreis Garmisch-Partenkirchen. Amtsbl. 15/198: 146-149.

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.

REICHARDT, E. (1997): Taxonomische Revision des Artenkomplexes um *Gomphonema*  
*pumilum* (Bacillariophyceae). - Nova Hedwigia 65: 99-129.

REYNOLDS, C.S. (1984): The ecology of freshwater phytoplankton. - Cambridge  
University Press, Cambridge.

RICHTER, D. (1992): Allgemeine Geologie. - Walter de Gruyter, Berlin: 349 S.

- ROHR, J.L. (1977): Changes in diatom community structure due to environmental stress. - M.S. thesis Bowling Green State Univ., Ohio: 157 S.
- ROTHPLETZ, A. (1917): Die Osterseen und der Isar-Vorlandgletscher. - Mitt. Geogr. Ges. München 12: 99-314.
- SANDMANN, E. (1995): Die Entwicklung der Nährstoffsituation und der Makrophytenvegetation in den Osterseen zwischen 1981 und 1994. - Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 164 S.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., HARTGE, K.-H. & SCHWERTMANN, U. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. - Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 11. Auflage: 442 S.
- SCHAUER, T. (1979): Die Vegetation des Spitzingsees. - Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt, 44. Jahrgang, München.
- SCHEFFER, M., HOSPER, S.H., MEIJER, M.-L., MOSS, B. & JEPPESEN, E. (1993): Alternative Equilibria in Shallow Lakes. - Trends in Ecology and Evolution 8: 275-279.
- SCHLECKER, E. (1998): Der Rohrsee - Rarität Oberschwabens, Hochglaziales Relikt, Sanierung eines Einzugsgebietes. - In: KOORDINIERUNGSSTELLE BEIM LANDRATSAMT RAVENSBURG (Hrsg.) (1998): Internationale Seen-Fachtagung 1998 - Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen. - Oberschwäbische Verl.-Anst.: 320 S.
- SCHMIDT, U. (1996): Saisonabhängige Zusammensetzung des Diatomeenaufwuchses von *Potamogeton*-Pflanzen verschiedener Standorte und Entwicklung einer Meßmethode zur Bestimmung des Einflusses von Periphyton auf das Lichtklima von Wasserpflanzen. - Diplomarbeit der Universität Karlsruhe, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM.
- SCHMIDT, K., VAN DE WEYER, K., KRAUSE, W., KIES, L., GARNIEL, A., GEISSLER, U., GUTOWSKI, A., SAMIETZ, R., SCHÜTZ, W., VAHLE, H.-C., VÖGE, M., WOLFF, P. & MELZER, A. (1995): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. - Schr.-R. f. Vegetationskde. 28: 547-576.
- SCHOLZ, H. & SCHOLZ, U. (1981): Das Werden der Allgäuer Landschaft. - Verlag für Heimatpflege Kempten.
- SCHOLZE, C. (1999): Vergleichende Untersuchungen von Diatomeen, Makrophyten und Makroinvertebraten zur Bewertung der Nährstoffsituation in einem Litoralabschnitt des Chiemsees. - Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 118 S.

- 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. Band 283, J. Cramer Verlag Berlin, Stuttgart: 148 S.
- SCHOTT & PARTNER (1996): Hydrogeologisches Gutachten: Auswirkungen der Wasserentnahme aus Brunnen 2 auf den Frechensee. - Büro für Geotechnik und Umweltfragen. Ingenieurgesellschaft für angewandte Geologie und Hydrogeologie: 53 S.
- SCHRANZ, C. (1994): Epiphytische Diatomeen auf *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL aus Seen unterschiedlicher Trophie. - Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM.
- SCHÜTZ, W. (1993): Verbreitung und floristisch-ökologische Zonierung der Wasserpflanzen in der badischen Oberrheinaue nach dem Bau des Rheinseitenkanals. - Ber. Inst. Landschafts- u. Pflanzenökologie Univ. Hohenheim 2: 139-158.
- SCHULLER, S. (1997): Untersuchungen zur trophischen Situation des Spitzingsees und zum Nährstoffeintrag aus seinem Einzugsgebiet. - Diplomarbeit der FH Weihenstephan, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 107 S.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. - Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm: 465 S.
- SEELE, J. (1996): Entwicklung und Architektur von Diatomeengesellschaften auf Kunstsubstrat in einem oligotrophen See. - Diplomarbeit der Universität Erlangen-Nürnberg, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 99 S.
- SEELE, J. & RAEDER, U. (1999): Trophieindikation in Kleinseen - Eine Betrachtung auf Ebene der Taxa. - Berichte des IGB 1999, Heft 7: S. 44-45.
- SEELE, J., RAEDER, U. & MELZER, A. (1999): Kombinierte Diatomeen- und Makrophytenuntersuchungen zur Beschreibung des Einflusses des Umlandes auf die Gewässerqualität von Kleinseen und zur Vorhersage der Entwicklung der trophischen Situation von Kleinseen. - In: Handlungsanweisungen für die Untersuchung, Bewertung und den Schutz von Kleinseen. - unveröffentlichter Bericht an das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft, München: 225 S.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication. - Univ. Illinois Press, Urbana.

- SMART, M.M. (1980): Annual changes of nitrogen and phosphorus in two aquatic macrophytes (*Nymphaea tuberosa* and *Ceratophyllum demersum*). - *Hydrobiologia* 70: 31-35.
- STAAB, F. (1998): Diatomeen- und Makrophytenuntersuchungen zur Bewertung der Gewässerqualität des oligotrophen Lustsees unter besonderer Berücksichtigung des vertikalen Lichtgradienten. - Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 110 S.
- STAHEL, W.A. (1999): Statistische Datenanalyse - Eine Einführung für Naturwissenschaftler. - Vieweg Verlag, Braunschweig, Wiesbaden: 379 S.
- STANCZYKOWSKA, A. & PLANTER, M. (1985): Factors affecting nutrient budget in lakes of the R. Jorka watershed (Masurian Lakeland, Poland) - X. Role of the mussel *Dreissena polymorpha* (Pall.) in N and P cycles in a lake ecosystem. - *Ekologia Polska* 33 (2): 345-356.
- STANDER, J.M. (1970): Diversity and similarity of benthic fauna of Oregon. – M.S. thesis Oregon State Univ., Corvallis: 1-72.
- STATISTISCHE ÄMTER DER LÄNDER UND DES BUNDES (1995): Land- und Forstwirtschaft - Landwirtschaftlich genutzte Flächen nach ausgewählten Nutzungsarten - Stand 1995. - [http://www.brandenburg.de/statreg/daten\\_06/d06b01.htm](http://www.brandenburg.de/statreg/daten_06/d06b01.htm) (02.02.1999).
- STEINBERG, C. & SCHIEFELE, S. (1988): Biological indication of trophy and pollution of running waters. – *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 21: 227-234.
- STEINBERG, C.E.W., WIEGAND, C., OBEREMM, A. & PFLUGMACHER, S. (1999): Es grünt so grün, wenn Deutschlands Seen blühen - Blaualgen, eine unterschätzte Gefahr in unseren Gewässern ? - Kurzreferate der Jahrestagung 1999 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie in Rostock. Eigenverlag, Rostock: 154-155.
- STOYAN, D., STOYAN, H. & JANSEN, U. (1997): Umweltstatistik – Statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten. – B. G. Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig: 348 S.
- STROEDE, W. (1931): Ökologie der Characeen. - Dissertation an der FU Berlin: 119 S.
- TAUBER, E. (1996): Einfluß ausgewählter Grazing-Organismen auf die epipsammische Diatomeenbesiedelung - Enclosure-Versuche. - Diplomarbeit Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br., angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 102 S.

- TER BRAAK, C.J.F. & JUGGINS, S. (1993): Weighted averaging partial least squares regression (WA-PLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. - *Hydrobiologia* 269/270: 485-502.
- TROMBALLA, C. (1998): Der Einfluß des Umlandes auf die Nährstoffsituation eines Kleinsees (Lustsee/Osterseeengebiet). - Diplomarbeit Universität Regensburg, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 151 S.
- UMWELTBUNDESAMT (1998): Umweltdaten Deutschland 1998 - Nährstoffeinträge in Fließgewässer/Phosphoreinträge. - <http://www.umweltbundesamt.de/udd/gew/gew6.htm> (09.02.1999).
- URBACH, A. (1993): Die Zusammensetzung und die Entwicklung der Aufwuchsdiatomeen auf *Phragmites australis* (Cav.) TRIN ex STREUDEL und auf künstlichem Substrat im oligotrophen Lustsee (Osterseen). - Diplomarbeit der TU München, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 110 S.
- VAN DAM, H., MERTENS, A. & SINKELDAM, J. (1994): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. - *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28 (1): 117-133.
- VAN DEN BERG, M.S., SCHEFFER, M. & COOPS, H. (1998): The role of Characean algae in the management of eutrophic shallow lakes. - *Journal of phycology*, Vol. 34: 750-756.
- VOGEL, F. (1961): Erläuterungen zur bodenkundlichen Übersichtskarte von Bayern 1 : 500.000. - Bayerisches Geologisches Landesamt, München.
- VOGEL, A. (1999): Die Bewertung der Nährstoffsituation von drei Kleinseen in Oberbayern (Badsee, Haarsee, Schwaigsee). - Diplomarbeit der Universität Erlangen-Nürnberg, angefertigt an der Limnologischen Station der TUM: 148 S.
- WASMUND, E. (1934): Grundwasserverhältnisse und Seespiegelschwankungen im oberbayerischen Osterseegebiet. - *Mitt. Geogr. Ges. München* 27: 87-125.
- WEICHWALD, S. (1998): Die historische Entwicklung des eutrophierten Sulzberger Sees im Landkreis Oberallgäu, als Grundlage für die Darstellung des Entwicklungszieles und der Maßnahmen, die notwendig sind, um dieses Ziel zu erreichen. - Diplomarbeit der FH Weihenstephan/Triesdorf, angefertigt am Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft München: 85 S.
- WELZL, G. (1998): Einführung in die Biostatistik. - Skript zum Seminar an der Limnologischen Station der TU München.

- WETZEL, R.G. (1964): A comparative study of the primary production of higher aquatic plants, periphyton, and phytoplankton in a large, shallow lake. - Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 49: 1-61.
- WISEMAN, M. (1998): SPSS für Windows - Eine Einführung. - Skript des Leibniz-Rechenzentrums: 59 S.
- ZELINKA, M. & MARVAN, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. – Arch. Hydrobiol. 57(3): 389-407.
- ZIMMERMANN, B. (1984): Limnologische und vegetationskundliche Untersuchungen an einigen Stillgewässern im Landkreis Ravensburg - Wasserpflanzen als Indikatoren für den Gewässerzustand. - Diplomarbeit der Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Fakultät für Biologie.

### weitere Quellen

- |                                       |  |
|---------------------------------------|--|
| Abwasserzweckverband Miesbach         | Mitteilung über den Anschluß der Münchener Hütte an die Kanalisation (Spitzingsee)   |
| Arbeitsgruppe Umlandbewertung         | Bewertung des Einzugsgebietes (Treffen an der Limnologischen Station)  |
| Bauer, Fritz und Klos, Dirk           | Thesenpapier über die Grenze der Quantitätssumme zur Indikation mit Makrophyten  |
| BayLfW                                | Daten der Pelagial-Wasseranalysen im Rahmen eines Entwicklungsvorhabens (vgl. SEELE et al. 1999)                                   |
| Forstamt Miesbach                     | Mitteilung über die Böden am Spitzingsee   |
| König                                 | Pächter des Froschhauser Sees, Mitteilung über die Verbreitung von <i>Myriophyllum spicatum</i>                                    |
| Melzer, Arnulf und Zimmermann, Stefan | Makrophytenkartierung des Chiemsees 1999   |
| Neyer, Horst                          | Einfluß der Makroporen auf den vertikalen Stofffluß in Böden (internes Treffen der Bearbeiter des Entwicklungsvorhabens Kleinseen) |
| Schneider, Susanne                    | Genauigkeit der Trophieindikation durch Makrophyten in einem oligotrophen Fließgewässer  |

Welzl, Gerhard	Beratung in der Statistik mit der Diskussion über die gesicherten Werte des Diatomeenindex (GSF München-Neuherberg)
WWA Kempten	Abflußdaten für den Köhlisbach und den Seeabfluß (Sulzberger See) Makrophytenkartierung am Ortwanger See 1997

### **Kartenmaterial**

Geologische Karte von Bayern Maßstab 1 : 500.000

Geologische Karte von Bayern Maßstab 1 : 25.000, Blatt 8333 Murnau am Staffelsee

Flurkarten, Höhenlinienkarten, Luftbilder, Reichsbodenschätzkarten im Maßstab 1 : 5.000

Lustsee	SW 16-9, SW 16-10
Ortwanger See	SW 29-42, SW 29-43
Froschhauser See	SW 22-11, SW 22-12
Eschacher Weiher	SW 21-45
Schwaigsee	SW 21-20, SW 21-21
Spitzingsee	SO 23-9, SO 23-10, SO 23-11, SO 23-12
Haarsee	SW 16-12
Sulzberger See	SW 22-40, SW 22-41, SW 23-40, SW 23-41
Badsee	SW 19-12
Herrenwieser Weiher	SW 20-42, SW 20-43, SW 20-44, SW 20-45, SW 21-44, SW 21-45





## VERZEICHNISSE

### Abbildungen

Abb. 1.1:	Der Bewertungsansatz und die Kombination der verschiedenen Methoden zur Optimierung der Aussage über die Nährstoffbelastung der Kleinseen	2
Abb. 2.1:	Die Lage der zehn untersuchten Kleinseen im Voralpengebiet südlich von München	6
Abb. 3.1:	Die Wahl und die Bezeichnungen der Diatomeenprobestellen (Kreise innen) sowie der Makrophytenabschnitte (Band außen) exemplarisch am Lustsee dargestellt.	31
Abb. 3.2:	Der TP-Gehalt in Abhängigkeit des Diatomeenindex von epilithischen und epiphytischen Proben (verändert nach HOFMANN 1994)	45
Abb. 3.3:	Berücksichtigte Kriterien und deren Verschneidung zur Bewertung des Einzugsgebietes an Hand des Austragspotentials von Nährstoffen aus der Fläche	46
Abb. 4.1:	Die Oberflächentemperatur des Wassers an den Probestellen der untersuchten Gewässern	61
Abb. 4.2:	Die relative Sauerstoffsättigung des Oberflächenwassers an den Probestellen der untersuchten Gewässer	61
Abb. 4.3:	Der pH-Wert an den Probestellen der untersuchten Gewässer	63
Abb. 4.4:	Die elektrolytische Leitfähigkeit an den Probestellen der untersuchten Gewässer	63
Abb. 4.5:	Der Gehalt an Gesamtphosphor im Wasser an den Probestellen der untersuchten Gewässer (Die Nachweisgrenze von 10 µg/l wird durch die gestrichelte Linie dargestellt)	67
Abb. 4.6:	Der Gehalt an Silikat-Silizium im Wasser an den Probestellen der untersuchten Gewässer	67
Abb. 4.7:	Der Gehalt an Ammonium-Stickstoff im Wasser an den Probestellen der untersuchten Gewässer	69
Abb. 4.8:	Der Gehalt an Nitrat-Stickstoff im Wasser an den Probestellen der untersuchten Gewässer	69
Abb. 4.9:	Die Anzahl der gefundenen Taxa in jeder Probe der untersuchten Gewässer	71
Abb. 4.10:	Die Anzahl der indikativen Taxa in jeder Probe der untersuchten Gewässer (Grenzwert von fünf indikativen Taxa wird durch die gestrichelte Linie dargestellt)	71
Abb. 4.11:	Der Anteil der indikativen Schalen in jeder Probe der untersuchten Gewässer (Grenzwert von 5 % indikativer Schalen wird durch die gestrichelte Linie dargestellt)	75
Abb. 4.12:	Regression zwischen den Werten des Diatomeenindex und dem Anteil der indikativen Schalen in jeder Probe. Die Regression wird beschrieben durch die Funktion $y = -0,08x^3 + 0,85x^2 - 2,91x + 3,40$ bei einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,68$ ( $n = 320$ )	75
Abb. 4.13:	Der Diatomeenindex für jede Probe der untersuchten Gewässer	77

Abb. 4.14:	Die Anzahl der gefundenen Taxa in jedem Abschnitt der untersuchten Gewässer	81
Abb. 4.15:	Die Anzahl der indikativen Taxa in jedem Abschnitt der untersuchten Gewässer	81
Abb. 4.16:	Die Summe der maximalen Quantitäten der indikativen Taxa in jedem Abschnitt der untersuchten Gewässer (Grenzwert von 55 wird durch die gestrichelte Linie dargestellt)	83
Abb. 4.17:	Der Makrophytenindex für jeden Abschnitt der untersuchten Gewässer	85
Abb. 4.18:	Die Diversität der Diatomeengesellschaften an den Probestellen der untersuchten Gewässer	88
Abb. 4.19:	Die Diversität der Makrophytengesellschaften in jedem Abschnitt der untersuchten Gewässer (berücksichtigt wurden die Taxa der Lebensformen S,W,WE)	88
Abb. 4.20:	Die Evenness der Diatomeengesellschaften an den Probestellen der untersuchten Gewässer	89
Abb. 4.21:	Die Evenness der Makrophytengesellschaften in jedem Abschnitt der untersuchten Gewässer (berücksichtigt wurden die Taxa der Lebensformen S,W,WE)	89
Abb. 4.22:	Der Vergleich von Seegröße (dunkel) und Einzugsbietsfläche (hell) der zehn untersuchten Gewässer	92
Abb. 4.23:	Darstellung der Uferentwicklung (Werte in Klammern) von den untersuchten Gewässern in Form eines Dendrogrammes.	93
Abb. 4.24:	Darstellung des Umgebungsfaktors (Werte in Klammern) von den untersuchten Gewässern in Form eines Dendrogrammes.	93
Abb. 4.25:	Dendrogramm der Clusterbildung der verschiedenen Nutzungsstufen von den untersuchten Einzugsgebieten der Gewässern.	94
Abb. 4.26:	Dendrogramm der Clusterbildung der verschiedenen Austragspotentialstufen von den untersuchten Einzugsgebieten der Gewässern.	95
Abb. 5.1:	Prognosemodell der Nährstoffbelastung an den zehn untersuchten Gewässern nach der Bewertung mit Makrophyten und Diatomeen. Die kritische Belastungsgrenze ist als gepunktete Linie dargestellt. (Belastungsgrade (Kreise): 1 = sehr gering, 2 = gering, 3 = mäßig, 4 = mäßig-erheblich, 5 = erheblich, 6 = stark, 7 = sehr stark)	131

## Tabellen

Tab. 2.1:	Kenndaten der untersuchten Kleinseen (BAYLFW 1987, ergänzt mit den GIS-Daten der vorliegenden Arbeit)	8
Tab. 3.1:	Übersicht der Probenahmetermine an den untersuchten Gewässern	35
Tab. 3.2:	Zusammenhang zwischen geschätzter Pflanzenmenge und Quantitätsstufe bei der Indexberechnung	39
Tab. 3.3:	Einstufung der indikativen Makrophytentaxa in die Indikatorgruppen, Stand: Dezember 1999	40
Tab. 3.4:	Klassenverteilung der TP-Gehalte und deren Beschreibungen sowie farbliche Darstellung	44
Tab. 3.5:	Klassenverteilung der TP-Gehalte und die Einstufung des Diatomeenindex und des Makrophytenindex sowie deren farbliche Darstellung	45
Tab. 3.6:	Einstufung der verschiedenen Nutzungstypen	48
Tab. 3.7:	Einstufung der Bodenarten	50
Tab. 3.8:	Zusätzliche Austragsrisiken	50
Tab. 3.9:	Die sieben Stufen des Stoffaustragspotentials aus der Verschneidung der Attribute von Nutzung sowie Bodenart. Die Werte in Klammer gelten bei gleichzeitig vorliegendem zusätzlichem Austragsrisiko.	51
Tab. 3.10:	Einstufung der Hangneigung in acht Stufen	52
Tab. 3.11:	Einstufung der Bodenfeuchte und die Erläuterungen aus der Reichsbodenschätzkarte (nach FRANKE 1968)	52
Tab. 3.12:	Das siebenstufige Abflußpotential aus der Verschneidung der Werte von der Hangneigung und der Bodenfeuchte	53
Tab. 3.13:	Das Austragspotential in sieben Stufen nach der Verschneidung der Attribute von Stoffaustragspotential und Abflußpotential	53
Tab. 3.14:	Beschreibung der sieben Stufen des Austragspotentials und deren Farben in den GIS-Karten	54
Tab. 4.1:	Übersicht der Haupttaxa und ihr Vorkommen in den untersuchten Gewässern	76
Tab. 4.2:	Übersicht der gefundenen Makrophytentaxa in den einzelnen Seen. Mit angegeben sind die Lebensformen (submers (S), Wasserschweber (W), Wasserschweber und emers (WE)) sowie der Indikatorwert des Taxons	84
Tab. 5.1:	Ergebnisse des exakten Tests nach Fisher beim Vergleich der Werte von Diatomeen- und Makrophytenindex in Bezug zu den Belastungsklassen. Angegeben sind die Anzahl der Probestellen bzw. Abschnitte, die dem Test zu Grunde liegen sowie der Wahrscheinlichkeitswert p und dessen Interpretation.	132

## CD-ROM

Sofern die CD-ROM diesem schriftlichen Exemplar nicht beiliegt, können die Daten auch über das Internet unter der Adresse <http://www.limno.biologie.tu-muenchen.de> abgerufen bzw. per Email unter der Adresse des Autors angefordert werden.

## INHALTSVERZEICHNIS

### *[Laufwerk]:\Viewer\*

Installationsdateien für die Viewer-Programme:

<i>Adobe_Acrobat_Reader_4_0\Rs405deu.exe</i>	Adobe Acrobat Reader 4.05
<i>ArcExplorer_1_1\Setup.exe</i>	ArcExplorer 1.1

### *[Laufwerk]:\GIS\_Projekte\*

GIS-Daten der zehn untersuchten Seen, die sich über den ArcExplorer 1.1 betrachten lassen.

<i>*.aep</i>	Steuerdatei für das Projekt unter ArcExplorer 1.1
--------------	---

Die Steuerdatei (\*.aep) ist eine Textdatei, in der relative Bezüge zu den Quelldateien festgelegt wurden. Folgende Daten stehen für die Betrachtung und weitere Auswertung zur Verfügung:

- ✧ Einzugsgebiet
- ✧ Seefläche
- ✧ Austragspotential
- ✧ Nutzung
- ✧ Bodenart
- ✧ Bodenfeuchte
- ✧ Hangneigung
- ✧ Puffergrenzen
- ✧ Höhenlinien
- ✧ Luftbilder
- ✧ Flurkarten

***[Laufwerk]:\Acrobat\_Reader\_4\_0\***

In diesem Verzeichnis liegt der Text dieser Dissertation in Form einer pdf-Datei vor sowie die einzelnen Karten der Seen (Diatomeenindex, Makrophytenindex, Austragspotential), eine Gesamtdatei mit allen farbigen Karten und die Rohdaten, auf denen alle weiteren Berechnungen und Statistiken basieren:

<i>Dissertation_Seele.pdf</i>	Gesamttext der Dissertation
<i>Karten.pdf</i>	Datei mit alle farbigen Karten
<i>Diatomeen_Makrophyten\*.pdf</i>	Diatomeen- und Makrophytenindex
<i>GIS_Karten\*.pdf</i>	GIS-Karten
<i>Daten\*.pdf</i>	Rohdaten

***[Laufwerk]:\PostScript\***

In diesem Verzeichnis liegen die farbigen Karten im Postscript-Format für den direkten Ausdruck auf einen Postscript-Drucker:

<i>Diatomeen_Makrophyten\*.ps</i>	Diatomeen- und Makrophytenindex
<i>GIS_Karten\*.ps</i>	GIS-Karten



---

## DANKSAGUNG

Die vorliegende Arbeit wurde an der Limnologischen Station in Iffeldorf angefertigt. Für die sehr gute Zusammenarbeit und die zahlreichen fruchtbaren Diskussionen möchten ich mich bei allen Mitarbeitern der Limnologischen Station bedanken. Das besonders angenehme wissenschaftliche und persönliche Umfeld an der Station in Iffeldorf haben maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Meinem Doktorvater Herrn Prof. Arnulf Melzer und Frau Dr. Uta Raeder möchte ich ganz herzlich für die konstruktiven Diskussionen auch in unruhigen Zeiten danken. Euer persönliches Engagement ging weit über die wissenschaftliche Basis hinaus und schaffte eine für mich sehr anregende Arbeitsatmosphäre.

Die langjährigen Mitarbeiter Stefan Zimmermann, Susanne Schneider und Frank-Martin Goos waren für mich wichtige Kritiker und haben mit Humor und Freude sowohl zu meiner Verwirrung als auch zu meinem *Seelenheil* beigetragen.

Für ihre engagierte Mitarbeit und zahlreichen Anregungen möchte ich gerade auch meinen Diplomanden Adrienne Akontz, Judith Ehrentreich, Florian Hoffmann, Manuela Mayr, Stefanie Schuller, Frank Staab, Carmen Tromballa, Andrea Vogel meinen Dank aussprechen.

Meinem Mentor Herrn Prof. Jürgen Schwoerbel möchte ich für seine verständnisvolle Unterstützung und seinen fachkundigen Rat danken.

Herrn Dr. Gerhard Welzl gelang es mit Geduld, Humor und zahlreichen Feuerwehreinsätzen die brennenden Statistikfragen zu lös(ch)en.

Desweiteren war nur durch die unbürokratische Hilfe der zuständigen Landrats-, Landes-, Wasserwirtschafts- und Finanzämter sowie vieler anderen öffentlichen Kontaktstellen die reibungslose Bearbeitung dieses Themas möglich. Namentlich darf ich an dieser Stelle Herrn Dr. Jochen Schaumburg vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft danken, durch deren Finanzierung dieses Projekt maßgeblich durchgeführt werden konnte.

Für ihre ideenreichen Unterstützungen, die humorvollen Ermutigungen sowie unser wundervolles zu Hause in unserer neuen Wahlheimat möchte ich ausdrücklich Anett Holzapfel danken. Nicht vergessen will ich meine Eltern, die auch über die große Distanz immer reges Interesse an meiner Arbeit gezeigt haben.

Vielen Dank an alle !

---



---

## LEBENS LAUF

### Persönliche Daten

geb. am 20. Juli 1970 in Erlangen, ledig



### Schulbildung

- 1976 - 1977 Adalbert-Stifter Grundschule Erlangen  
1977 - 1980 Liobaschule Vechta  
1980 - 1982 Orientierungsstufe-Süd Vechta  
1982 - 1986 Gymnasium Antonianum Vechta  
1986 - 1987 Auslandsaufenthalt an der United Township High School  
in East Moline, Illinois (USA)  
Abschluß mit dem High School Diploma  
1987 – 1989 Gymnasium Antonianum Vechta  
Abschluß mit dem Abitur

### Zivildienst

- 1989 – 1990 St. Marienhospital Vechta

### Studium

- 1990 - 1996 Diplom-Biologie an der Friedrich-Alexander-Universität  
Erlangen-Nürnberg  
Hauptfach Botanik, Nebenfächer Genetik, Paläontologie und Geologie  
1995 - 1996 Diplomarbeit an der Limnologischen Station der TU München in  
Iffeldorf: "Entwicklung und Architektur von Diatomeengesellschaften  
auf Kunstsubstrat in einem oligotrophen See"  
1996 - 1999 Promotionsstudium an der TU München  
1998 DAAD - Forschungsaufenthalt an der Universität Laval in Quebec,  
Canada (1 Monat)

### Anstellungen

- 1996 - 1999 Wissenschaftlicher Angestellter an der Limnologischen Station der  
TU München in Iffeldorf  
seit Januar 2000 Wissenschaftlicher Referent des Präsidenten an der TU München
-