



*Einfelder See, Garrensee, Holzsee,
Kleiner Pönitzer See, Schierensee (Grebín),
Trammer See, Tresdorfer See, Wielener See*

Seenkurzprogramm 1999/2000

Herausgeber:
Landesamt für Natur
und Umwelt des Landes
Schleswig-Holstein
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek
Tel. 0 43 47 / 704 - 0
www.lanu-sh.de

Autorinnen:
A. König
W. Schwennesen
Dr. K. Wöbbcke

Titelfoto:
Einfeld der See
J. Stühr

Herstellung:
hansadruck, Kiel

Dezember 2002

ISBN 3-923339-86-0

Diese Broschüre wurde
aus Recyclingpapier
hergestellt.

Diese Druckschrift wird im
Rahmen der Öffentlich-
keitsarbeit der schleswig-
holsteinischen Landes-
regierung herausgegeben.
Sie darf weder von Parteien
noch von Personen, die Wahl-
werbung oder Wahlhilfe
betreiben, im Wahlkampf
zum Zwecke der Wahlwer-
bung verwendet werden.
Auch ohne zeitlichen Bezug
zu einer bevorstehenden
Wahl darf die Druckschrift
nicht in einer Weise verwen-
det werden, die als Partei-
nahme der Landesregierung
zu Gunsten einzelner Gruppen
verstanden werden könnte.
Den Parteien ist es gestattet,
die Druckschrift zur Unterrich-
tung ihrer eigenen Mitglieder
zu verwenden.

Die Landesregierung im Internet: www.landesregierung.schleswig-holstein.de
--

Inhalt

Kurzfassung	3
Einleitung	4
Untersuchungskonzeption und Auswertungsmethoden	7
Die Seen im Überblick	12
Zustand und Belastung der einzelnen Seen	22
Einfeld der See	22
Garrensee	36
Holzsee	49
Kleiner Pönitzer See	61
Schierensee	75
Trammer See	87
Tresdorfer See	101
Wielener See	114
Literatur	127
Anhang	131

Kurzfassung

Das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein untersuchte im Rahmen des Seenkurzprogramms 1999/2000 folgende Seen: Einfeld der See (RD/NMS), Garrensee (RZ), Holzsee (PLÖ), Kleiner Pönitzer See (OH), Schierensee (PLÖ), Trammer See (PLÖ), Tresdorfer See (PLÖ) und Wielener See (PLÖ). Hierzu wurden Daten zur Wasserchemie und -physik sowie zu den Lebensgemeinschaften des freien Wassers (Plankton), des Ufers und des Seegrundes (Benthos) zusammengestellt. Der Zustand der Seen wurde nach der "Vorläufigen Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien" der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) klassifiziert und bewertet. Um die Bedeutung der verschiedenen Nährstoffquellen als Belastung der Seen beurteilen zu können, wurden Stoffausträge aus der Fläche des Einzugsgebietes und Einträge durch Abwasser abgeschätzt sowie die Nutzung der Seen und ihrer Ufer ermittelt. Die Ergebnisse liefern Anhaltspunkte für Entlastungsmöglichkeiten und Hinweise auf die Schutzwürdigkeit beziehungsweise Schutzbedürftigkeit der Seen.

Auf Grund der Seetiefe und der geringen Größe ihres Einzugsgebiets haben drei der untersuchten Seen - Trammer See, Schierensee und Garrensee - natürlicherweise gute Voraussetzungen für einen nährstoffarmen Zustand. Einfeld der See und Holzsee besitzen zwar ebenfalls kleine Einzugsgebiete, sind aber flach und neigen daher natürlicherweise zu höherer Bioproduktivität. Der Wielener See und besonders der Kleine Pönitzer See und der Tresdorfer See haben große Einzugsgebiete. Die Klassifizierung des Istzustandes anhand der Trophie nach LAWA (1998) ergab für den Trammer See, den Schierensee und den Garrensee einen mesotrophen Zustand, für den Holzsee, den Kleinen Pönitzer See und den Tresdorfer See einen schwach eutrophen Zustand (eutroph 1) und für den Wielener See einen hoch eutrophen Zustand (eutroph 2). Die höchste Trophie wies nach dieser Klassifizierung der polytrope Einfeld der See auf. Als einziger See hatte der Holzsee einen Istzustand, der seinem Referenzzustand entsprach (Bewertung 1). Sechs der Seen haben einen oligotrophen Referenzzustand. Die Abweichungen des Istzustandes vom Referenzzustand reichten von einer Stufe in den mesotrophen Gewässern Garrensee, Trammer See und Schierensee (Bewertung 2) bis zu drei Stufen im abwasserbeeinflussten Wielener See (Bewertung 4). Der Einfeld der See, der Kleine Pönitzer See und der Tresdorfer See wurden mit „3“ bewertet. Auffällig waren bei allen geschichteten Seen die starken Sauerstoffdefizite im Tiefenwasser, die auch in den mesotrophen Seen die Bodenzone in diesem Bereich besiedlungsfeindlich machten.

Bei allen im Seenkurzprogramm 1999/2000 untersuchten Seen trug die Landwirtschaft bei weitem am meisten zum Nährstoffeintrag bei. Im Wielener See ist die Phosphorbelastung durch (gereinigtes) Abwasser seit vorliegender Untersuchung stark angestiegen (Stand 2001). Lediglich der Garrensee ist frei von Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft und aus Abwasser.

Mehrere der untersuchten Seen wiesen eine wertvolle Unterwasservegetation auf. Der Trammer See hatte eine ausgesprochen artenreiche Unterwasservegetation mit stabilen Beständen teils gefährdeter Arten. In der Ufervegetation wurden ebenfalls viele gefährdete Arten gefunden. Im Garrensee siedelten zwar nur zwei Arten von Unterwasserpflanzen (See-Brachsenkraut und Strandling), diese sind wegen der Begrenzung ihres Vorkommens auf kalkarme nährstoffarme Gewässer jedoch besonders selten und von europaweiter Bedeutung. In der artenreichen Unterwasservegetation des Einfeld der Sees kamen trotz seines polytrophen Zustands noch Restbestände seltener Arten oligo- und mesotropher Gewässer vor. Die großflächigen Großlaichkräuter-Bestände im Schierensee stellen für Schleswig-Holstein eine Seltenheit dar. Besonders am Einfeld der See, am Trammer See und am Kleinen Pönitzer See war das Röhricht durch Freizeitnutzung, Badestellen und ufernahe Besiedlung mit Stegen gestört.

Einleitung

Schleswig-Holstein ist mit über 300 Seen, etwa 20.000 km Fließgewässern und zahlreichen Kleingewässern ein wasserreiches Land. Die Seen sind von großer Bedeutung für den Wasser- und Stoffhaushalt der Landschaft sowie für die an das Wasser angepassten Lebensgemeinschaften. Gleichzeitig stellen sie einen wichtigen wirtschaftlichen Faktor für Fremdenverkehr, Naherholung und Binnenfischerei dar.

An vielen schleswig-holsteinischen Seen wurde bereits ein dringender Entlastungs- oder Schutzbedarf festgestellt, da durch die menschliche Nutzung der Gewässer und ihrer Einzugsgebiete ihre Funktion als Lebensraum geschädigt wurde oder wird. Die Beeinträchtigungen betreffen gleichzeitig auch die Seen als wirtschaftlicher Faktor im Bereich Berufsfischerei und Tourismus. Voraussetzung für die Auswahl und Planung effektiver Entlastungsmaßnahmen ist die Kenntnis der wichtigsten Belastungsquellen und ihrer Auswirkungen im See. Um diese Wissensbasis zu schaffen, wurde für die Seenuntersuchungen des Landesamtes ein Stufenprogramm mit folgenden Schwerpunkten entwickelt:

1. Ermittlung der Seebeckengestalt als Anhaltspunkt für Schichtungsverhältnisse und Stoffhaushalt;
2. Ermittlung der Einzugsgebietsgröße relativ zur Seegröße als Anhaltspunkt für die natürlichen Einflüsse auf den Seezustand;
3. Erfassung der Flächennutzung und Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet der Seen zur Abschätzung der eingetragenen Stofffracht;
4. stichprobenhafte Untersuchung mehrerer Seen pro Jahr bezüglich der Wasserchemie sowie der Besiedlung von Freiwasser, Seegrund und Ufer als Anhaltspunkt für den Seezustand (Seenkurzprogramm, LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN 1995 und LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1996a, 1997a, 1999a, 2000b, 2001d);
5. ganzjährige limnologische Untersuchung einzelner Seen zur Dokumentation des ökologischen Zustandes, Auswirkungen der bestehenden Belastungen sowie zur Ableitung individuell angepasster Schutzstrategien (Seenprogramm, LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN 1975 - 1995 und LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1996b, 1997b, 1999b, 2001a);
6. Untersuchung (1 x jährlich) des Nährstoffvorrates aller Seen aus dem Seenprogramm (Seenkontrollprogramm, LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN 1985 - 1995 und LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1998, 1999c, 2000c, 2001c).

Die Kenntnis von Seebeckengestalt und Einzugsgebietsgröße (Punkte 1 und 2) führt zur Auswahl von Seen für das Seenkurzprogramm (Punkte 3 und 4). Hierbei werden zunächst solche berücksichtigt, die aufgrund ihrer natürlichen Voraussetzungen - zum Beispiel kleines Einzugsgebiet, große Seetiefe - einen guten Zustand beziehungsweise ein hohes Regenerationspotential erwarten lassen. Die Zusammenschau der ersten vier Aspekte ergibt Anhaltspunkte für den Zustand und die wichtigsten Belastungsquellen des einzelnen Sees. Aufgrund dieser Ergebnisse können dann gezielt einige wenige Seen für das Seenprogramm (Punkt 5) ausgewählt werden. Alle Seen, die bisher im Rahmen des Seenprogramms beprobt wurden, werden weiterhin einmal jährlich im Frühjahr auf ihren Nährstoffvorrat hin kontrolliert (Seenkontrollprogramm, Punkt 6).

Im vorliegenden Bericht sind Ergebnisse des Seenkurzprogrammes 1999 von folgenden Seen zusammengestellt: im Kreis Plön der Holzsee, der Schierensee, der Trammer See, der Tresdorfer

See und der Wielener See sowie im Kreis Ostholstein der Kleine Pönitzer See und im Kreis Herzogtum Lauenburg der Garrensee. Im Jahre 2000 wurde der Einfelder See, der teilweise im Kreis Rendsburg-Eckernförde und teilweise in der kreisfreien Stadt Neumünster (Abb.1) liegt, untersucht.



Abb. 1: Lage der untersuchten Seen

Die Seenuntersuchungen sind Teil der Grundlagenarbeit zum Gewässerschutz im Landesamt für Natur und Umwelt. Die Ergebnisse dienen unter anderem den Wasserbehörden als Basis für Entscheidungshilfen. Ziel ist es, die stehenden Gewässer des Landes in einem möglichst naturnahen bzw. natürlichen Zustand zu erhalten bzw. sie dahin zurückzuführen. Neben allgemein notwendigen Maßnahmen zur Minderung von Schadstoffemissionen in allen See-Einzugsgebieten werden anhand ausgewählter Projekte, aufbauend auf den Ergebnissen der Seenuntersuchungen, modellhaft mit dem Gesamtplan abgestimmte vordringliche Einzelmaßnahmen aufgezeigt.

Die nachfolgend dargestellten Untersuchungen waren nur möglich durch die Mitarbeit von Vertragspartnern, wie im Text jeweils erwähnt, und durch Personen vor Ort, die ehrenamtlich Seewasserstände und Sichttiefen ermittelten. Diesen und den am Programm beteiligten Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Landesamtes gilt ein besonderer Dank. Frau Dr. Kerstin Wöbbecke erstellte im Auftrag des Landesamtes den vorliegenden Bericht in weiten Teilen.

Untersuchungskonzeption und Auswertungsmethoden

Einzugsgebiet

Das oberirdische Einzugsgebiet (A_{Eo}) jedes Sees wurde nach Höhenlinien der Deutschen Grundkarte (DGK 5) und zum Teil durch Begehung und Prüfung von Unterlagen der Wasser- und Bodenverbände ermittelt.

Die **geologischen Verhältnisse** wurden den Geologischen Karten für Schleswig-Holstein, Maßstab 1 : 25.000 bzw. 1 : 200.000, entnommen.

Die **Flächennutzung** im Einzugsgebiet der Seen wurde nach den Kriterien Acker, Grünland, Wald, Siedlung, Gewässer, Sonstiges aus Atkis-Daten ermittelt (Stand 1972).

Die **Großvieheinheiten** wurden nach Angaben des Statistischen Landesamtes auf der Basis der Landwirtschaftszählung 1999 für die in den Einzugsgebieten landwirtschaftlich genutzten Flächen der entsprechenden Gemeinden ermittelt.

Hydrologie

Die wichtigsten Zuläufe der Seen wurden erfasst. Am Ablauf wurden stichprobenhafte Abflussmessungen durchgeführt. Die Seen wurden mit Lattenpegeln versehen. Die Ermittlung der Seewasserstände erfolgte etwa zweimal pro Woche durch ehrenamtliche Helfer vor Ort.

Tiefenplan

Bis auf den Garrensee, für den ein Tiefenplan des Angelvereins Ziethen vorlag, wurde jeder See mit Echolot vermessen und ein Tiefenplan erstellt.

Biologisch-chemisches Untersuchungsprogramm

Die Seen wurden in Abhängigkeit von ihrer Tiefe nach folgendem Muster untersucht (Tab. 1):

Tab. 1: Probenahmemuster in Abhängigkeit von der Seetiefe

	flache Seen	mitteltiefe Seen	tiefe Seen
mittlere Tiefe	< 2 m	2 bis < 5 m	≥ 5 m
maximale Tiefe	< 4,5 m	4,5 bis < 10 m	≥ 10 m
zu erwartende Schichtung im Sommer	ohne	schwach oder stabil	stabil
Probentiefe			
1 m	x	x	x
10 m			x
Mitte Hypolimnion			(x bei max. Tiefe > 30 m)
1 m über Grund		x	x
Beprobungen pro Jahr	4	4	4

Physikalische und chemische Parameter:

Wassertemperatur im Tiefenprofil, Lufttemperatur, Luftdruck, Wetter, Windrichtung und -stärke, Sichttiefe, Sauerstoff-Profil, Farbe, Trübung, Geruch der Probe, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Chlorid, Säure-Base-Kapazität, Gesamtstickstoff, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Gesamtphosphor, Phosphat, Sulfat, Kieselsäure, Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Eisen, Mangan, Aluminium.

Die Sichttiefe der Seen wurde - mit Ausnahme des Garrensees, des Kleinen Pönitzer Sees und des Tresdorfer Sees - zusätzlich von März bis November etwa wöchentlich durch ehrenamtliche Helfer mit Hilfe einer Secchi-Scheibe ermittelt.

Biologische Parameter:

parallel zur chemischen Probenahme: Chlorophyll a, Phaeophytin, Phyto- und Zooplankton qualitativ und halbquantitativ;

im Frühjahr: Profundal-Benthon, Probenahme mit Ekman-Greifer (Fläche: 225 cm²) aus drei verschiedenen Tiefen im Transekt, qualitativ und quantitativ;

Frühsommer: grobe Erfassung von Ufer- und Unterwasservegetation.

Abschätzung der Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag

Da Phosphor in vielen Fällen der limitierende Faktor für das Algenwachstum in einem See ist, steht dieser Nährstoff in dem vorliegenden Bericht im Zentrum der Betrachtungen zum Stofffluss zwischen Einzugsgebiet und Gewässern. Darüber hinaus kann auch bei Seen, in denen Stickstoff oder andere Faktoren die Produktion regulieren, Phosphor am leichtesten an Land zurückgehalten und so zum Minimum-Faktor werden. Bei den Stoffflussbetrachtungen steht Phosphor zugleich stellvertretend für viele Stoffe, die permanent vom Land in die Gewässer eingetragen werden. RIPL (1995) fand im Einzugsgebiet der Stör, dass die Böden vor allem Kalk verlieren (etwa 65 % des Gesamtstoffverlustes). Stickstoff und Phosphor stellen zusammen hingegen nur 2 % der ausgetragenen Stoffe und spielen damit weniger für die Verarmung der Böden als für die Eutrophierung der Gewässer eine Rolle.

Alle Werte, die nach den im folgenden beschriebenen Methoden ermittelt werden, sind großen Schwankungen unterworfen. So variieren zum Beispiel Austräge aus (landwirtschaftlich genutzten) Flächen stark in Abhängigkeit von Bearbeitungsart, Bodenart, Entfernung zum Gewässer, Hangneigung und Intensität von Regenfällen. Auch für die Einträge von gereinigtem Abwasser gilt, dass zum einen der Kläranlagenablauf stark in seiner Fracht schwanken kann. Zum anderen ist auch der Nährstoffrückhalt, der zwischen Kläranlage und See im Boden oder Gewässer erfolgt, sehr variabel. Mit Hilfe der Schätzzahlen kann jedoch eine grobe Wichtung der einzelnen Belastungsquellen der Seen vorgenommen werden.

Für verschiedene **Flächennutzungen** werden in der Literatur unterschiedliche Werte für den jährlichen Austrag von Stickstoff und Phosphor angegeben (Tab. 2). Für die Abschätzung der flächennutzungsabhängigen Einträge in die untersuchten Seen wurden im vorliegenden Bericht, sofern nicht anders erwähnt, die mittleren Exportkoeffizienten verwendet. Für Siedlungen wurde ein Versiegelungsgrad von 30 % angenommen und die restliche Fläche wie Grünland behandelt. Daraus ergibt sich für Siedlungen ein mittlerer Exportkoeffizient von 0,75 kg/ha-a Phosphor und 13 kg/ha-a Stickstoff. Campingplätze werden, zusätzlich zu eventuellen Schmutzwassereinträgen, ebenfalls wie Grünland behandelt. Für Gewässer und "sonstige Flächen" wurde ohne weitere Differenzierung kein Stoffaustrag veranschlagt. Um die Einträge durch Viehhaltung abzuschätzen, wurden die Großvieheinheiten im Einzugsgebiet zusätzlich zur Flächennutzung berücksichtigt. Eine Großvieheinheit entspricht beispielsweise einem weiblichen Rind (älter als zwei Jahre) oder zwei Zuchtsauen. Dafür wurden durchschnittliche Nährstoffausscheidungen von 90 kg Stickstoff und 20 kg Phosphor zugrunde gelegt (MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE RÄUME, LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND TOURISMUS 1996). Nach HAMM (1976) erreicht etwa 1 % des für Großvieheinheiten veranschlagten Phosphors die Gewässer. Da Stickstoff besser transportiert

wird als Phosphor, wird der Stickstoff-Eintrag durch landwirtschaftliche Viehhaltung dabei tendenziell unterschätzt.

Tab. 2: Exportkoeffizienten für Phosphor und Stickstoff für verschiedene Flächennutzungen (kg/ha·a)

Nutzungsart		Exportkoeffizient (kg/ha·a)		Quelle
		mittel	Bereich	
Acker	P: N:	0,5 20	0,07 bis 2 20 bis 70	SCHWERTMANN 1973, LW* 1991, LW*1991
Grünland	P: N:	0,2 10	0,1 bis 0,8 5 bis 15	ALLEN & KRAMER 1972, LW*1991 BUCKSTEEG & HOLLFELDER 1975, LW*1991
Wald	P: N:	0,05 7	0,01 bis 0,183 5 bis 10	DILLON & KIRCHNER 1975, LW* 1991, LW* 1991
Hochmoorböden (sauer)	P: N:	1,5 7		LAWA 1998 TREPEL Ökologiezentrum CAU Kiel
versiegelte Fläche	P: N:	2 20	2 bis 12 17 bis 35	LW* 1991 LW* 1991
Siedlung	P: N:	0,75 13		Erläuterung siehe Text
Siedlung mit Regenklärbecken bzw. Regenrückhaltebecken	P: N:	0,4 10		LW* unveröffentlicht
Gewässer, sonstiges	P: N:	0 0		

LW*: LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN

In Tabelle 3 sind die an verschiedenen Stellen ermittelten Einträge von Stickstoff und Phosphor durch **Niederschlag** zusammengestellt. Für die Bilanzierung der Einträge in die Seen wurde jeweils die nächstgelegene Messstelle zugrunde gelegt.

Tab. 3: Einträge von Phosphor und Stickstoff durch Niederschlag (kg/ha·a) an verschiedenen Stellen des Landes (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 2000c, 2001c)

Messstelle	Kreis	Stoff	Jahreseintrag (kg/ha·a) 1999 /2000*
Eutin	OH	P: N:	0,12 11,6
Hahnheide	RZ	P: N:	0,035 11,9
Barlohe	RD	P: N:	*0,037 *11,6

Der Stand der **Abwasserbeseitigung** im Einzugsgebiet der untersuchten Seen wurde nach Angaben der Unteren Wasserbehörden ermittelt. In Abhängigkeit vom Ausbaugrad der Hauskläranlagen bzw. der Reinigungsleistung von zentralen Kläranlagen wurden Faustzahlen am Kläranlagenablauf pro Einwohnerwert veranschlagt (Tab. 4). Bei konkreten Sanierungsmaßnahmen sind die Werte im Einzelfall aus den Ergebnissen der behördlichen Überwachung und der Selbstüberwachung heranzuziehen.

Tab. 4: Faustzahlen zur Reinigungsleistung verschiedener Kläranlagen,
Ausgangsdaten: 2,5 g P/EW·d, 12 g N/EW·d

Kläranlagentyp	l/E*·d	Stoff	Ablaufkonzentrationen/-frachten		
			mg/l	g/EW**·d	kg/EW·a
Kleinkläranlage als 3 Kammerausfallgrube, nicht nachgerüstet	100	P: N:	20 100	2 10	0,7 3,7
Kleinkläranlage, nachgerüstet nach DIN 4261, mit Sandfilter, Tropfkörper, Belebungsbecken oder Nachklärteich	100	P: N:	8 80	0,8 8	0,3 3
Abwasserteich unbelüftet, 15 m²/E, Mischkanalisation	300	P: N:	3 15	1 5	0,4 1,8
Abwasserteich, belüftet, Trennkanalisation	150	P: N:	8 40	1,2 6	0,4 2,2
Abwasserteich, belüftet, mit P-Fällung, Trennkanalisation	150	P: N:	1,5 40	0,2 6	0,07 2,2
Abwasserteich mit zwischengeschaltetem Tropf- oder Tauchkörper und Rückführung, A 257	150	P: N:	8 20	1,2 3	0,4 1,1
Gebietskläranlage mit Schlammstabilisierung u. Nitrifikation (kl. Kläranlage, 50 bis 500 EW), A 122, Trennkanalisation	100	P: N:	8 60	0,8 6	0,3 2,2
Kl. Kläranlage mit Schlammstabilisierung und Nitrifikation, 500 bis 5000 EW, A 126, Trennkanalisation	150	P: N:	5,5 35	0,8 5	0,3 1,8
Kl. Kläranlage mit Schlammstabilisierung, Nitrifikation, Denitrifikation und Simultanfällung, 500 bis 5000 EW, A 126, Trennkanalisation	150	P: N:	0,7 18	0,1 2,7	0,04 1
Gr. Kläranlage mit vollbiologischer Reinigung, > 5000 EW, Trennkanalisation	150	P: N:	8 18	1,2 2,7	0,4 1
Gr. Kläranlage mit vollbiologischer Reinigung und P-Elimination, > 5000 EW, Sofort-Programm Schleswig-Holstein	150	P: N:	1,5 18	0,2 2,7	0,08 1
Gr. Kläranlage mit vollbiologischer Reinigung und N- u. P-Elimination, > 5000 EW	150	P: N:	1,5 10	0,2 1,5	0,08 0,5
Gr. Kläranlage mit vollbiol. Reinigung, N- u. P-Elimination u. Flockungsfiltration, > 5000 EW, Dringlichkeitsprogramm S-H	150	P: N:	0,5 10	0,075 1,5	0,03 0,5

E*: Einwohner, EW**: Einwohnerwert

Nährstoffbelastungsmodell nach VOLLENWEIDER & KEREKES (1980)

Verschiedene Verfasser haben in Modellen versucht, die Phosphor-Belastung aus dem Einzugsgebiet zur seeinternen Phosphorkonzentration in Beziehung zu setzen. In dem stark vereinfachenden Modell von VOLLENWEIDER werden dabei die Gewässergestalt und die hydraulische Belastung (theoretische Wasseraufenthaltszeit) berücksichtigt, weil diese Größen einen besonderen Einfluss auf die Stoffumsetzungen in einem See haben.

$$P_E = \frac{L * T_W}{z (1 + \sqrt{T_W})}$$

P_E : erwartete Phosphorkonzentration im See (mg/l)

L : jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m²)

T_W : theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)*

* theoretische Wasseraufenthaltszeit (a) = Seevolumen (m³)** : Zuflussmenge (m³/a)***

** Seevolumen (m³) = Seefläche (m²) x mittlere Tiefe (m)

*** Zuflussmenge (m³/a) = Einzugsgebiet A_{E0} (km²) x Abflusssspende (m³/a·km²)

z : mittlere Tiefe des Sees (m)

Im vorliegenden Bericht wird das Modell dazu verwendet, um die vorgenommenen Abschätzungen auf Plausibilität zu überprüfen.

Bewertung der Trophie stehender Gewässer nach LAWA

Zur Klassifizierung und Bewertung der Trophie natürlich entstandener Seen hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) eine vorläufige Richtlinie herausgebracht, die anhand von 42 schleswig-holsteinischen Seen erprobt wurde (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 2000a). Zur Ermittlung des potentiell natürlichen Zustandes (Referenzzustand) werden topographische und morphometrische Kenngrößen wie z.B. Einzugsgebietsgröße und Seetiefe miteinander verrechnet. Zur Klassifizierung des Istzustandes werden die Parameter Chlorophyll a, Sichttiefe und Phosphor genutzt. Aus der Differenz zwischen Istzustand und Referenzzustand ergibt sich die Bewertung. Ein Berechnungs-Schema für jeden im Rahmen des Seenkurzprogrammes 1999/2000 untersuchten See ist im Anhang zu finden. Weiteres siehe unter LAWA (1998).

Die Seen im Überblick

Alle im Rahmen dieses Berichtes behandelten Seen mit Ausnahme des Einfelder Sees befinden sich im Östlichen Hügelland. Der Einfelder See liegt am Westrand des Östlichen Hügellandes mit seinem südlichen Teil im Bereich der Niederungen und Mooregebiete. (Abb. 1).

Die **Ausgangsbedingungen** der Seen für hohe oder geringe Trophie aufgrund ihrer Beckenform und ihrer Einzugsgebiete sind in Abbildung 2 veranschaulicht. Die mittlere Tiefe der Seen ist gegen das Verhältnis von Einzugsgebiets- zu Seefläche aufgetragen. Je kleiner das Einzugsgebiet im Verhältnis zur Seefläche ist, desto besser sind die natürlichen Voraussetzungen für eine mäßige Nährstoffbelastung des Sees und einen Zustand geringer Trophie. Diagonal in der Graphik ist die Grenzlinie für ein Verhältnis Einzugsgebietsfläche zu Seevolumen (f_v) = 2 eingetragen, da neben der Fläche auch das Seevolumen die natürlichen Voraussetzungen des Sees für Bioproduktivität beeinflusst. Bei f_v kleiner 2, d.h. bei Seen mit kleinem Einzugsgebiet und großem Volumen, ist ein relativ nährstoffarmer Zustand des Sees zu erwarten.

Von den Seen des Seenkurzprogramms 1999/2000 hat der Trammer See mit seinem sehr kleinen Einzugsgebiet und seiner großen mittleren Tiefe natürlicherweise die besten Voraussetzungen für einen nährstoffarmen Zustand. Ebenfalls gute Voraussetzungen haben der Schierensee und der Garrensee. Weniger günstig waren die Voraussetzungen für den Kleinen Pönitzer, den Wielener

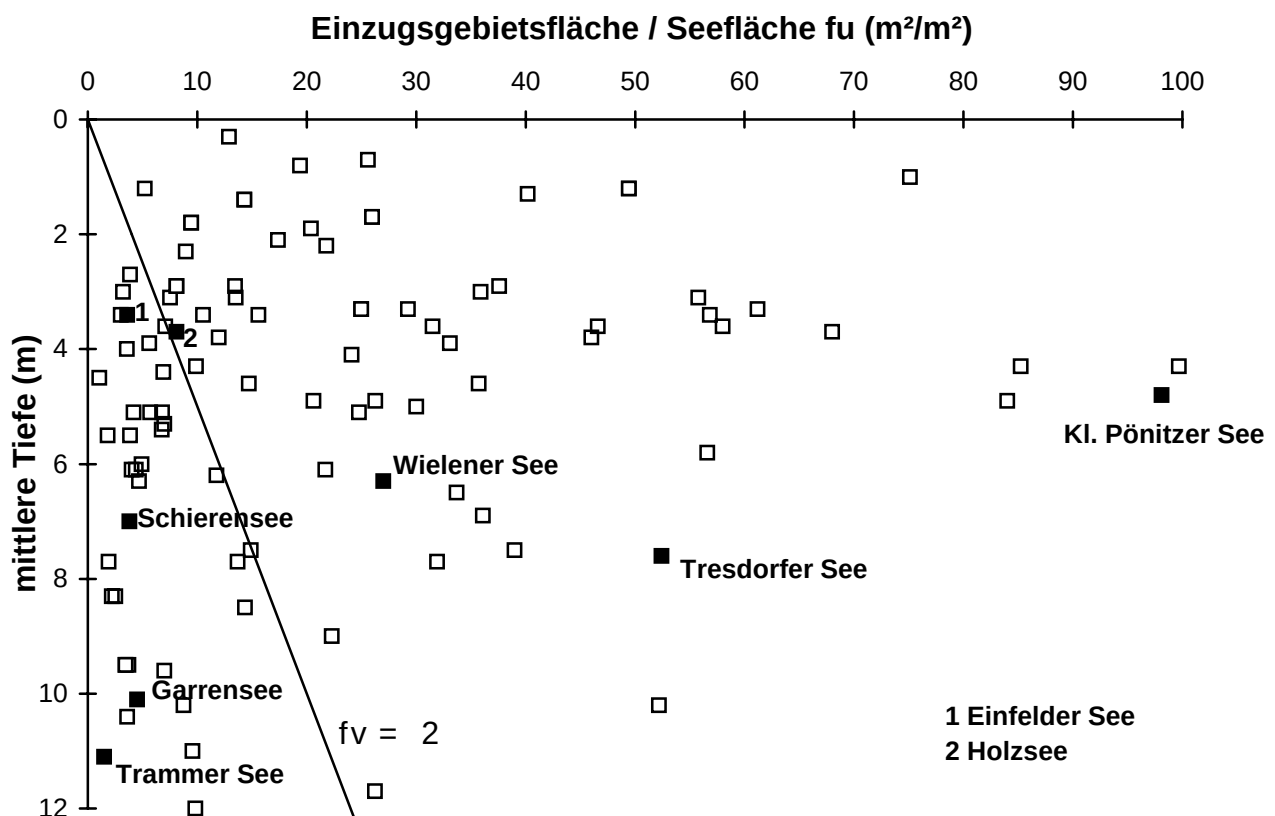


Abb. 2: Verhältnis von f_u (Einzugsgebietsfläche ohne Seefläche zu Seefläche, m^2/m^2) zur mittleren Seetiefe (m).
 f_v : Verhältnis von Einzugsgebietsfläche ohne Seefläche zu Seevolumen (m^2/m^3)
 ■ : Seen des Seenkurzprogramms 1999/2000
 □ : bisher vom Landesamt untersuchte Seen.

und den Tresdorfer See. Seen im Einzugsgebiet, die als Stoffsenken fungieren – wie beim Wielener und besonders beim Tresdorfer See – können sich dabei günstig auswirken. Die beiden polymiktischen Seen Einfelder und Holzsee haben zwar relativ kleine Einzugsgebiete, wegen ihrer geringen Tiefe können die eingetragenen Nährstoffe aber effektiv umgesetzt werden, so dass hier ein höherer Trophiestatus zu erwarten ist.

In stabil geschichteten Seen können vorübergehend erhöhte Nährstoffbelastungen durch Bindung der Nährstoffe im Sediment besser abgepuffert werden. Von den Seen des Kurzprogramms 1999/2000 wiesen der Garrensee, der Schierensee, der Tresdorfer See, der Trammer See und der Wielener See im Sommer eine ausgeprägte stabile Schichtung auf. Der Kleine Pönitzer See hatte 1999 ebenfalls eine stabile sommerliche Temperaturschichtung, die allerdings vergleichsweise schwach ausgeprägt war und nur ein kleines Hypolimnion erzeugte.

Tab. 5: Klassifizierung und Bewertung von Referenz- und Istzustand der untersuchten Seen nach LAWA (1998) (Fettdruck: heranzuziehender Referenzzustand)

See	Referenzzustand		Istzustand	Bewertung	Entwicklungsziel
	nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag	nach Morphometrie			
Einfelder See	mesotroph	eutroph 1	polytroph 1	3	eutroph 2
Garrensee	oligotroph	mesotroph	mesotroph	2	Stabilisierung des mesotrophen Zustandes
Holzsee	oligotroph	eutroph 1	eutroph 1	1	----
Kleiner Pönitzer See	oligotroph	mesotroph	eutroph 1	3	mesotroph
Schierensee	oligotroph	mesotroph	mesotroph	2	Stabilisierung des mesotrophen Zustandes
Trammer See	oligotroph	oligotroph	mesotroph	2	Stabilisierung des mesotrophen Zustandes
Tresdorfer See	oligotroph	mesotroph	eutroph 1	3	mesotroph
Wielener See	oligotroph	mesotroph	eutroph 2	4	mesotroph

Die **Klassifizierung** und **Bewertung** der tatsächlich vorgefundenen Verhältnisse nach LAWA (1998) zeigt, dass Kleiner Pönitzer See, Tresdorfer See und Wielener See die erwarteten produktiven Trophiezustände aufwiesen (eutroph oder hoch eutroph, siehe Tab. 5 und Abb. 3). Sie erhielten die Bewertung 3 bzw. der Wielener See, dessen Trophie die größte Abweichung von seinem Referenzzustand aufwies, sogar 4. Der Wielener See erhält außer Nährstofffrachten aus seinem großen, landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet auch biologisch gereinigtes Abwasser. Das höchste Trophieniveau aller im Seenkurzprogramm 1999/2000 untersuchten Seen hatte der Einfelder See (polytroph 1). Dieser See, dessen geringe mittlere Tiefe eine hohe Produktivität begünstigt (Referenzzustand eutroph 1), hat zwar nur ein relativ kleines Einzugsgebiet, durch einen hohen Anteil an Ackerflächen und Viehhaltung sowie Austrägen aus dem Dosenmoor wies das Einzugsgebiet jedoch den höchsten Phosphoraustrag der 1999/2000 untersuchten Seen auf. Der Einfelder See wurde mit 3 bewertet. Garrensee, Schierensee und Trammer See zeigten erwar-

tungsgemäß eine geringere Produktivität. Ihr Trophiezustand, in allen drei Fällen mesotroph, wich nur um eine Stufe vom Referenzzustand (oligotroph) ab, sie wurden mit 2 bewertet. Nur beim Holzsee stimmten Istzustand und Referenzzustand überein. Er erhielt die Bewertung 1 und stellt damit eine Besonderheit in Schleswig-Holstein dar.

Insgesamt scheinen sich bei den meisten der hier betrachteten Seen, für die ältere Untersuchungen vorliegen - das sind der Garrensee und der Schierensee sowie der Einfeld, der Trammer und der Wielener See - die Phosphorkonzentrationen zu verringern. Bei zwei dieser Seen - Wielener und Garrensee - hat dies bereits zu einer erkennbaren Verminderung der Primärproduktion geführt.

Der Referenzrahmen für verschiedene **chemische und physikalische Parameter** in schleswig-holsteinischen Seen (Abb. 4) verdeutlicht die Lage der untersuchten Seen im regionalen Zusammenhang. Der Medianwert, das heißt, der Wert, der in der Mitte der nach ihrer Größe geordneten Rangreihe der Messwerte liegt, ist jeweils als waagerechte bzw. senkrechte Linie dargestellt.

Überdurchschnittlich hohe Calciumkonzentrationen und hohes Säurebindungsvermögen zeichnete die drei Seen mit den großen Einzugsgebieten (Kleiner Pönitzer See, Tresdorfer See und Wielener See) aus. Zwei Seen, beide in kalkarmen Sandern gelegen und mit kleinen Einzugsgebieten, zeigten Kalkarmut und geringes Säurebindungsvermögen: Beim Garrensee wird diese Tendenz durch sein Waldeinzugsgebiet, beim Einfeld See durch den Zustrom von Hochmoordrainwasser verstärkt.

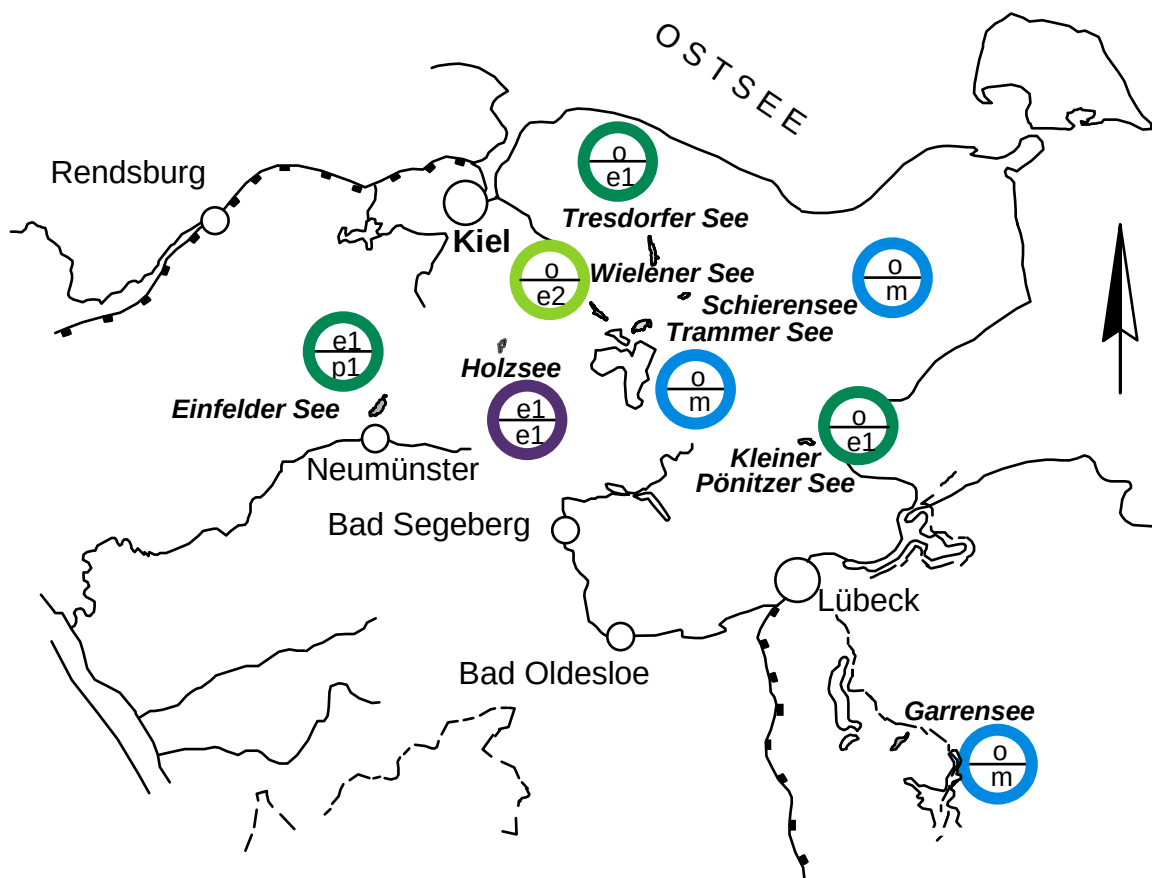
Insbesondere der Tresdorfer See und der Wielener See fielen durch hohe Stickstoffkonzentrationen von über 4 mg/l N auf. Der überwiegend als Nitrat vorliegende Stickstoff wirkte sich in diesen Seen positiv auf die Redoxverhältnisse am Sediment aus und verzögerte die Phosphorrücklösung. Im Tresdorfer See war darüber hinaus gelöste Kieselsäure (SiO_2) im Frühjahr in sehr hohen Konzentrationen vorhanden.

Hohe sommerliche Phosphor- und Chlorophyllwerte zeigte der Wielener See. Hohe Chlorophyllwerte im Verhältnis zu den Gesamtposphorwerten erreichte der polymiktische Einfeld See.

Die hohe Leitfähigkeit im Trammer See war durch unterseeische Solequellen bedingt.

Ein ausgeprägtes Klarwasserstadium trotz hoher Phosphorkonzentrationen zeigte der Wielener See. Dieser See wies als einziger einen nennenswerten Anteil größerer Filtrierer in der **Zooplanktongemeinschaft** auf, so dass hier vermutlich, wenn auch nur vorübergehend, eine Kontrolle des Phytoplanktons durch das Zooplankton möglich war. In den meisten anderen Seen, selbst jenen, die als mesotroph klassifiziert wurden, herrschten dagegen in der sommerlichen **Phytoplanktongemeinschaft** meist Blaualgen vor (Tresdorfer See, Einfeld See, Kleiner Pönitzer See, Garrensee), bei einigen dominierten sogar schon im Frühjahr Blaualgen das Phytoplankton (Einfeld See, Trammer See).

Insgesamt auffällig waren die starken und früh einsetzenden hypolimnischen Sauerstoffdefizite bei allen geschichteten Seen. Selbst die als mesotroph klassifizierten Gewässer Garrensee, Schierensee und Trammer See waren hiervon betroffen. Diese intensiven Zehrungsprozesse waren wahrscheinlich durch ein überdurchschnittlich warmes Jahr, insbesondere den warmen Winter 1998/99, begünstigt, da durch die hohen Winter- und Frühjahrstemperaturen vermutlich sowohl die Primärproduktion als auch die sommerliche Temperaturschichtung früh im Jahr einsetzten.



Bewertung als farbiger Ring

Referenzzustand
 Ist - Zustand

Trophiegrad	Symbole
oligotroph	o
mesotroph	m
eutroph	e1 und e2
polytroph	p1 und p2
hypertroph	h

Bewertung	Farbe	Erläuterungen
1		Referenz- und Ist- Zustand übereinstimmend; insbesondere bei oligo- und mesotrophen Seen sind alle Möglichkeiten des präventiven Gewässerschutzes zu nutzen, um den Zustand zu erhalten.
2		Referenz und Ist- Zustand weichen einen Trophiegrad voneinander ab. Sanierungsbedarf besteht vor allem dann, wenn Aussicht besteht, den See wieder in einen oligo- oder mesotrophen Zustand zu versetzen.
3		Über die Dringlichkeit von Sanierungsmaßnahmen ist im Einzelfall zu entscheiden.
4		Dringender Handlungsbedarf. Da bei dieser Bewertungsstufe besonders effektiver Sanierungsbedarf zu erwarten ist, sollten bei diesen Gewässern vordringlich Maßnahmen geprüft und durchgeführt werden.
5		Sanierungsmaßnahmen sind erforderlich, insbesondere bei Gewässern, deren Referenzzustand oligo- oder mesotroph ist.
6		Sanierungsmaßnahmen sind dringend erforderlich. Es sollte die Verbesserung von mindestens einem Trophiegrad angestrebt werden.
7		Es ist zu prüfen, ob mit einem vertretbaren Aufwand durchführbare Sanierungsmaßnahmen Aussicht auf Erfolg haben.

Abb. 3: Referenz- und Istzustand sowie Bewertung der untersuchten Seen nach LAWA (1998)

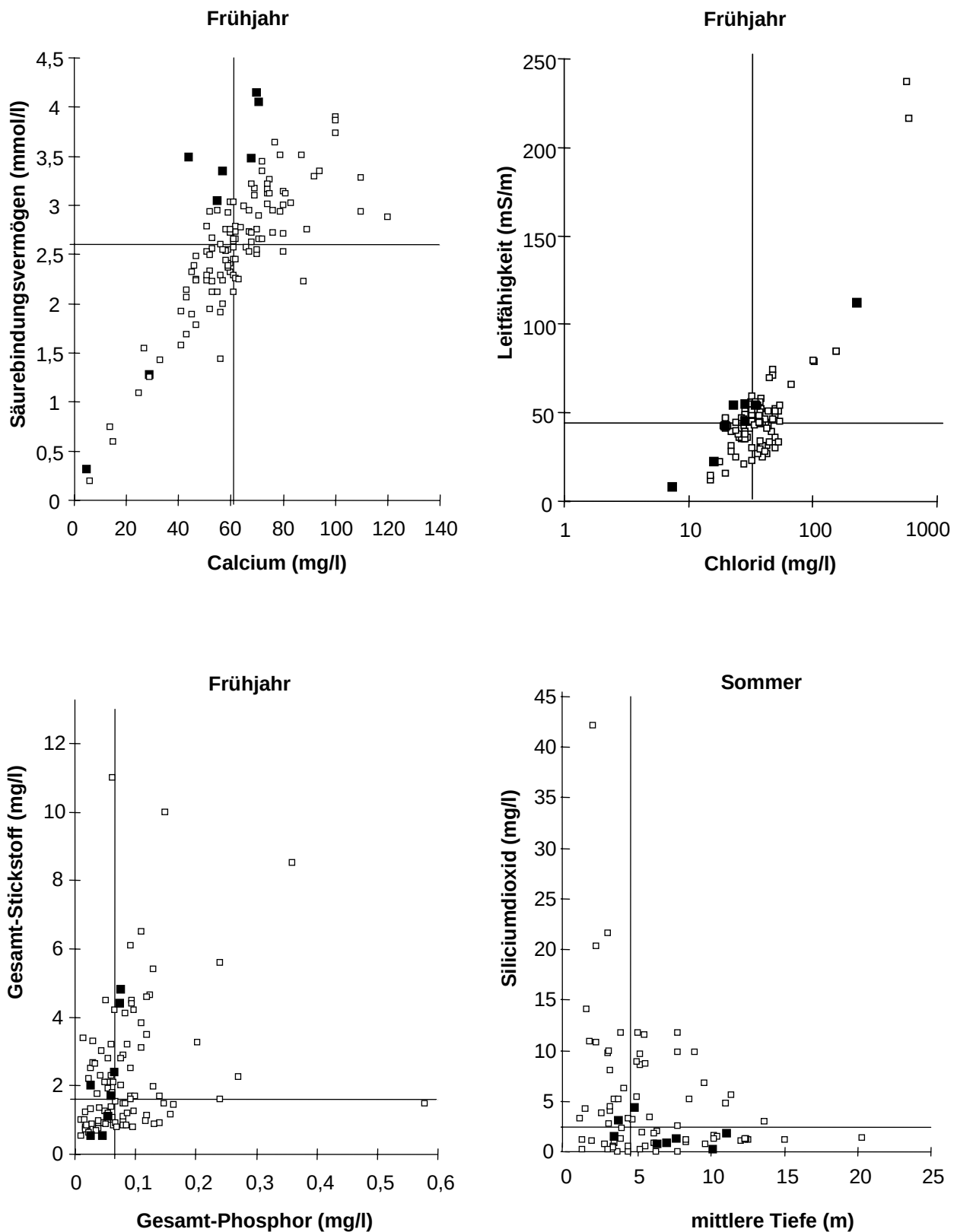


Abb. 4: Referenzrahmen für chemische und physikalische Parameter in schleswig-holsteinischen Seen. Die durchgezogenen waagerechten bzw. senkrechten Linien kennzeichnen die Lage des Medianwertes
 ■ : Seen des Seenkurzprogramms 1999/2000,
 □ : bisher vom Landesamt untersuchte Seen.

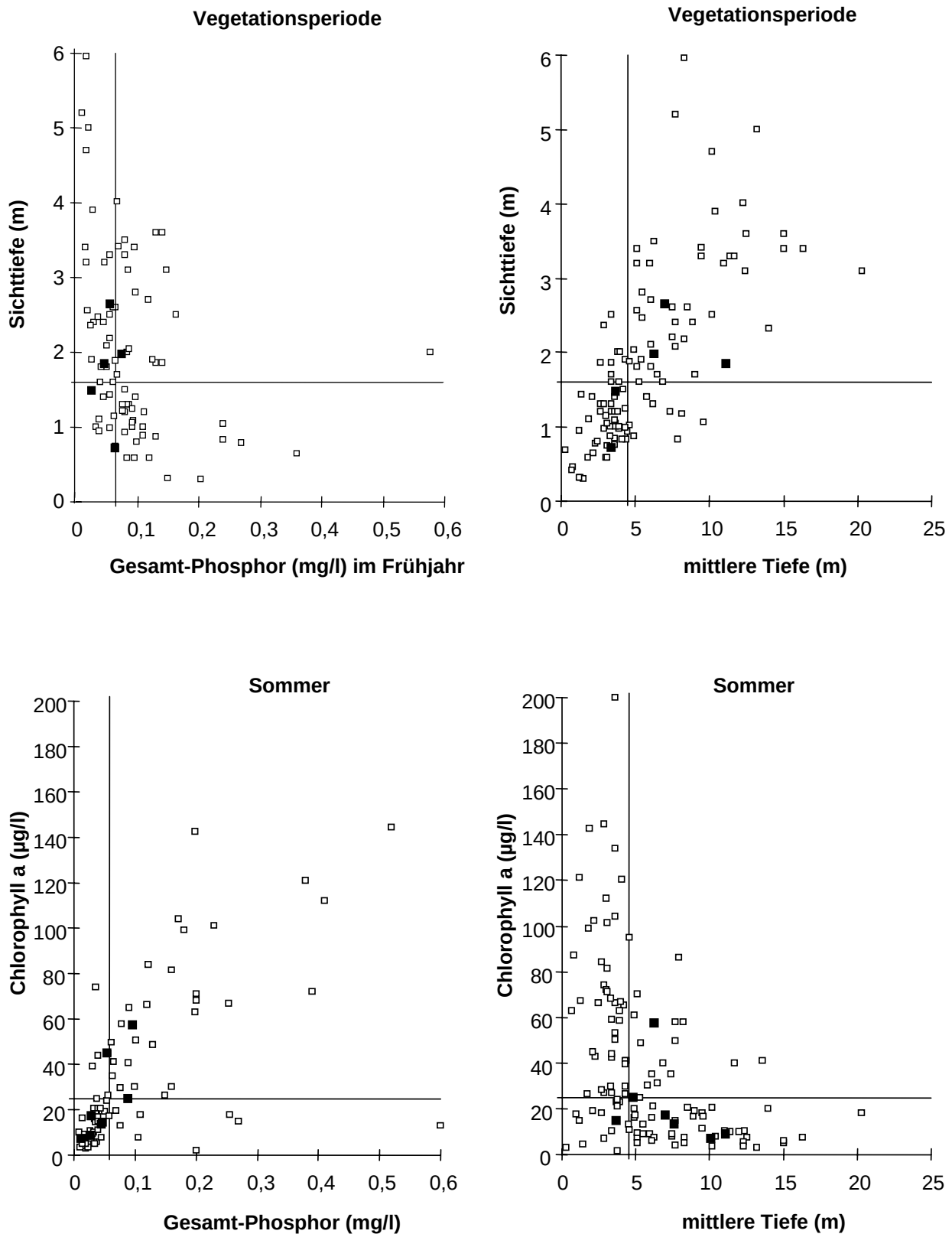


Abb. 4: Fortsetzung Referenzrahmen

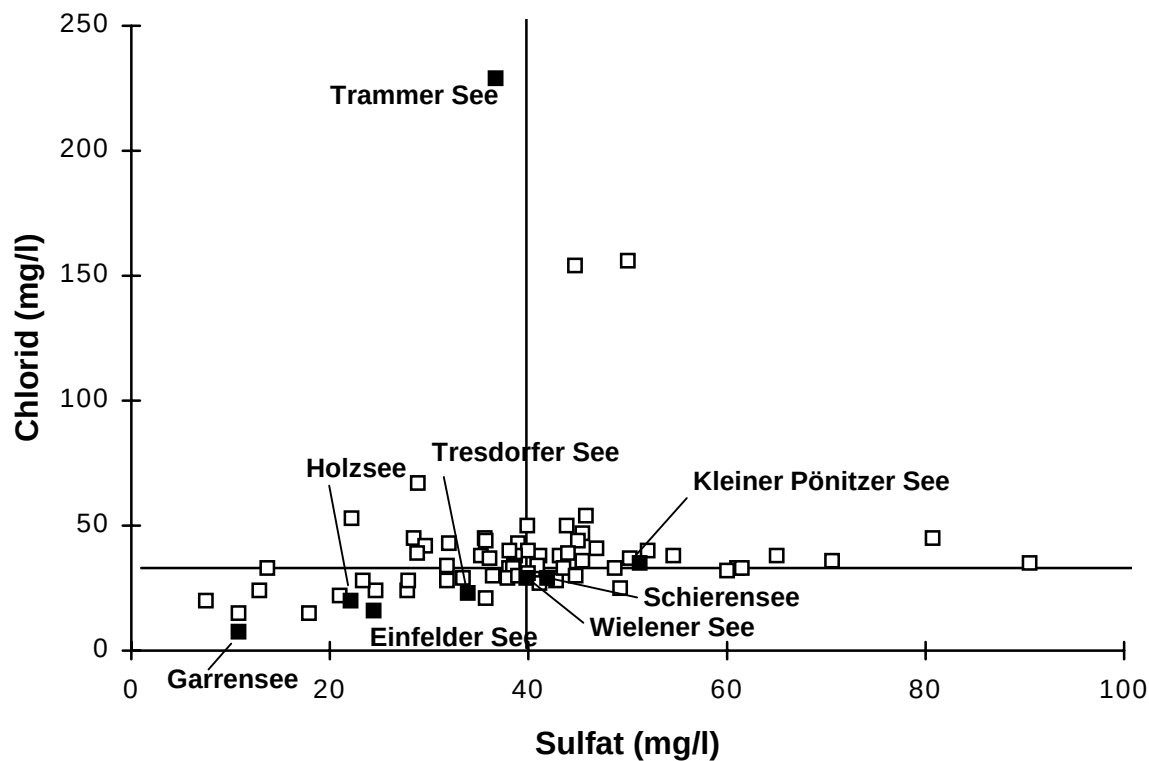


Abb. 5: Sulfat- und Chloridkonzentrationen (mg/l) im Frühjahr
 ■ : Seen des Seenkurzprogramms 1999/2000,
 □ : bisher vom Landesamt untersuchte Seen.

Die Chlorid- und Sulfatwerte im Frühjahr sind in Abb. 5 dargestellt. Während Chlorid biologisch praktisch nicht umgesetzt wird und die Konzentrationen daher nur vom Eintrag (Abwasser, geologischer Untergrund) abhängen, sind die Sulfatkonzentrationen außer vom Eintrag (Mineraldünger, Abwasser, Moorentwässerung, mineralischer Untergrund) auch von den seeinternen Prozessen, vor allem Desulfurikation, abhängig. Die relativ hohen Sulfatkonzentrationen im Kleinen Pönitzer See sind vermutlich durch den hohen Anteil entwässerter Niedermoorböden im Einzugsgebiet bedingt. Unterseeische Salzquellen sind die Ursache für hohe Chloridkonzentrationen im Trammer See.

Hinsichtlich ihrer **Ufer- und Unterwasservegetation** waren vor allem der Trammer See und der Garrensee von Bedeutung. Der Trammer See hatte eine ausgesprochen artenreiche Unterwasservegetation mit stabilen Beständen teils gefährdeter Arten, in der Ufervegetation wurden ebenfalls viele gefährdete Arten gefunden. Im Garrensee siedelten zwar nur zwei Arten von Unterwasserpflanzen (Strandling, Brachsenkraut), diese sind wegen der Begrenzung ihres Vorkommens auf kalkarme nährstoffarme Gewässer jedoch besonders selten und von europaweiter Bedeutung. In der artenreichen Unterwasservegetation des Einfelders Sees kamen trotz seines polytrophen Zustands noch Restbestände seltener Arten oligo- und mesotropher Gewässer vor, sie ist daher ebenfalls von überregionaler Bedeutung. Die großflächigen Großlaichkräuter-Bestände im Schierensee stellen in Schleswig-Holstein eine Seltenheit dar. Im Holzsee ist die Vegetation zwar auch relativ artenreich, jedoch sind die noch Anfang der 80er Jahre prägenden Elemente der Tauchblattvegetation fast verschwunden. Der Röhrichtgürtel hingegen hat sich stark regeneriert. Der Holzsee besitzt einen 5 bis 10 m breiten fast geschlossenen Schwimmblattgürtel, der am Südufer

sogar eine Breite von 100 m erreicht. Auch die übrigen Seen wiesen noch (oder wieder) Unterwasserpflanzen auf, von denen mindestens eine Art als gefährdet gilt. Selbst im hoch eutrophen Wielener See kamen noch neun Arten von Unterwasserpflanzen vor, die auf Grund der Ufergestalt sogar bis zu einer maximalen Wassertiefe von 4 m siedelten. Der Tresdorfer See wies an seiner Ausbuchtung, dem Lütjensee, ausgedehnte Erlenbrüche auf. Aus funktioneller Sicht waren die Gehölzstreifen an vielen Seen in weiten Bereichen zu schmal, um eine Pufferfunktion für den Nährstoffrückhalt zu erfüllen.

Die **tierische Besiedlung des Seegrundes** war in allen Seen durch Sauerstoffmangel im Tiefenwasser beeinträchtigt. Selbst im vergleichsweise nährstoffarmen Garrensee wurde an der tiefsten Stelle nur noch die Sauerstoffmangel tolerierende Büschelmückenlarve gefunden, obwohl in geringerer Wassertiefe auch Arten vorkamen, die eher Nährstoffarmut anzeigen. In den anderen Seen dominierten Nährstoffreichtum zeigende Arten. Insgesamt schienen hier z.T. die früheren, nährstoffreicheren Bedingungen der meisten Seen zum Ausdruck zu kommen, da sich die Verhältnisse im und am Sediment meist wesentlich langsamer verbessern als im Freiwasser. Im Schierensee war die Bodenzone auch mengenmäßig so schwach besiedelt, dass davon ausgegangen werden kann, dass sich hier ein negativer Einfluss auf die Planktonnahrungskette ergibt. Die Benthos fressenden Fische weichen auf Zooplankton aus, wodurch das Phytoplankton nicht mehr kontrolliert werden kann. Der Kleine Pönitzer See hatte ausgesprochen reichhaltige Bestände an Wenigborstern und Zuckmückenlarven.

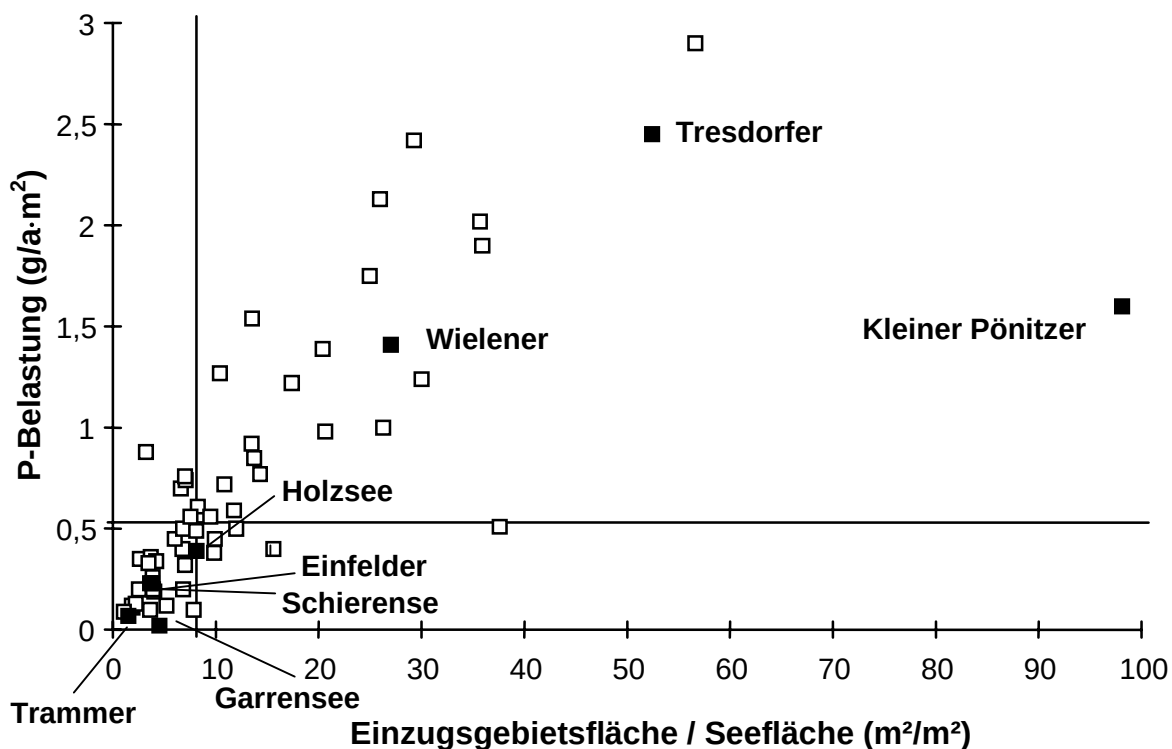


Abb. 6: Phosphorbelastung, bezogen auf die Seefläche ($\text{g/a} \cdot \text{m}^2$), in Abhängigkeit von der relativen Einzugsgebietsgröße (Einzugsgebietsfläche/Seefläche (m^2/m^2)). Die durchgezogenen waagerechten bzw. senkrechten Linien kennzeichnen die Lage des Medianwertes für 70 vom Landesamt untersuchte Seen (vergl. Abb. 4)

Die Höhe der **Flächenbelastung** durch Phosphoreinträge in die Seen ist Abbildung 6 zu entnehmen. Die geringste Belastung bezogen auf die Seefläche wies der Garrensee mit nur $0,02 \text{ g/a} \cdot \text{m}^2$ Seefläche auf. Die für den Trammer See geschätzte Belastung war mit $0,07 \text{ g/a} \cdot \text{m}^2$ Seefläche ebenfalls sehr gering. Die höchste Phosphor-Belastung hatte der Tresdorfer See ($2,45 \text{ g/a} \cdot \text{m}^2$ Seefläche). Der Kleine Pönitzer See ($1,6 \text{ g/a} \cdot \text{m}^2$ Seefläche) und der Wielener See ($1,4 \text{ g/a} \cdot \text{m}^2$ Seefläche) waren ebenfalls überdurchschnittlich belastet. Alle drei Seen haben große Einzugsgebiete.

Die relative Bedeutung verschiedener Phosphor- und Stickstoffquellen wurde für die untersuchten Seen grob abgeschätzt. Dabei war die Landwirtschaft bei weitem die Hauptnährstoffquelle, lediglich der Garrensee ist frei von Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft. Häusliches Abwasser hatte lediglich beim Schierensee mit 16 % noch einen nennenswerten Anteil an der P-Belastung. Nach neueren Erhebungen (Stand 2001) ist die P-Belastung aus (gereinigtem) Abwasser im Wielener See allerdings sogar auf 30 % gestiegen

Die landwirtschaftliche Nutzung seenaher Flächen verursacht nicht nur Stoffeinträge in die Gewässer, sondern teilweise auch eine Zerstörung des Röhrichs, wenn wie am Trammer See, am Holzsee, am Tresdorfer See und am Wielener See Nutzvieh freien Zugang zum Ufer hat. Am Schierensee scheint ein früher beweideter Uferbereich inzwischen abgezaunt zu sein. Der Vertritt der Uferbereiche durch das Vieh begünstigt die oberflächliche Einschwemmung von Nährstoffen, zudem erfolgt eine direkte Verunreinigung des Wassers durch die Ausscheidungen der Tiere. Andererseits wird in einigen dieser Bereiche ein Lebensraum für gefährdete Pflanzengemeinschaften und zahlreiche Vogelarten geschaffen. Hier gilt es zwischen den verschiedenen Schutzaspekten abzuwägen.

Das Ausmaß der **internen Düngung** aus dem Sediment lässt sich in einem See nur durch eine umfangreichere Untersuchung abschätzen. Anhand der vorliegenden Erhebungen kann aber vermutet werden, dass dieser Prozess im Kleinen Pönitzer See und im Trammer See, möglicherweise auch im Schierensee, aber insbesondere im Wielener und Tresdorfer See von Bedeutung war. Hohe Nitratkonzentrationen wirkten sich jedoch besonders im Tresdorfer und im Wielener See positiv auf die Phosphorrücklösung aus, indem sie den Beginn von Desulfurikationsprozessen im Tiefenwasser verzögerten, so dass eine vermehrte P-Freisetzung erst ab August nach Verbrauch des Nitrats eintrat.

Alle untersuchten Seen werden durch Berufsfischer, Angelsportvereine oder die Eigentümer bewirtschaftet. Eine auf hohe Erträge bestimmter **Fischarten**, zum Beispiel von beliebten Speisefischen, ausgerichtete Fischbewirtschaftung stellt fast immer eine Störung des Nahrungsnetzes im See dar. Für die untersuchten Seen liegen keine genaueren Zahlen über die Fischbestände vor, die Zusammensetzung des Phyto- und Zooplanktons ließ aber auf ein Ungleichgewicht in der Zusammensetzung der Fischfauna schließen. Eine Ausnahme bildete hier lediglich der Wielener See und, in geringerem Ausmaß, der Schierensee. Da sich die meisten der Seen durch bereits erfolgte Entlastungsmaßnahmen inzwischen einem Bereich der Phosphorkonzentrationen annähern, in dem internen Prozessen, insbesondere auch der Struktur der Nahrungsketten, eine zunehmende Bedeutung zukommt, sind Maßnahmen in diesem Bereich (Reduzierung der Zooplankton fressenden Fischarten, ausreichender Besatz mit Raubfischen) zu erwägen. Für weitergehende Aussagen sind jedoch genauere Erhebungen an jedem einzelnen See nötig. Die Erarbeitung von Hegeplänen, wie sie das Landesfischereigesetz vorschreibt, wird zukünftig Fischer und Angler fachlich unterstützen.

Besonders durch **Freizeitnutzung**, Badestellen und ufernahe Besiedlung mit Stegen beeinflusst waren der Einfelder See, der Trammer See und der Kleine Pönitzer See. Am Garrensee war die Anzahl der Badestellen zwar vergleichsweise gering, die besonders seltenen, in Ufernähe vorkommenden Arten von Unterwasserpflanzen sind hier aber durch Vertritt gefährdet. Hier wurden bereits Maßnahmen ergriffen, um den Badebetrieb zu lenken. Der Erfolg bleibt abzuwarten.

Die erarbeiteten Entlastungsempfehlungen sind Hinweise, die gegebenenfalls durch genauere Untersuchungen untermauert und ergänzt werden müssen. Sie orientieren sich an den jeweils vorherrschenden Belastungen. In der Regel sollte über eine weitere Verringerung des Phosphoreintrages versucht werden, Phosphor zum begrenzenden Faktor werden zu lassen, da Phosphor leichter im Einzugsgebiet zurückzuhalten ist als der gut lösliche Stickstoff.

Zustand und Belastung der einzelnen Seen

Einfelder See (Untersuchungsjahr 2000/2001)

Topographische Karte (1 : 25.000):	1826
Flusssystem:	Eider/Stör
Kreis:	Rendsburg-Eckernförde/ Stadt Neumünster
Gemeinde:	Mühbrook, Neumünster
Eigentümer:	Stadt Neumünster
Pächter:	Landessportfischerverband und Seegemeinschaft Einfelder See
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	356428 - 356750
Hochwerte:	600000 - 600512
Höchster Wasserstand (Abflussjahr 2000) (m ü.NN):	27,21
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 2000) (m ü.NN):	26,79
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 2000) (m ü.NN):	26,41
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km²):	8,42
Seefläche (km²):	1,82
Seevolumen (m³) bei 26,63 m ü.NN:	6.040.000
Maximale Tiefe (m):	8,4
Mittlere Tiefe (m):	3,4
Uferlänge (km):	8,5
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a):	2,3
(bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/s·km²)	
Umgebungsarealfaktor (m²/m²):	3,6
Umgebungsvolumenfaktor (m²/m³):	1,1
Uferentwicklung:	1,8
Hypolimnion/Epilimnion (m³/m³):	-
Mischungsverhalten:	zeitweise schwach geschichtet

Entstehung

Der Einfelder See liegt zusammen mit dem nördlich gelegenen Bordesholmer See in der Bordesholmer Seenrinne, die während der letzten Kaltzeit als subglaziales Abflusstal entstand. Dabei wurde durch unter dem Eis abfließendes Schmelzwasser ein etwa 500 m breites Kastental in die eiszeitliche Schotterebene eingeschnitten, das heute etwa 8 m unter das Hauptsanderniveau eingetieft ist. Ein in der östlich angrenzenden Moräne eingelagertes Becken vermoorte allmählich und bildet heute das benachbarte Dosenmoor (LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN 1979).

Einzugsgebiet und Morphologie des Sees

Der Einfelder See (Abb. 1) liegt auf der Grenze zwischen dem Kreis Rendsburg-Eckernförde und der kreisfreien Stadt Neumünster an der Bundesstraße 4.

Das Einzugsgebiet des Sees (Abb. 7) ist mit nur 8,4 km² im Verhältnis zur Seefläche sehr klein (Umgebungsarealfaktor 3,6). Die Böden im Einzugsgebiet sind überwiegend sandig.

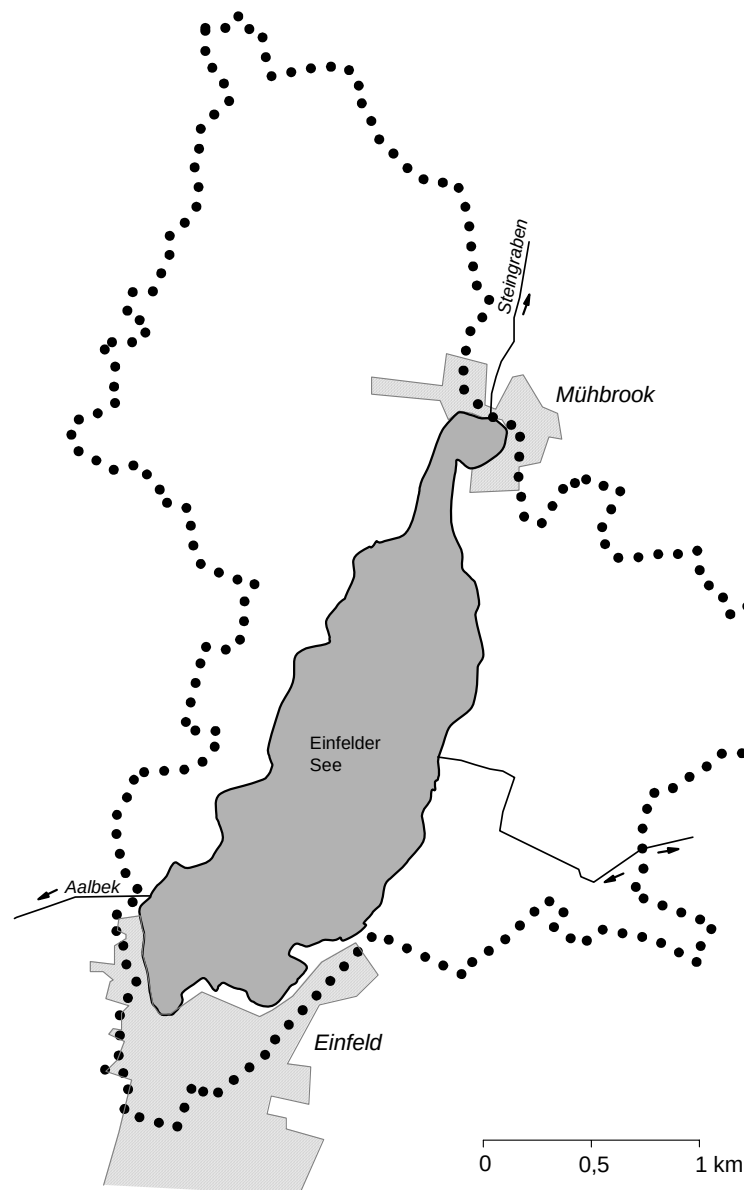


Abb. 7: Einzugsgebiet des Einfelder Sees

Der See besitzt mehrere kleine Zuflüsse am nordwestlichen und nordöstlichen Ufer, von denen jedoch nur der Graben aus dem Dosenmoor größere Mengen an Wasser bringt. Alle übrigen Zuflüsse waren an den Messtagen 2000 entweder trocken oder wiesen nur unbedeutende Zuflussmengen auf. Sie führen vermutlich nur im Winter oder nach stärkeren Niederschlägen, wie im Juli 2002 beobachtet, Wasser.

Eine Besonderheit sind die zwei Abläufe des Einfelder Sees. Die den See im Südwesten verlassende Aalbek, die in die Stör entwässert, führte im Untersuchungszeitraum nur von Februar bis Mai Wasser. Der Abfluss des nördlich ablaufenden Steingrabens, der über den Bordesholmer See in die Eider entwässert, war noch geringer (Abb. 8).

Der Seewasserstand, der durch ein Wehr am Ablauf Steingraben reguliert wird, schwankte im Abflussjahr 2000 relativ stark um etwa 80 cm (Abb. 9). Untersuchungen in den 70er Jahren ergaben ähnlich hohe Werte (LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN 1979). Die großen Schwankungen des Wasserstandes im Einfelder See werden dadurch verursacht, dass er den natürlichen, nicht unerheblichen Schwankungen des Grundwassers in dieser Region folgt. Daher kann der Seewasserstand in trockenen Jahren beträchtlich sinken und ein Teil des Seegrundes trocken fallen, z.B. im Bereich der Badestelle am flachen Ostufer. Erst wenn der Grundwasserstand nach trockenen Jahren wieder steigt, füllt sich auch der Einfelder See wieder auf, bis Wasser über die Abläufe abfließt. 1996 wurde zuletzt ein Tiefpunkt mit einem Wasserstand von 25,77 m ü.NN festgestellt. In den nachfolgenden nasser Jahren füllte sich der See aber wieder. Die obere Seewasserstandshöhe ist aufgrund der seenahen Bebauung auf etwa 27,30 m ü.NN begrenzt.

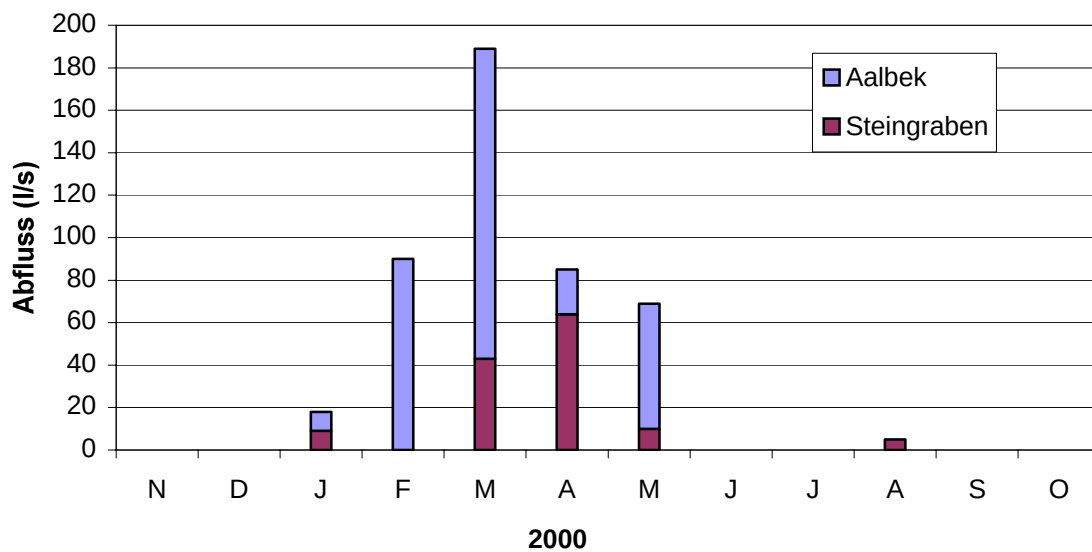


Abb. 8: Abflussmengen aus dem Einfelder See im Abflussjahr 2000 (Einzelmessungen)

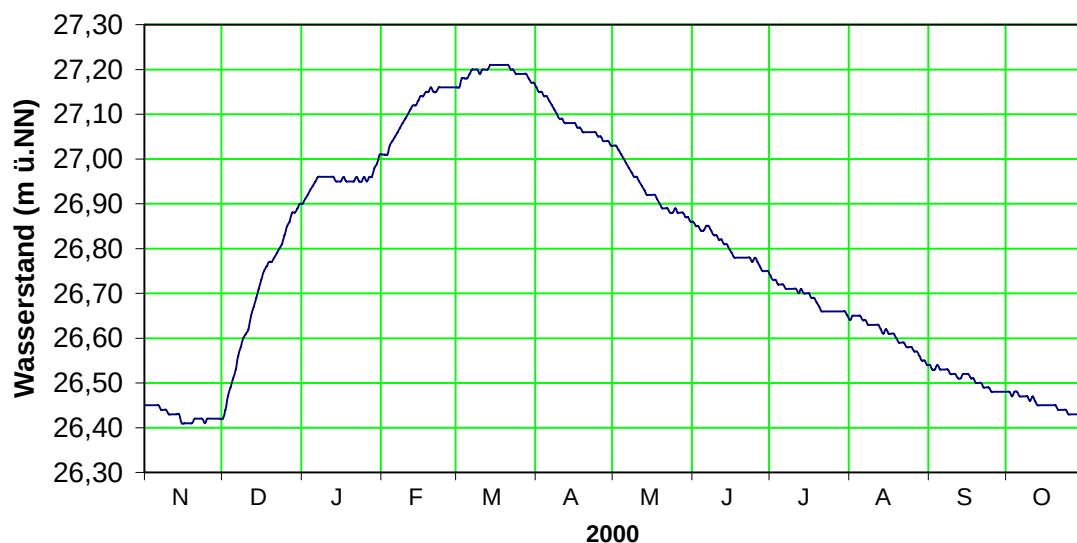


Abb. 9: Seewasserstände (m ü.NN) im Einfelder See im Abflussjahr 2000

Die theoretische Wasseraufenthaltszeit beträgt etwa 2,3 Jahre bei einer zugrunde gelegten Abflussspende von $10 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$. Tatsächlich ist wohl von einer höheren Verweilzeit des Wassers im Einfelder See auszugehen, da die im Jahre 2000 beobachteten Abflussmengen mit 0 bis 190 l/s deutlich geringer waren (Abb. 8), als die Menge, die dieser Aufenthaltszeit entsprechen würde. Die im Jahr 2000 beobachteten durchschnittlichen Abflüsse, die allerdings nur Momentaufnahmen darstellen, würden einer Abflussspende von $4,5 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ entsprechen.

Der Einfelder See erstreckt sich etwa 3 km fast in Nord-Süd-Richtung mit relativ komplexer Beckengestalt mit mehreren tiefen Stellen (Abb. 10). Die tiefste Stelle ($8,4 \text{ m}$) liegt in der südlichen Hälfte des Beckens nahe dem Ostufer. Die Ufer sind im Nordteil (mit Ausnahme der Aussackung an der Nordspitze) unter Wasser relativ steil, im Südteil flacher.



Abb. 10: Tiefenplan des Einfelder Sees

Ufer

Die Ufervegetation des Einfelder Sees wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (2000) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Die überwiegend flach ausgebildeten Ufer des Einfelder Sees sind rundum von einem meist zwischen 10 und 20 m breiten **Ufergehölzsaum** mit Grauweide *Salix cinerea* und Schwarzerle *Alnus glutinosa* umgeben, der im Siedlungsbereich teilweise unterbrochen ist. Im Siedlungsbereich sind die Gehölze oft beseitigt oder auf den Stock gesetzt, um den Seeblick zu gewährleisten. An den flacheren Uferbereichen, im Naturschutzgebiet am südlichen Westufer, am schräg gegenüber liegenden Ostufer sowie an Teilbereichen des Südufers sind bis zu 50 m breite Bruchwälder ausgebildet, die teilweise eine ausgeprägte Zonierung aufweisen. Grauweiden dringen bis 0,5 m ins Wasser vor, dem schließen sich landseitig Schwarzerlen an. Nahe dem seenah verlaufenden Rundwanderweg stehen Gehölze trockenerer Standorte. Im Unterwuchs der Bruchwälder kommt neben typischen Arten auch ein hoher Anteil von Röhricht- und Großseggenried-Arten vor, darunter der nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins (MIERWALD & BELLER 1990) gefährdete Zungenhahnenfuß *Ranunculus lingua*. Vor allem am Westufer finden sich an mageren Feuchtstandorten vermehrt Niedermoorarten, darunter die gefährdeten Arten Teufelsabbiss *Succisa pratensis*, Hirsensegge *Carex panicea* und Sumpfveilchen *Viola palustris*. Die Badestelle des Ostufers wird von der stark gefährdeten Sumpfquendel *Peplis portula* besiedelt. Das Ostufer beherbergt zahlreiche seltene Moosarten sandiger, offener und feuchter Standorte, darunter das nach der Roten Liste der Moose Schleswig-Holsteins (SCHULZ 2002) vom Aussterben bedrohte *Archidium alternifolium* sowie die stark gefährdeten Arten *Fossombronia incurva* und *Bryum pallens*.

Der **Röhrichtgürtel** ist außer am großen Badestrand im Südosten und den zahlreichen kleineren Störungen durch Bootsstege, Badestellen und Angelschneisen geschlossen und im Mittel etwa 10 m breit. In den flacher abfallenden Uferbereichen der Verlandungszonen erreicht der hier zum Teil lückige Röhrichtgürtel Breiten bis über 50 m. Er setzt sich überwiegend aus Schilf *Phragmites australis* zusammen, das bis zu einer Wassertiefe von 1 m vordringt. Wasserseitig bis 1,2 m Wassertiefe ist teilweise Seebirse *Schoenoplectus lacustris* vorgelagert, landseitig bildet Wasserschwaden *Glyceria maxima* häufig den Übergang zu den Ufergehölzen.

Größere Bestände von **Schwimmpflanzen** finden sich in geschützten Lagen vor allem am südlichen Westufer (NSG). Häufigste Art ist der Wasserknöterich *Polygonum amphibium*, seltener ist die Gelbe Teichrose *Nuphar lutea*.

Unterwasserpflanzen kommen bis etwa 1,5 m (maximal 2 m) vor. Mit 15 Arten, darunter zwei Arten von Armleuchteralgen, wies der Einfelder See einen großen Artenreichtum auf. Mit Nuttalls Wasserpest *Elodea nuttallii*, Kammlaichkraut *Potamogeton pectinatus* und Durchwachsenem Laichkraut *Potamogeton perfoliatus* waren die häufigsten Arten Vertreter eutropher Seen. Darüber hinaus kamen aber die vom Aussterben bedrohten Arten Wechselblütiges Tausendblatt *Myriophyllum alterniflorum* und Graslachkraut *Potamogeton gramineus* vor. Der stark gefährdete Strandlein *Littorella uniflora* trat in kleineren Beständen oft im Bereich von Badestellen auf. Die beiden Armleuchteralgen Zerbrechliche Armleuchteralge *Chara globularia* und die nach der Roten Liste der Armleuchteralgen Schleswig-Holstein (GARNIEL & HAMANN in Vorb.) gefährdete Biegsame Glanzleuchteralge *Nitella flexilis* wurden nur vereinzelt gefunden.

Auf Grund seiner artenreichen Unterwasservegetation, die einen Restbestand von Arten oligo- bis mesotropher Gewässer aufweist, sowie von Uferstrecken mit breit ausgebildeten, naturnahen Verlandungsbereichen wird die Ufervegetation des Einfelder Sees aus vegetationskundlicher Sicht als von bundesweiter Bedeutung eingeschätzt.

Freiwasser

Der Einfelder See wies keine stabile sommerliche Temperaturschichtung auf (Abb. 11), er ist polymiktisch.

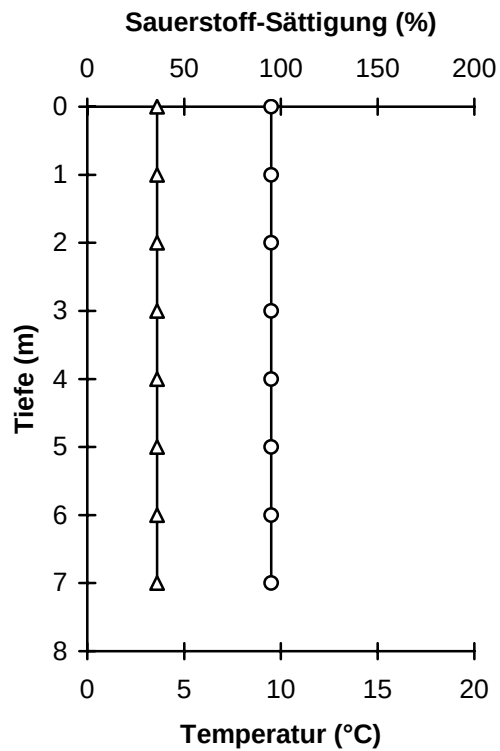
Die Säurekapazität im Oberflächenwasser war mit Werten zwischen 1,3 und 1,7 mmol/l im Vergleich zum schleswig-holsteinischen Durchschnitt (2,6 mmol/l) vergleichsweise gering. Der Calciumgehalt lag mit knapp 30 mg/l ebenfalls deutlich unter dem Durchschnitt (61 mg/l). Die pH-Werte des Oberflächenwassers lagen meist um 9. Durch den Zufluss von saurem, kaum gepuffertem Moorwasser (pH-Wert um 4), der vor allem im Winter und Frühjahr erfolgt (Abb. 8), verringert sich das Pufferungsvermögen im Winter und nimmt zum Sommer bei verringerten Zuflüssen aus dem Moor wieder zu. Die Leitfähigkeit war mit etwa 22 mS/m ebenfalls verhältnismäßig gering (Durchschnitt schleswig-holsteinischer Seen: 44 mS/m, Abb. 4).

Von den Hauptnährstoffen (Abb. 12) war die Gesamtphosphorkonzentration im Februar im Einfelder See mit 0,06 mg/l P durchschnittlich, die Gesamtstickstoffkonzentration dagegen mit 2,5 mg/l N deutlich über dem Durchschnitt (ca. 1,8 mg/l N). Die Gesamtphosphorkonzentrationen stiegen im Sommer jedoch zeitweilig über 0,08 mg/l P. In Stagnationsphasen, wie im Juni 2000 (Abb. 11), sank der Phosphor im Oberflächenwasser durch Aufnahme und Sedimentation von Phytoplankton und stieg im Tiefenwasser vermutlich überwiegend durch Akkumulation von sedimentierter Biomasse an. In Durchmischungsphasen wurde der Phosphor wieder in die oberen Wasserschichten verfrachtet. Insgesamt zeigte die Gesamtphosphorkonzentration daher relativ große Schwankungen wie es für eutrophe polymiktische Seen typisch ist. Der anorganische Phosphor (nicht dargestellt) war im Sommer vollständig aufgezehrt. Die Gesamtstickstoffkonzentration sank im Sommer auf 1,5 mg/l Ges. N. Auch der anorganische Stickstoff nahm im Sommer stark ab. Die Abnahme des Gesamtstickstoffs sowohl im Oberflächen- als auch im Tiefenwasser deutet darauf hin, dass hier Denitrifikationsvorgänge beteiligt waren.

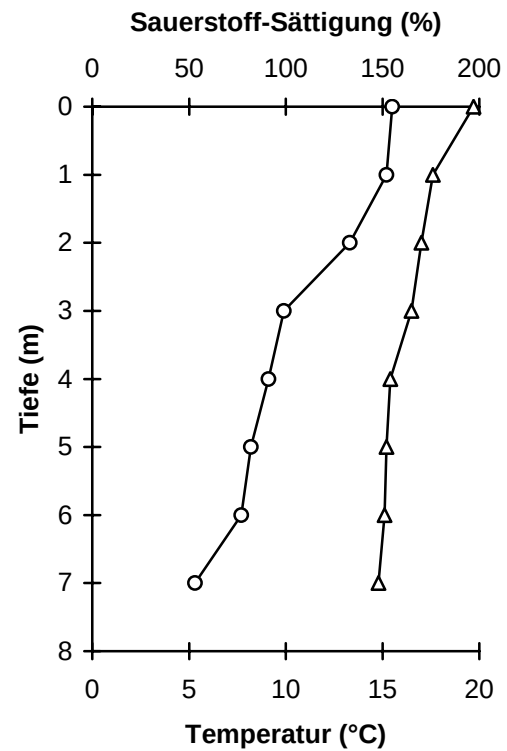
Der Sauerstoffhaushalt war unausgeglichen: während der vermutlich nur kurzen Stagnationsphase im Juni sank im Tiefenwasser die Sauerstoffsättigung auf fast 50 %, im Oberflächenwasser stieg sie über 150 % an. Dass zu anderen Messzeitpunkten (Februar, Juli) trotz guter Durchmischung des Wasserkörpers eine, wenn auch meist nur leichte, Untersättigung im gesamten Wasserkörper herrschte, deutet auf die hohe Intensität der Zehrungsprozesse in diesem See hin.

Ungewöhnlich war die Zunahme der Hydrogenkarbonatkonzentrationen über den Sommer, da diese Verbindung durch die höhere Phytoplanktonassimilation im Sommer normalerweise abnimmt. Ursache war vermutlich das Aussetzen des Zustroms von Hydrogenkarbonat freiem Wasser aus dem Dosenmoor ab Frühsommer und die Freisetzung aus dem Sediment bei Abbauprozessen.

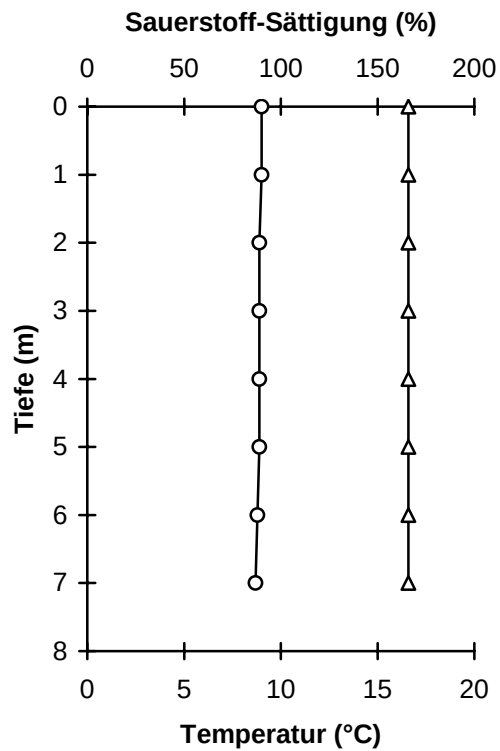
Der relativ hohe Gehalt an gesamtorganischem Kohlenstoff (um 16 mg/l TOC) deutet ebenfalls auf den Zustrom von huminstoffreichem Moorwasser.



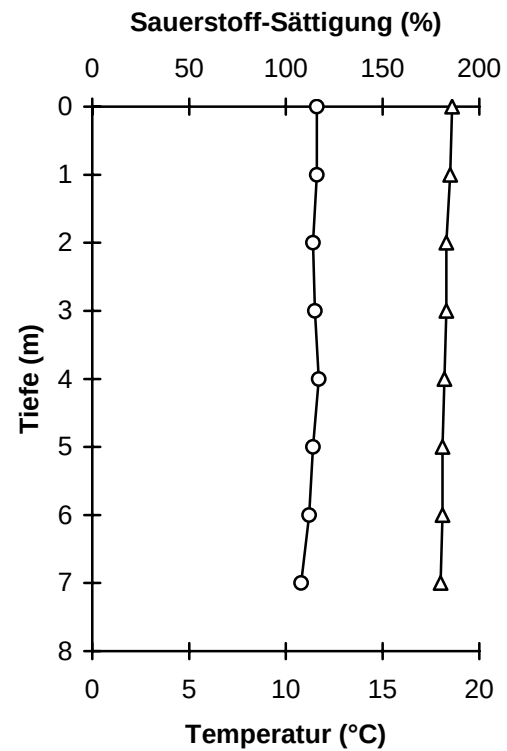
Februar



Juni



Juli



August

Abb. 11: Tiefenprofile von Temperatur (°C) und Sauerstoff-Sättigung (%) im Einfeldsee im Frühjahr und Sommer 2000; Temperatur Δ Sauerstoff $\circ$

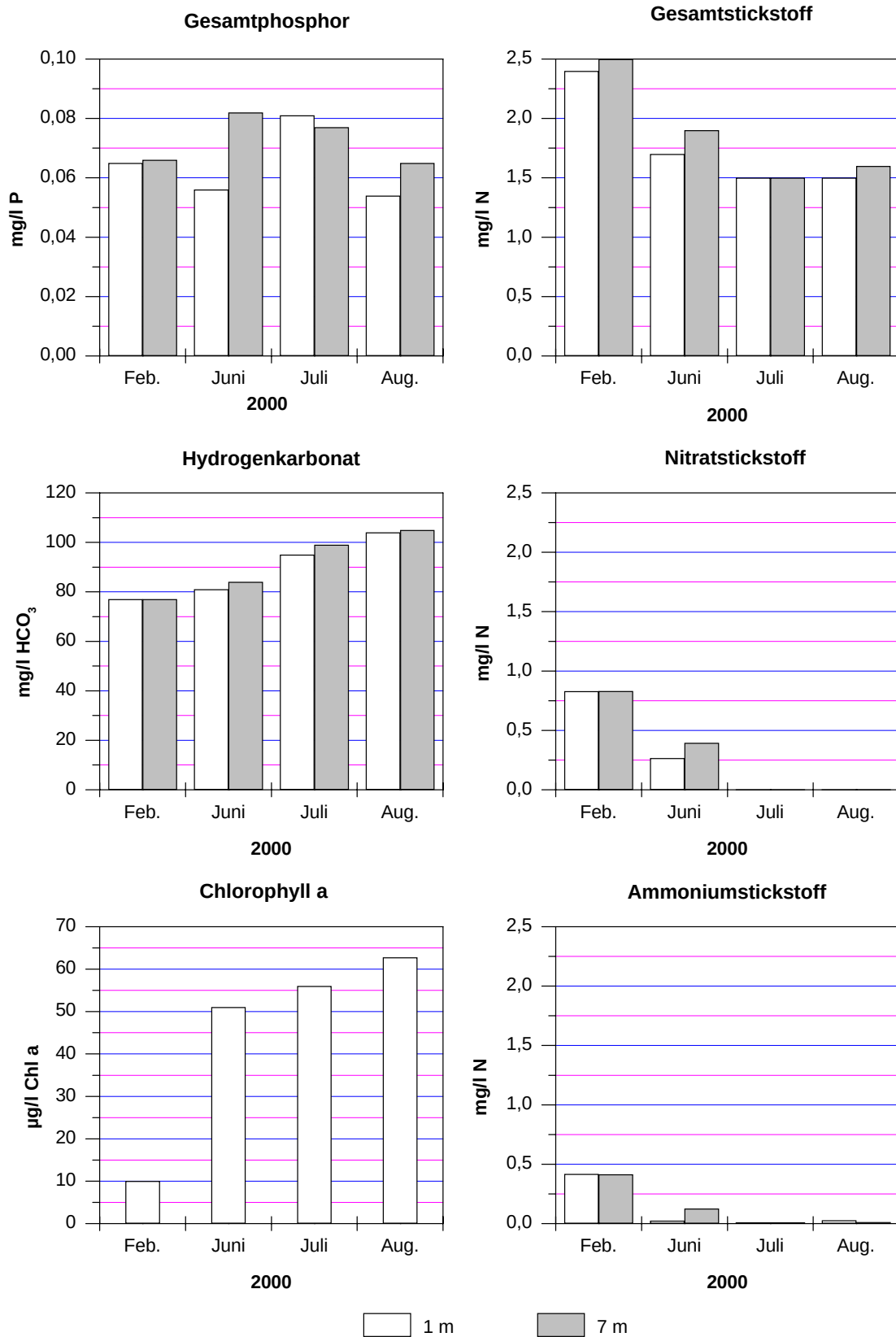


Abb. 12: Phosphor (mg/l) und verschiedene Stickstofffraktionen (mg/l) sowie Hydrogenkarbonat (mg/l) und Chlorophyll a (µg/l) in den verschiedenen Probetiefen im Einfelder See 2000

Hohe sommerliche Chlorophyll a-Werte (50 bis 60 µg/l, Abb. 12), Sichttiefen, die stets unter 1 m blieben und zeitweilig bis auf 0,4 m absanken (Abb. 13), pH-Werte von zeitweilig über 9 sowie Sauerstoffsättigungen von zeitweise über 150 % (Abb. 11) zeigten die intensive Phytoplanktonproduktion an. Die Ganglinie der Sichttiefe, für die wöchentliche Messungen vorlagen, spiegelt das jahreszeitliche Muster der Phytoplanktonentwicklung wider: das Maximum der Phytoplanktonbiomasse lag sowohl 2000 als auch 2001 etwa zwischen Anfang Juni und Anfang September.

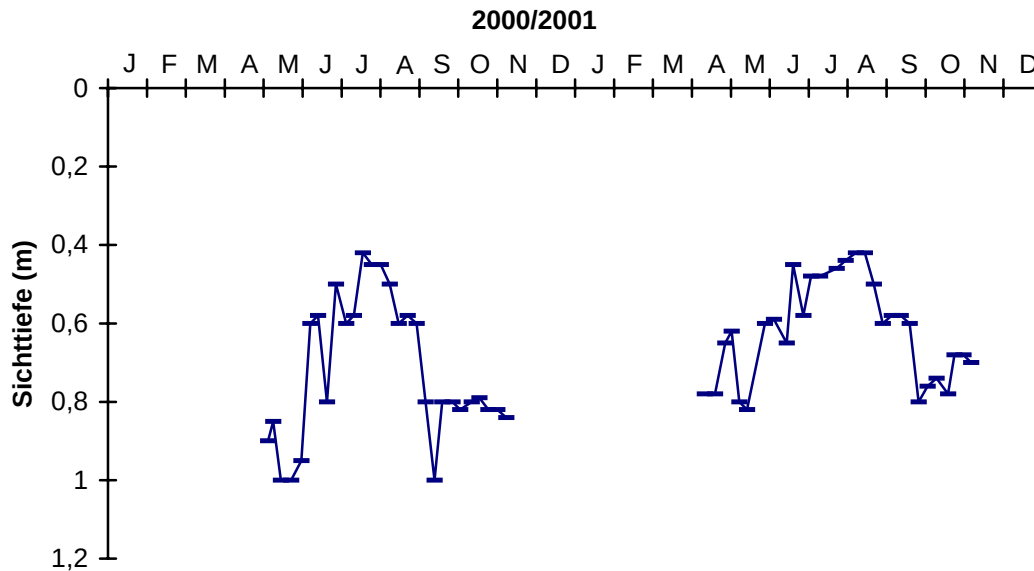


Abb. 13: Sichttiefen (m) im Einfelder See 2000 und 2001

Das **Plankton** im See wurde im Auftrag des Landesamtes von SPETH (2000) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind ihrem Bericht entnommen.

Bereits im Februar wurde das Phytoplankton, das zu dieser Zeit noch relativ geringe Dichten aufwies, von der Blaualge *Woronichinia naegeliania* dominiert, die von Kieselalgen und kokkalen Grünalgen begleitet wurde. Im Sommer nahm die Bedeutung der Blaualgen weiter zu, neben *Woronichinia* traten vermehrt Heterozysten bildende fädige Formen (*Anabaena* spp., *Aphanizomenon* spp.) auf. Da im Juli und August der anorganische Stickstoff nahezu aufgezehrt war, kam es in diesem Zeitraum vermutlich zur Luft-Stickstofffixierung durch diese Arten. *Microcystis*-Arten waren ebenfalls häufig. Die gefundenen Arten waren typisch für hoch eutrophe bis hypertrophe Gewässer. Eine Ausnahme bildeten lediglich die in geringer Individuendichte gefundenen Jochalgen, die typisch für saure und eher nährstoffarme Gewässer sind. Sie wurden vermutlich aus dem Dosenmoor ausgeschwemmt.

Im Zooplankton dominierten Rädertiere (vor allem *Keratella cochlearis*, daneben *Brachionus*-Arten und *Pompholyx sulcata*). Die gefundenen Arten waren typisch für nährstoffreiche Gewässer. Größeres Zooplankton (Cladoceren, Copepoden) trat nur in geringer Dichte auf. Die beobachteten Cladoceren gehörten zu den kleinen Formen. Ein direkter Einfluss des Zooplanktons auf das Phytoplanktonwachstum durch Fraß war also kaum gegeben.

Nach Angaben eines Angelsportvereins werden die Hechte im Einfelder See zunehmend durch Zander verdrängt. Ein Besatz mit Schleie und Karpfen wird nicht mehr durchgeführt. Die im Rahmen der Erstellung eines Fischartenkatasters des Amtes für ländliche Räume Kiel, Abteilung

Fischerei, durchgeführte Elektro- und Stellnetzbefischung ergab, dass Hecht, Plötze und Flussbarsch die mengenmäßig häufigsten Fischarten waren, weiterhin wurde Güster, Gründling, Moderlieschen, Rotfeder, Schlei, Aal, Kaulbarsch und Zander gefangen.

Seegrund

Das Sediment des Einfelder Sees wurde im Rahmen eines Daueruntersuchungsprogramms analysiert (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT 2001b). Das Sediment wies starken H_2S -Geruch auf, war arm an Calcium (11 g/kg TS) und dementsprechend reich an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff. Die Eisen- und Schwefelgehalte lagen im mittleren Bereich (S: 1,2 – 1,7 % TS, Fe: 14 – 21 g/kg TS). Der Phosphorgehalt war, wie bei einem polymiktischen See zu erwarten, eher gering (0,13 %). In der Feinfraktion wies das Sediment des Einfelder Sees erhöhte Cadmiumwerte auf.

Bei 3 m, 5 m und 8 m Wassertiefe wurden Bodenproben entnommen. Das Sediment roch in allen drei Probetiefen nach Schwefelwasserstoff.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im See wurde im Auftrag des Landesamtes von OTTO (2000) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Mit nur 8 gefundenen Taxa war die Makrozoobenthosfauna des Einfelder Sees sehr artenarm, im Tiefenbereich kamen sogar nur noch drei Arten vor. Mit Wenigborstern (Oligochaeten), Zuckmückenlarven (Chironomiden) der *Plumosus*-Gruppe und der Büschelmückenlarve *Chaoborus flavicans* herrschten Vertreter mit einer breiten ökologischen Valenz vor, die noch in hoch eutrophen Seen leben.

Die Individuendichte war ebenfalls gering. Nur die Wenigborster erreichten in 3 und 5 m Tiefe größere Dichten (800 bzw. 1465 Tiere/m²). Litorale Arten wurden kaum gefunden. Auffällig war das Fehlen von Weichtieren (Mollusken), das der Kalkarmut des Einfelder Sees zuzuschreiben ist.

Eine Bewertung der Benthosfauna nach THIENEMANN (1922) ist wegen der fehlenden Grenze zur Tiefenzone schwierig. Der See kann wegen der vergleichsweise schlechten Besiedlung, des Vorkommens von Zuckmückenlarven der *Plumosus*-Gruppe und der Büschelmückenlarve als eutropher Flachsee im Übergang zur Hypertrophie angesehen werden.

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Ein kleiner Teil des Ufers des Einfelder Sees ist als "Westufer des Einfelder Sees" (GVOBl. SCH. H. vom 12.11.1987, S.335) unter Naturschutz gestellt. Für das Naturschutzgebiet besteht ein ganzjähriges Betretungsverbot.

Die fischereiliche Nutzung erfolgt durch den Landessportfischerverband und die "Seegemeinschaft Einfelder See", der mehrere Angelsportvereine angehören.

Durch die im Süden und Südosten angrenzende Ortschaft Einfeld sowie das am Nordende gelegene Mühbrook sind die **Ufer** des Einfelder Sees relativ stark durch Siedlung geprägt. Am Westufer grenzen überwiegend Grünland- zum Teil auch Ackerflächen an. Durch die Nähe zur Stadt Neumünster ist der See einer intensiven Erholungsnutzung ausgesetzt, die zahlreiche, häufig aber nur kleinflächige Störungen in Form von Badestellen, Bootsstegen, Uferbefestigungen und Schneisen durch Vertritt von Anglern zur Folge hat.

Der **See** unterliegt einer intensiven Freizeitnutzung. Neben der ca. 800 m langen Badestelle am Ostufer gibt es zwei weitere, kleine Badestellen in Einfeld sowie zwei am Nordufer in Mühbrook. Besonders vor den Siedlungsbereichen am Ostufer (aber auch am Westufer) zerschneiden etwa 20 Bootsstege das Röhricht.

Das **Einzugsgebiet** des Sees wird zu 47 % landwirtschaftlich, davon etwa zwei Drittel als Acker, genutzt. Der Waldanteil ist mit 15 % recht hoch. Mit den Ortschaften Einfeld und Mühbrook nimmt die Siedlungsfläche ebenfalls einen verhältnismäßig großen Teil ein (9 %). Die Zahl der Großvieheinheiten lag mit durchschnittlich 1,33 GVE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche vergleichsweise hoch.

Der Einfeldener See ist heute nahezu frei von Einleitungen häuslicher **Abwässer**. Das Abwasser der Stadt Einfeld wird bereits seit über 30 Jahren in der Kläranlage Neumünster gereinigt, das der Ortschaft Mühbrook wird seit 1990 ebenfalls dort behandelt. Lediglich eine nachgerüstete Hauskläranlage mit Untergrundverrieselung (4 EW) entwässert noch im Einzugsgebiet.

Belastungssituation des Sees

Aufgrund der **Flächennutzung** und der **Abwasserbeseitigung** im Einzugsgebiet sowie der **Niederschlagsbeschaffenheit** werden im folgenden die Einträge der wichtigsten Nährstoffe Phosphor und Stickstoff in den Einfeldener See grob abgeschätzt (Abb. 14 und Tab. 6).

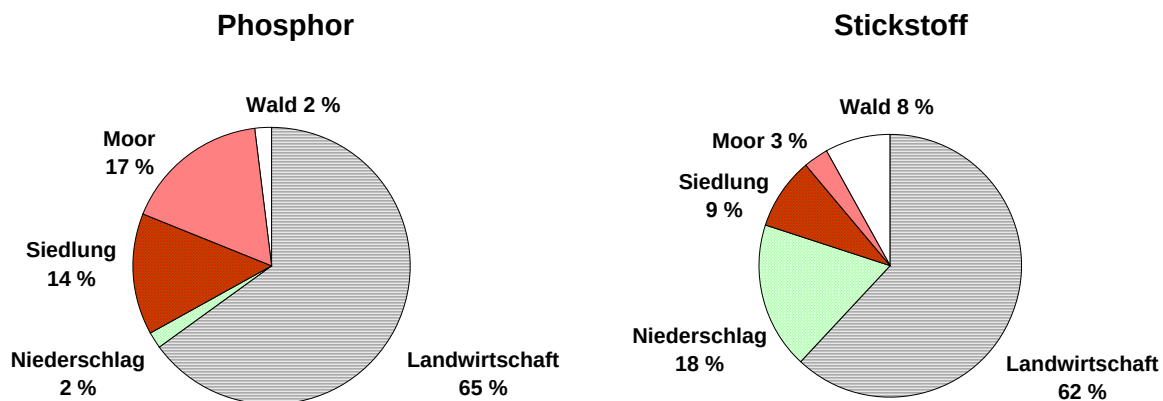


Abb. 14: Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Einfeldener See

Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 412 kg/a Phosphor und bei über 11,5 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (ca. 65 %) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen.

Einen vergleichsweise hohen Anteil hat auch der Eintrag von Phosphor aus dem Dosenmoor. Diese Hochmoorfläche, die bis etwa Ende der 70er Jahre industriell abgetorft und entwässert wurde, ist inzwischen wieder weitgehend vernässt. Ein Großteil der Fläche entwässert seit Ende der 70er Jahre nicht mehr in den Einfeldener See sondern wird über einen Ringgraben in die Dosenbek geleitet. Trotzdem ist der Phosphorausstrag aus der angeschlossenen Fläche noch erheblich und macht etwa 17 % der gesamten Phosphorbelastung aus. Im Februar 2000 wurden in dem das

Moor entwässernden Zulauf zum Einfelder See Nährstoffkonzentrationen von etwa 0,1 mg/l Phosphor und 2 mg/l Stickstoff gemessen.

Die Phosphorbelastung aus der Abwasserbeseitigung ist für den Einfelder See inzwischen unbedeutend.

Tab. 6 : Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Einfelder See aus verschiedenen Quellen (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

Flächennutzung	(ha) bzw. Stück	(kg/ha·a) P bzw. (kg/GVE·a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/ha·a) N bzw. (kg/GVE·a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Acker	272	0,5	136	20	5440
Grünland	127	0,2	25	10	1270
Großvieheinheiten	532	0,2	106	0,9	479
Wald	129	0,05	6	7	903
Siedlung	77	0,75	58	13	1001
Gewässer	182		0		0
Moor	48	1,5	72	7	336
sonstiges	7		0		0
Summe (ha)	842		404		9429

Niederschlag auf die Seefläche	182	0,037	7	11,6	2111
-----------------------------------	-----	-------	---	------	------

Punktquellen	EW	(kg/EW·a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/EW·a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Abwasser	4	0,3	1	3	12
Summe			1		12

Gesamteintrag in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	412	11552
bezogen auf die Seefläche (g/a·m²)	0,23	6
Gesamtaustrag aus dem Landeinzugsgebiet (kg/a·ha Landfläche) (ohne Niederschlag auf die Seefläche)	0,61	14

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KERÉKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des Wasseraustausches die zu erwartende Phosphor-Konzentration im See abschätzen:

$$P_E = \frac{L * T_W}{z (1 + \sqrt{T_W})}$$

P_E : = erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
 L : 0,23 = jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m²)
 T_W : 2,3 = theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
 z : 3,4 = mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{0,23 * 2,3}{3,4 (1 + 1,5)} = 0,06 \text{ mg/l P}$$

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphor-Konzentration im See entspricht mit 0,06 mg/l P dem gemessenen Wert von 0,064 mg/l P. Eine interne Netto-Freisetzung von Phosphor wurde daher nicht festgestellt.

Bewertung

Der Einfeld See hat aufgrund seines im Verhältnis zur Seefläche kleinen Einzugsgebietes gute Voraussetzungen für eine geringe Nährstoffversorgung. Seine geringe Tiefe und die mit kurzen Phasen der Stagnation abwechselnde Durchmischung dagegen begünstigen eine höhere Produktivität. Starke Schwankungen der Phosphorkonzentrationen waren durch Abbauvorgänge im Tiefenwasser und am Gewässergrund während Stagnationsphasen und anschließender Wiedereinmischung in die Wassersäule bedingt und sorgten für eine ständige Erneuerung der Nährstoffreserven während der Vegetationsperiode. Intensive Zehrungsprozesse wurden am Sauerstoffschwund im Tiefenwasser in Stagnationsphasen, zeitweiliger Untersättigung über die gesamte Wassersäule, starkem H₂S-Geruch des Sediments und einer spärlichen Benthosbesiedlung deutlich. Das Phytoplankton wurde zu allen Probezeitpunkten von Blaualgen beherrscht, unter denen im Sommer Stickstofffixierer vorherrschten. Das intensive Phytoplanktonwachstum konnte vom Zooplankton nicht reguliert werden.

Der See besitzt jedoch trotz seines nährstoffreichen Zustandes eine artenreiche Unterwasservegetation, die einige nährstoffarmutanzeigende Arten enthält. Ob diese Arten, die teilweise in den 70er Jahren nicht beschrieben wurden, Relikte sind oder sich wieder angesiedelt haben, ist nicht festzustellen. Die von OHLE (1959) für die 50er Jahre am Einfeld See beschriebenen Kalk- und Nährstoffarmut anzeigenden Arten Brachsenkraut *Isoetes lacustris* und Wasserlobelie *Lobelia dortmanna* haben sich bisher nicht wieder angesiedelt. Insbesondere das Ostufer des Einfeld Sees beherbergt zahlreiche seltene, z.T. vom Aussterben bedrohte, Moosarten. Eine gelegentliche Überflutung der Standorte ist für die Sicherung dieser Vorkommen ebenso von Bedeutung wie eine extensive Badenutzung bei gleichzeitiger Verhinderung einer weiteren Eutrophierung.

Der Einfeld See war lange Jahre durch Abwässer der Orte Einfeld und Mühbrook, durch Zulauf aus einem entwässerten Mooregebiet und durch einen hohen Prozentsatz an Landwirtschaft im Einzugsgebiet mit Nährstoffen stark belastet. Klimatisch bedingte Seespiegelsenkungen, die ähnlich wie im Garrensee durch das im Verhältnis zur Seefläche kleine Einzugsgebiet besonders gravierend waren, stellten in der Vergangenheit eine zusätzliche Belastung dar. Wegen auffälliger Eutrophierungserscheinungen wurde der See bereits 1975/76 untersucht. Auf Grund der veränderten Analysenmethodik lassen sich die Ergebnisse nur schwer vergleichen. Die damals festgestellte Produktivität scheint sich bis heute aber kaum verringert zu haben. Lediglich der Sauerstoffhaushalt, der stark von den Witterungsbedingungen des jeweiligen Jahres abhängt, scheint sich verbessert zu haben: die Über- und Untersättigungen sind heute weniger stark ausgeprägt und die Ammoniumkonzentrationen sind sehr viel geringer (1975: um 0,6 mg/l N, 2000: im Frühjahr 0,4 mg/l N, im Sommer unter 0,03 mg/l N).

Insgesamt scheint sich im Einfeld See die Nährstoffentlastung, die im Bereich der Abwasserfernhaltung mit dem Anschluss der Ortschaft Mühbrook an die zentrale Entsorgung 1990 weitestgehend abgeschlossen wurde, noch nicht in der gewünschten Weise auszuwirken. Eine bessere Ausnutzung der vorhandenen Nährstoffe durch das Phytoplankton nach einer Reduzierung der Nährstofffrachten wurde auch in anderen Seen häufig beobachtet, so lange nicht ein bestimmter Schwellenwert an Gesamtphosphor (in der Regel etwa zwischen 0,03 und 0,06 mg/l Phosphor, CHORUS 1996) unterschritten wurde. Ein weiterer Grund sind die ungünstig strukturierten Nahrungsketten im Einfeld See. Das Phytoplankton besteht überwiegend aus schlecht fressbaren Arten. Größeres Zooplankton, das einen Einfluss auf die Biomasse des Phytoplanktons haben könnte, ist kaum vorhanden. Neben der Begünstigung von schlecht fressbaren Blaualgen durch die immer noch nährstoffreichen Bedingungen könnte die Ursache in einer unausgewogenen Fischfauna mit einem Übergewicht an Zooplankton fressenden Arten zu suchen sein. Die wegen

der schlechten Sauerstoffverhältnisse spärliche Besiedlung durch das Benthos führt vermutlich ebenfalls zu einem erhöhten Fraßdruck auf das Zooplankton, da Benthos fressende Fischarten unter diesen Bedingungen häufig auf Zooplankton als Nahrungsquelle ausweichen.

Bei aktuellen Untersuchungen im Rahmen des Seenkontrollprogramms hatte der Einfelder See mit 0,047 mg/l Gesamtposphor im Frühjahr 2002 deutlich geringere Konzentrationen als 2000 (0,064 mg/l P). Da gerade in polymiktischen Seen die Phosphorkonzentrationen stark schwanken können, ist abzuwarten, ob sich ein Trend in Richtung Verringerung der Nährstoffkonzentrationen entwickelt.

Sein Referenzzustand nach LAWA (morphometrische Kriterien) ist eutroph 1, da sein gegenwärtiger Zustand (polytroph 1) um zwei Stufen hiervon abweicht, wird er mit 3 auf der 7-stufigen LAWA-Skala bewertet. Das Entwicklungsziel ist zumindest eutroph 2, so dass weiterer Handlungsbedarf besteht.

Empfehlungen

Mit der weitest gehenden Fernhaltung des Abwassers wurde bereits eine entscheidende Entlastung des Sees erreicht, die zwar eine deutliche Verringerung der Nährstoffkonzentrationen und vermutlich auch eine Entlastung des Sauerstoffhaushaltes bewirkte, bisher jedoch noch keine deutliche Verringerung der Phytoplanktonbiomasse mit sich brachte. Dazu müssten die Phosphorkonzentrationen im See unter einen entscheidenden Schwellenwert von 0,05 mg/l P gebracht werden, da erst in diesem Bereich eine anhaltende Verringerung der Primärproduktion zu erwarten ist (CHORUS 1996). Hierzu müssten die gegenwärtigen Frachten von über 400 kg/a auf unter 300 kg verringert werden. Dazu sind folgende Maßnahmen zu prüfen:

- Extensivierung oder Aufgabe der seenah gelegenen landwirtschaftlichen Nutzflächen. Trotz des kleinen Einzugsgebiets ist die derzeitige Phosphor-Belastung (0,23 g/a·m² Seefläche) bedingt durch den hohen Anteil von landwirtschaftlicher Nutzung recht hoch. Die insbesondere im Nordwesten steilen Ufer des Sees begünstigen den Eintrag von Nährstoffen über das Grundwasser und durch Erosion. In diesem Bereich würde eine Extensivierung besonders erfolgversprechend sein.
- Die aus Viehweiden kommenden kleineren Zuflüsse sollten von der Nutzfläche abgezäunt werden, um Vertritt und direkte Fäkalverschmutzung der Zuflüsse durch Tiere zu verhindern.
- Eine weitere Ausweitung der intensiven Erholungsnutzung sollte eingedämmt werden, um die weitere Beeinträchtigung der Ufervegetation, die in ihrer Zusammensetzung von überregionaler Bedeutung ist, zu verhindern. Eine extensive Badenutzung am Ostufer sollte jedoch erhalten bleiben.

Da im Einfelder See durch sein ungünstiges polymiktisches Durchmischungsregime ständig eine Wiedereinmischung von Phosphor aus dem Sediment möglich ist, können diese Prozesse eine Erholung des Sees verzögern.

Garrensee (Untersuchungsjahr 1999/2000)

Topographische Karte (1 : 25.000):	2331
Flusssystem:	Trave, Ostsee
Kreis:	Herzogtum Lauenburg
Gemeinde:	Ziethen
Eigentümer:	Kirchengemeinde Ziethen
Pächter:	Angelsportverein
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	442342 - 442472
Hochwerte:	595050 - 595198
Höchster Wasserstand (Abflussjahr 1998/2000) (m ü.NN):	41,61
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 1998/2000) (m ü.NN):	41,50
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 1998/2000) (m ü.NN):	41,28
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km ²):	0,93
Seefläche (km ²):	0,17
Seevolumen (m ³) bei 41,8 m ü.NN:	1.888.000
Maximale Tiefe (m):	23,0
Mittlere Tiefe (m):	10,1
Uferlänge (km):	2,4
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a):	6,4
(bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/s·km ²)	
Umgebungsarealfaktor (m ² /m ²):	4,5
Umgebungsvolumenfaktor (m ² /m ³):	0,4
Uferentwicklung:	1,6
Hypolimnion/Epilimnion (m ³ /m ³):	0,8
Mischungsverhalten:	im Sommer stabil geschichtet

Entstehung

Der Garrensee entstand in der Weichselkaltzeit als ein durch Toteis konservierter Teil einer subglazialen Schmelzwasserrinne. Nach Abtauen des Toteises im Spät- und Postglazial blieb das Seebecken des Garrensees zurück.

Einzugsgebiet und Morphologie des Sees

Der Garrensee (Abb. 1) liegt in der Ratzeburger Seenplatte östlich von Ratzeburg inmitten einer stark reliefierten Landschaft. Mit nur 93 ha ist sein oberirdisches Einzugsgebiet im Verhältnis zur Seefläche (17 ha) und zum Seevolumen (1,89 Mio. m³) relativ klein (Abb. 2). Das unterirdische Einzugsgebiet ist unbekannt.

Der See ist ein bestehendes Naturschutzgebiet. Er ist zusammen mit den angrenzenden Wäldern, Mooren und Seen aufgrund des Vorkommens von Lebensräumen des Anhangs I der FFH-Richtlinie als Gebiet für das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 gemeldet.

Im Einzugsgebiet (Abb. 15) des Garrensees dominieren Wald bzw. Forst. Bereits 50 % des vorherrschenden Kiefernbestandes wurde durch naturnahen Laubwald ersetzt. Am nordwestlichen Waldrand befindet sich ein kleiner Weiher. Etwa 12 % des Einzugsgebiets wurde bis 1990 von

Ackerland eingenommen. Die Fläche wurde inzwischen vom Zweckverband Schaalsee-Landschaft aufgekauft, stillgelegt und der natürlichen Sukzession überlassen. Derzeit haben sich hier Birken und Aspen angesiedelt. Es wird erwartet, dass langfristig ein Buchenwald entstehen wird.

Die Böden des Sanders bestehen vorwiegend aus Sand, dem Kies untergeordnet ist. Am flachen Nordostende des Sees hat sich in einer primär abflusslosen Senke ein Moor gebildet.

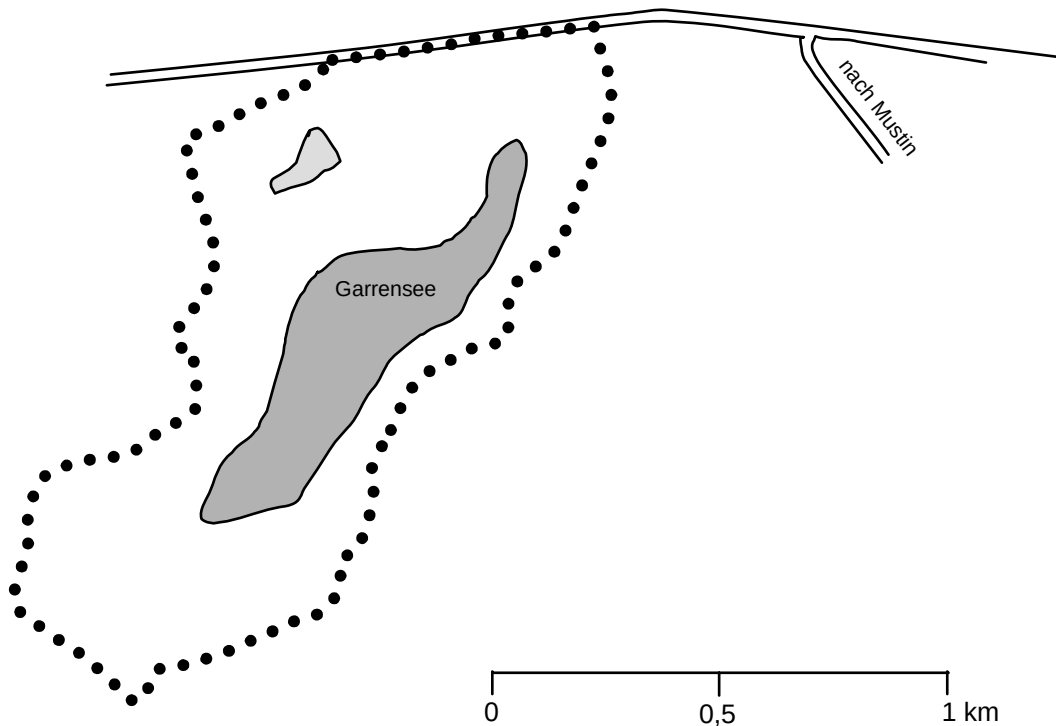


Abb. 15: Einzugsgebiet des Garrensees

Der Garrensee besitzt keinen oberirdischen Zu- und Ablauf und wird im wesentlichen durch Grundwasser gespeist. Der Seewasserstand folgt dem Grundwasserstand und schwankte im Jahresverlauf von November 1998 bis Oktober 2000 um 33 cm (Abb. 16). In Jahren mit sehr unterschiedlichen Witterungsverhältnissen können die Schwankungen jedoch sehr viel höher sein (bis etwa 1,5 m), wie Untersuchungen aus den 70er Jahren zeigten. (LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN 1981). Allerdings ist auch zu vermuten, dass die frühere Einleitung von Drainagewasser zu höheren Seespiegelschwankungen beigetragen hatte.

Die theoretische Wasseraufenthaltszeit beträgt 6,4 Jahre bei einer geschätzten Abflussspende von 10 l/s·km².

Das Becken des Garrensees, dessen Hauptachse entgegen der Hauptwindrichtung in nordöstlich/südwestlicher Richtung liegt, weist eine recht einfache längsovale Form auf, deren tiefste Stelle (23 m) etwa in der Mitte liegt (Abb. 17). Der in kuppiger Endmoränenlandschaft gelegene See ist tief in die Landschaft eingeschnitten. Die Ufer sind mit Ausnahme der flacheren Nordspitze sowohl unter Wasser als auch oberhalb sehr steil. Der Seespiegel liegt etwa 10 m unter dem angrenzenden Gelände. Durch diese für eine stabile thermische Schichtung günstigen Voraussetzungen ist das Hypolimnionvolumen im Verhältnis zu dem des Epilimnions recht groß (Verhältnis 0,8).

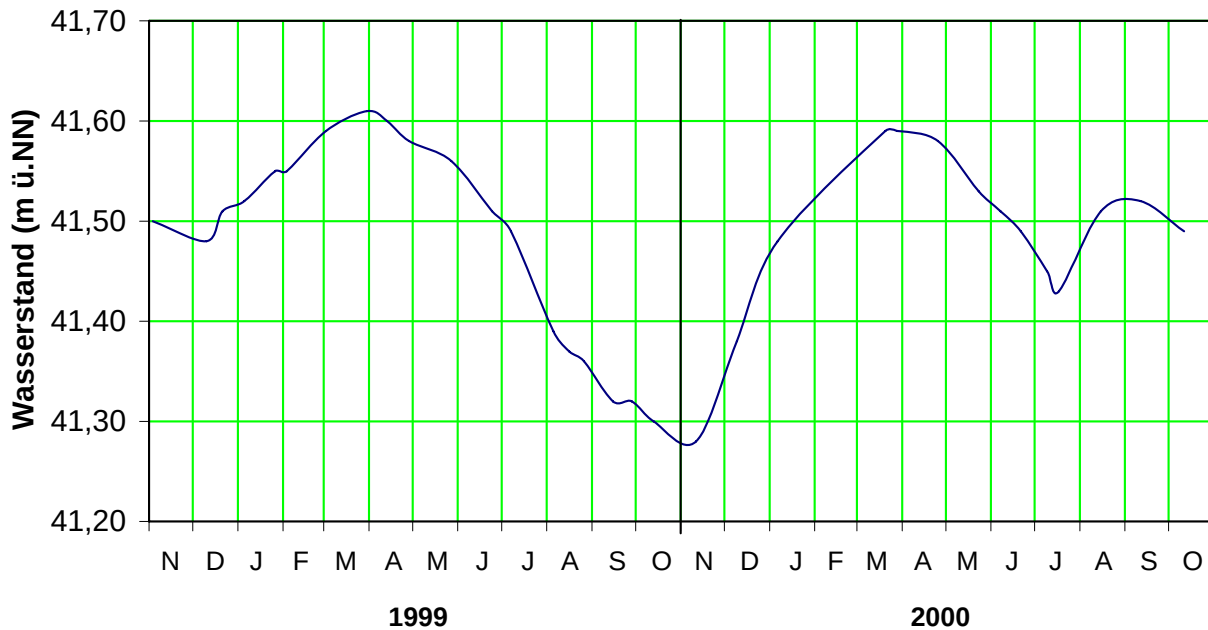


Abb. 16: Seewasserstände (m ü. NN) im Garrensee (Einzelmessungen)

Ufer

Die Ufervegetation des Garrensees wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (1999) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Der Garrensee ist fast durchgehend von **Ufergehölzen** umgeben, wobei in dem meist etwa 5 m breiten Saum zwischen Wanderweg und Uferlinie die Schwarzerle *Alnus glutinosa* vorherrscht. Seeseitig zeigt der Unterwuchs vermehrt Arten der Großseggenriede und Erlenbrüche.

An der flacheren Nordspitze des Sees findet sich ein etwa 40 m breiter Verlandungsbereich mit Bruchwaldvegetation mit Schwingdecken, die von kleineren freien Wasserflächen mit Schwimmblattpflanzen durchsetzt ist. Den Ufergehölzen vorgelagert ist ein fast durchgängiger schmaler Saum der Steifen Segge *Carex elata*.

Wasserröhrichte, überwiegend Schilf *Phragmites australis* und schmalblättriger Rohrkolben *Typha angustifolia*, sind nur punktuell vorhanden, dringen dann aber teilweise bis zu einer Wassertiefe von 1,2 m vor.

Auch Bestände von **Schwimmblattpflanzen** sind nur spärlich vorhanden. An der Südspitze bildet die Gelbe Teichrose *Nuphar lutea* einen größeren Bestand.

An **Tauchblattpflanzen** kommen nur zwei Arten vor, die aber beide für kalkarme, nährstoffarme Gewässer typisch und daher nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins (MIERWALD & BELLER 1990) gefährdet sind: Strandling *Littorella uniflora* kommt von der Uferlinie bis zu einer Wassertiefe von etwa 1 m, vor allem am nördlichen West-, aber auch am Ostufer vor. Das vom Aussterben bedrohte Brachsenkraut *Isoetes lacustris* siedelt an verschiedenen Stellen seeseitig der Strandling-Bestände meist bis zu einer Tiefe von 1 bis 2 m. Die maximale Wassertiefe, die von höheren Wasserpflanzen besiedelt wurde, war 2,3 m, eine angesichts der meist hohen Sichttiefen um 4 m relativ geringe Besiedlungstiefe. Die Bereiche der Badestellen waren größtenteils frei von Wasserpflanzen.

Der Vergleich mit älteren Untersuchungen zeigte zum einen zwar einen geringeren Artenreichtum gegenüber den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts, zum anderen aber, dass die derzeit vorhandenen Bestände an Stranding und Brachsenkraut in ihrer Ausdehnung über die letzten 10 bis 15 Jahre stabil geblieben sind.

Wegen der Seltenheit der im Garrensee wachsenden Tauchblattpflanzen wird die Vegetation des Sees als in hohem Maße schutzwürdig eingestuft. Ihr Erhalt ist von europaweiter Bedeutung.

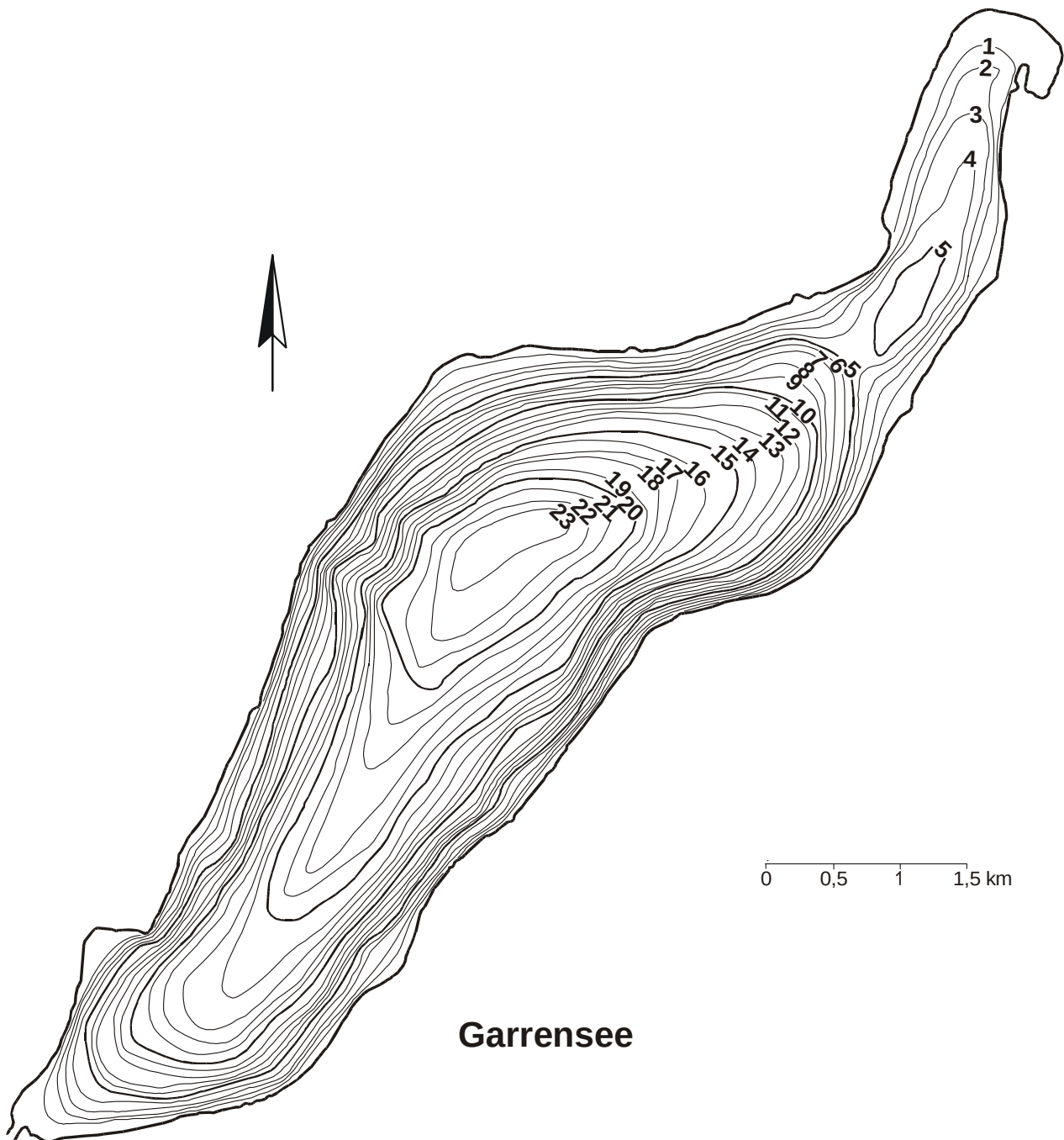


Abb. 17: Tiefenplan des Garrensees (Sportanglerverein Ziethen 1986)

Freiwasser

Durch seine verhältnismäßig große Tiefe, die steilufrige Rinnenform und die geschützte Lage war der See im Sommer thermisch stabil geschichtet (Abb. 18). Nach älteren Untersuchungen dauert die Phase stabiler Schichtung etwa von Anfang Mai bis Ende September, das Metalimnion verlagert sich von etwa 4 bis 8 m im Mai auf 6 bis 10 m im August (LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN 1981).

Eine für norddeutsche Verhältnisse besondere Eigenschaft des Garrenalakes ist der geringe Kalkgehalt des Wassers (ca. 10 mg/l Ca zur Frühjahrszirkulation, vgl. Abb. 4), der zum einen durch den geringen Eintrag aus dem Einzugsgebiet (kleines Einzugsgebiet mit kalkarmen Sanderböden), zum anderen durch die Bindung durch Humusstoffe aus dem umgebenden Wald bedingt ist (OHLE 1959). Die Kalkarmut hat gleichermaßen auf den Stoffumsatz im See als auch auf die Besiedlung mit höheren Pflanzen und Tieren wesentlichen Einfluss. Der geringe Kalkgehalt hat ein geringes Pufferungsvermögen des Seewassers zur Folge. Die Säurekapazität lag im Oberflächenwasser meist nur zwischen etwa 0,16 und 0,19 mmol/l, der pH-Wert lag meist um 7, in tieferen Wasserschichten, bedingt durch die CO₂-Freisetzung beim Biomasseabbau, eher bei 6. Durch einen geringen Kalkgehalt ist ein See anfälliger für Eutrophierung, da eine Phosphorbindung an biogen ausgefällte Calciumverbindungen, die insbesondere im mesotrophen bis schwach eutrophen Bereich als eutrophierungsmindernd wirksam wird, nicht stattfindet (KLAPPER 1992). Die elektrische Leitfähigkeit war, auch bedingt durch den geringen Kalkgehalt, sehr gering (7,0 mS/m).

Die Hauptnährstoffe Phosphor und Stickstoff waren im Oberflächenwasser nur in geringen Konzentrationen vorhanden (Frühjahrszirkulation: Gesamtphosphor: 0,027 mg/l P, Gesamtstickstoff: 0,53 mg/l N, Abb. 19). Zwar sind wegen der veränderten Analysenmethodik die 1977/78 gemessenen Werte nicht direkt vergleichbar, die Phosphorkonzentrationen scheinen jedoch deutlich abgenommen zu haben (LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN 1981). Phosphor war der wachstumsbegrenzende Nährstoff. Entsprechend war anorganischer Phosphor im Oberflächenwasser kaum nachweisbar und auch der Gesamtphosphor sank schon früh in der Stagnationsphase unter 0,02 mg/l P. Der Anteil des anorganischen Stickstoffs am Gesamtstickstoff war auffällig gering. Vermutlich lag ein Teil des organischen Stickstoffs nicht als Planktonbiomasse vor, sondern wurde durch von außen eingetragene organische Substanz (Laub, Streu) gebildet. Gelöste Kieselsäure, ein wichtiger Nährstoff für die Gruppe der Kieselalgen, lag stets in Konzentrationen unter 0,2 mg/l SiO₂ vor.

Den niedrigen Phosphorkonzentrationen entsprechend gering war die Phytoplanktonproduktion: Nach dem Chlorophyll a-Maximum des Frühjahrs (15 µg/l) sank die Phytoplanktonbiomasse durch Nährstoffverknappung. Bei Sichttiefen um 4 m blieben die Chlorophyll a-Konzentrationen unter 5 µg/l. Die stark verringerte Sichttiefe Ende August (Abb. 20) deutet ein zweites, von der Probenahme nicht erfasstes Phytoplanktonmaximum an. In der Eutrophierungsphase (1977) dagegen dauerte das Frühjahrsmaximum bis weit in die Stagnationsphase an und die Chlorophyll a-Konzentrationen fielen erst im August unter 5 µg/l.

Die Sauerstoffübersättigungen waren 1999 dementsprechend gering. Die Sättigung blieb meist unter 120 %, teilweise wurde im Metalimnion ein schwach ausgeprägtes Sauerstoffmaximum gemessen (Abb. 18), wie es für mesotrophe bis schwach eutrophe Gewässer typisch ist.

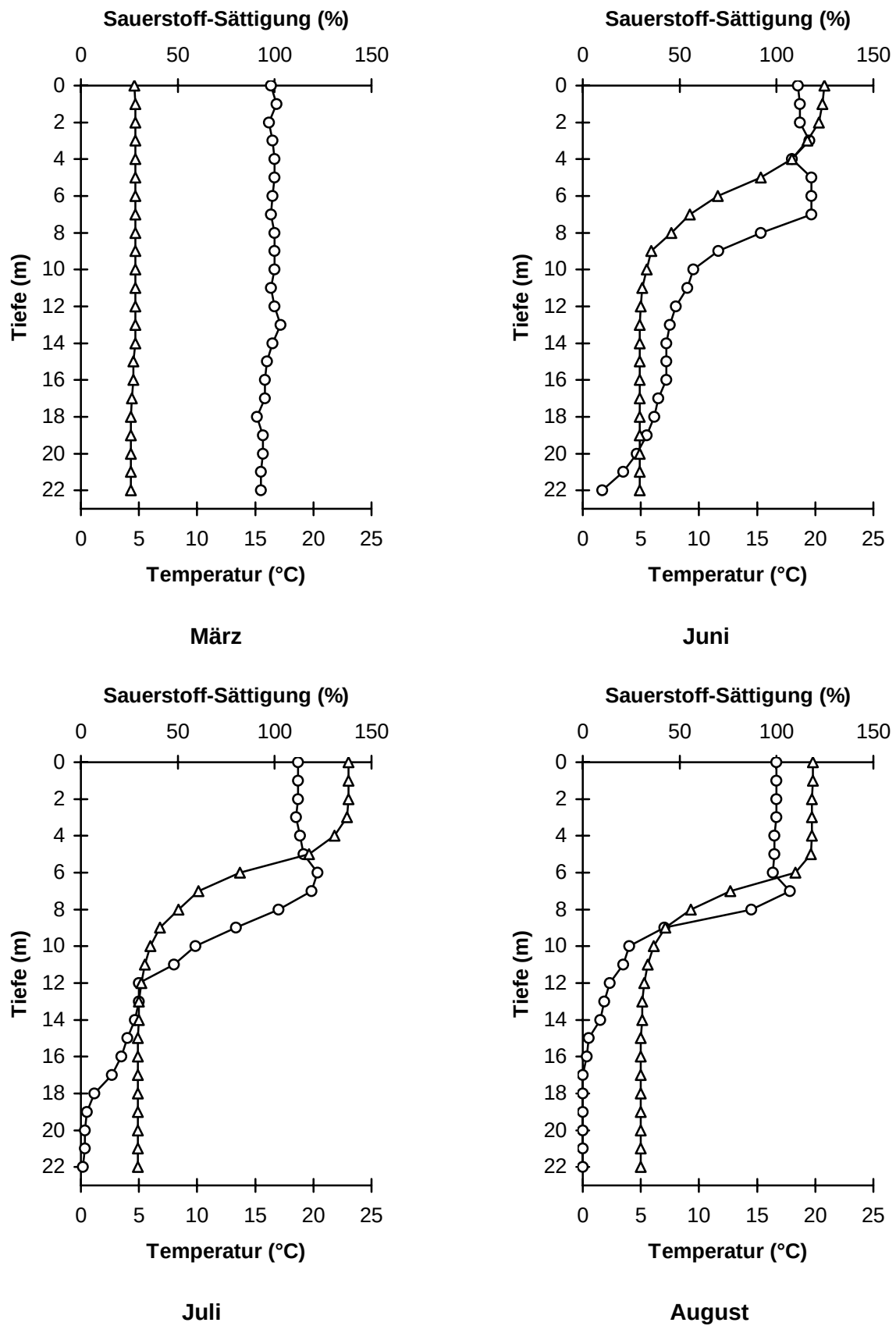


Abb. 18: : Tiefenprofile von Temperatur (°C) und Sauerstoff-Sättigung (%) im Garrensee im Frühjahr und Sommer 1999; Temperatur Δ Sauerstoff o

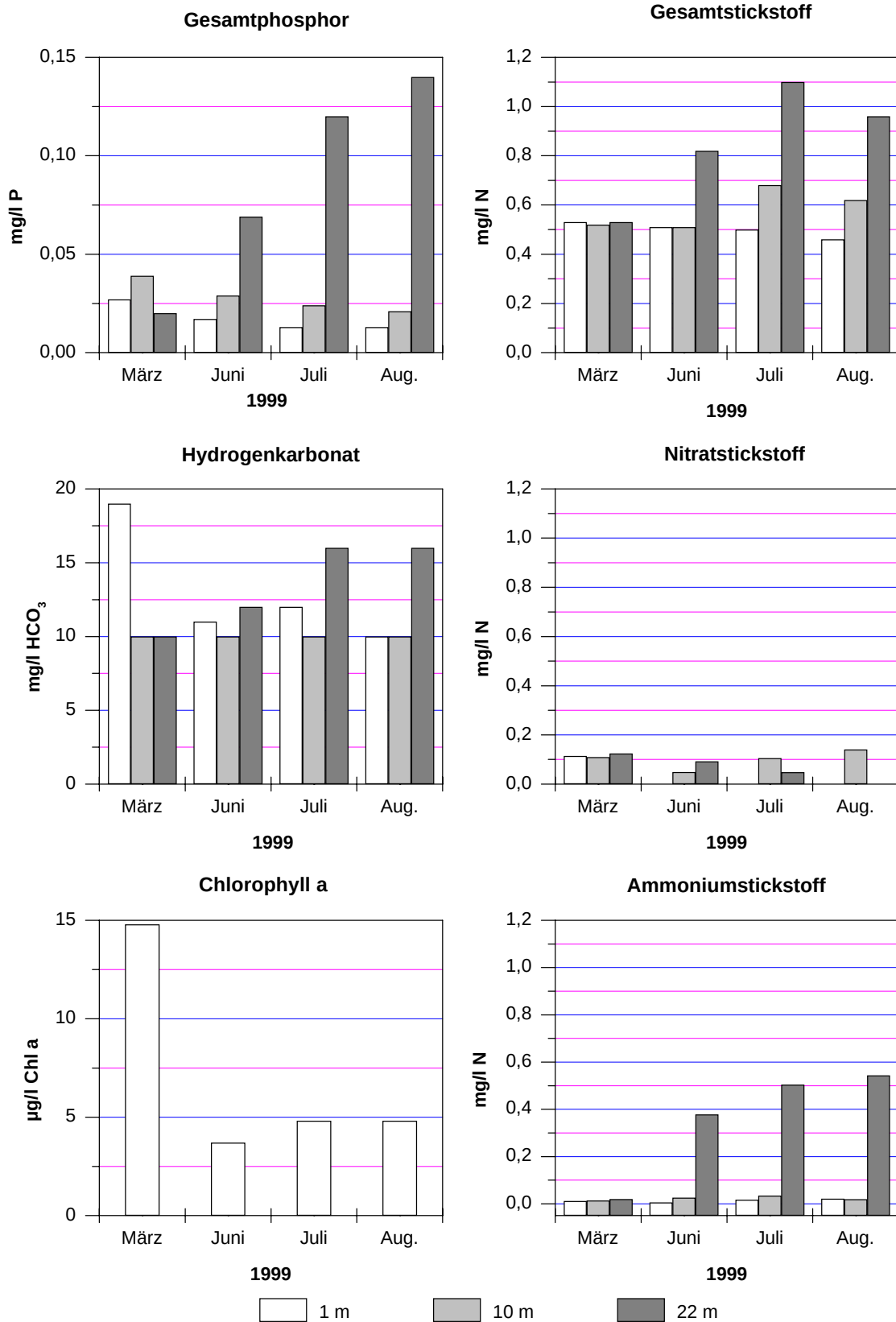


Abb. 19: Phosphor (mg/l) und verschiedene Stickstofffraktionen (mg/l) sowie Hydrogenkarbonat (mg/l) und Chlorophyll a (µg/l) in den verschiedenen Probetiefen im Garrensee 1999

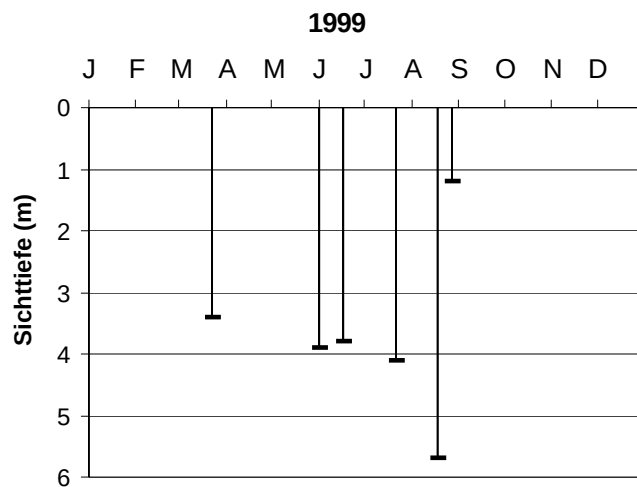


Abb. 20: Sichttiefe im Garrensee 1999, Werte des LANU ergänzt nach STUHR (1999)

Dieser vergleichsweise geringen Produktivität steht eine erhöhte Zehrungsaktivität im unteren Metalimnion und im Hypolimnion gegenüber. Bereits ab Juli war im mittleren Metalimnion ein deutlicher Sauerstoffschwund sichtbar, im Juli war das Hypolimnion ab 18 m, im August bereits ab 15 m nahezu sauerstofffrei (Abb. 18). Im Juni und Juli war diese Zehrungsaktivität ebenso wie die starke Anreicherung von Phosphor und Ammonium im Tiefenwasser (Abb. 19), vermutlich zu einem gewissen Teil auf den Abbau der sedimentierten Frühljahrsblüte zurückzuführen, da auch die Zunahme der Hydrogenkarbonat- und der Gesamt-

stickstoffkonzentrationen auf den Abbau von Biomasse hindeuten. Auch war noch Nitrat, wenn auch nur in geringen Mengen, vorhanden, so dass die Bedingungen im Tiefenwasser noch nicht allzu stark reduzierend waren. Zum August hin jedoch stieg der Phosphor bei gleichbleibenden Hydrogenkarbonatwerten und abnehmenden Gesamtstickstoffwerten weiter an (auf etwa 0,13 mg/l P), Nitrat war völlig aufgezehrt. In dieser Phase fand vermutlich eine Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment statt (interne Düngung).

Das **Plankton** im See wurde im Auftrag des Landesamtes von SPETH (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind ihrem Bericht entnommen.

Hinsichtlich der Artenzahl war am Phytoplankton des Garrensees die Häufigkeit der zu den Grünalgen zählenden Jochalgen (Conjugatophyceen) auffällig, die teilweise für saure Gewässer typisch sind. Kieselalgen waren im Gegensatz zu früheren Untersuchungen (LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN 1981) selten. Vermutlich war dies eine Folge der inzwischen wieder stark verringerten Konzentrationen an Kieselsäure. Die Kieselsäure wurde 1977 nicht gemessen. Sie war aber wahrscheinlich, wie die anderen gelösten Stoffe, durch den Zulauf des Drainwassers erhöht.

Aspektbildend waren im Frühjahr der großzellige Dinoflagellat *Peridinium willei* und im Früh- und Hochsommer die gallertigen Blaualgenkolonien von *Cyanodictyon* sp., zu denen im Hochsommer zusätzlich verschiedene Arten von Grünalgen an Bedeutung gewannen. Die starke Eutrophierung anzeigenden Blaualgen *Microcystis aeruginosa* und *Oscillatoria* sp., die 1977 zwar nicht massenhaft, aber doch zeitweise in mittleren Konzentrationen, beobachtet wurden, waren vollständig verschwunden.

Das Phytoplankton des Garrensees kann als eher schlecht fressbar eingestuft werden, die Phytoplanktondichten erschienen bei der semiquantitativen Auswertung als gering.

Im Zooplankton dominierten Rotatorien (vor allem *Kellicottia longispina* und *Keratella cochlearis*) besonders im Frühjahr und Frühsommer, während sowohl Cladoceren (überwiegend *Diaphanosoma brachyurum* und *Daphnia hyalina*) als auch Copepoden (*Eudiaptomus gracilis* und *Thermocyclops oithonoides*) von untergeordneter Bedeutung waren. Ähnliches wurde 1977 beobachtet.

Insgesamt scheint das Plankton typisch für leicht saure bis neutrale, relativ nährstoffarme Seen. In der Nahrungskette spielt direkter Fraßdruck auf das Phytoplankton durch Zooplankton eine untergeordnete Rolle, die Detritusnahrungskette scheint vorzuherrschen.

Nach Auskunft des ansässigen Angelsportvereins wurde der ehemals gewerblich befischte Garrensee früher mit Maränen und Karpfen besetzt. Außerdem gibt es Hechte, Schleie, Barsche, Rotaugen und Brassen im Garrensee.

Seegrund

Das Sediment des Garrensees wurde im Rahmen eines Daueruntersuchungsprogramms analysiert (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT 2001b). Das Sediment war, wie zu erwarten, arm an Calcium (7,1 g/kg TS) und dementsprechend reich an organischem Kohlenstoff. Ebenso wie der hohe Gehalt an Gesamtstickstoff (2,5 % TS) sind diese Merkmale typisch für den Typ des Waldhumussees und deuten auf einen hohen Gehalt an Huminstoffen im Sediment durch Eintrag terrestrischer organischer Substanz wie Laub und Holz hin (CASPERS et al. 1985). Die Eisen- und Schwefelgehalte lagen im mittleren Bereich. Der Phosphorgehalt war eher gering (0,10 % TS). In der Grobfraction wies das Sediment des Garrensees erhöhte Gehalte an Cadmium, Zink und Blei auf.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Garrensee wurde im Auftrag des Landesamtes von OTTO (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Der Garrensee wurde im März in vier, im Mai in fünf Wassertiefen (0,5, 2, 5, 10 und 15 m) beprobt. Das Benthos des Garrensees stellte sich, zum Teil bedingt durch die zusätzliche Untersuchung der Uferzone, als sehr artenreich dar (43 Arten ohne nähere Bestimmung der Wenigborster). In der Bodenfauna der Uferzone waren die Köcherfliegenlarven mit hoher Artenzahl (13) vertreten. Mit *Gammarus pulex* und *Leptophlebia verspertina* wurden im Litoral zwei Zeigerarten für nährstoffarme Verhältnisse gefunden. Weichtiere fehlten dagegen auf Grund des geringen Kalkgehaltes im See völlig.

In 10 m Wassertiefe trat keine Litoralfauna mehr auf, hier herrschten Zuckmückenlarven, insbesondere der *Chironomus anthracinus*-Gruppe, sowie die Büschelmückenlarve *Chaoborus flavicans* vor. In 15 m Wassertiefe wurde nur noch *Chaoborus flavicans* gefunden. Da im Juni bereits ab 10 m Wassertiefe ein rapider Sauerstoffschwund einsetzte, war dieser Bereich vermutlich besiedlungsfeindlich.

Eine Besonderheit war das Auftreten der Zuckmückenlarve *Sergentia coracina*, die bis in 13 m Tiefe gefunden wurde. Diese Art ist typisch für mesotrophe Seen und wurde in Schleswig-Holstein nur noch im Schaalsee gefunden. *Chironomus anthracinus* gilt im dreistufigen Schema nach THIENEMANN (1922), das keinen mesotrophen Zustand enthält, als Anzeiger für einen mäßig eutrophen Zustand. Da das Benthos des Garrensees einerseits durch einige Mesotrophie zeigende Arten geprägt ist, andererseits in den Tiefenzonen eine Besiedlung aber völlig fehlt, kann der Zustand als Übergang von Eu- zu Mesotrophie beschrieben werden.

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Der Garrensee liegt im 1971 ausgewiesenen Naturschutzgebiet "Salemer Moor, Schwarze Kuhle, Plötscher See, Garrensee und Ruschensee" (GVOBl. Schl. H. vom 23.12.1986, S. 29). Zur Zeit wird die Verordnung überarbeitet und ein Rechtsetzungsverfahren zur Erweiterung des Gebietes vorbereitet. Darüber hinaus ist der See zusammen mit den angrenzenden Wäldern, Mooren und Seen als Gebiet für das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 gemeldet.

Der **See** wird durch einen Angelsportverein genutzt, wobei das Angeln vom Ufer aus jedoch verboten ist. Die Boote des Vereins liegen an einem Steg am Nordwestufer.

Um den See verläuft ein Rundwanderweg, der auf etwa drei Viertel der **Uferlinie** in direkter Seenähe entlang führt. Es gibt drei genehmigte Badestellen die sich am Nordostufer befinden.

Die landwirtschaftliche Nutzung, die etwa 12 % des **Einzugsgebiets** betraf, ist inzwischen aufgegeben, die Flächen werden der Sukzession überlassen. Das restliche Einzugsgebiet besteht aus Wald.

Das Einzugsgebiet des Garrensees ist unbesiedelt, von **Abwassereinleitungen** ist er nicht betroffen.

Belastungssituation des Sees

Aufgrund der **Flächennutzung** im Einzugsgebiet sowie der **Niederschlagsbeschaffenheit** werden im folgenden die gegenwärtigen Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Garrensee grob abgeschätzt (Abb. 21 und Tab. 7).

Die Phosphoreinträge in den Garrensee sind inzwischen sehr gering. Aus dem Wald des Einzugsgebietes und aus Niederschlägen erhält der See noch etwa 4 kg/a Phosphor und 0,64 t/a Stickstoff. Der Eintrag aus der stillgelegten landwirtschaftlichen Fläche ist nicht bekannt, es wird angenommen, dass er sehr gering ist. Der Beitrag der Badegäste zur Nährstoffbelastung des Sees wird ebenfalls als gering eingeschätzt.

Hauptquelle (ca. 75 %) für Phosphor und Stickstoff ist somit der Eintrag aus dem Forst.

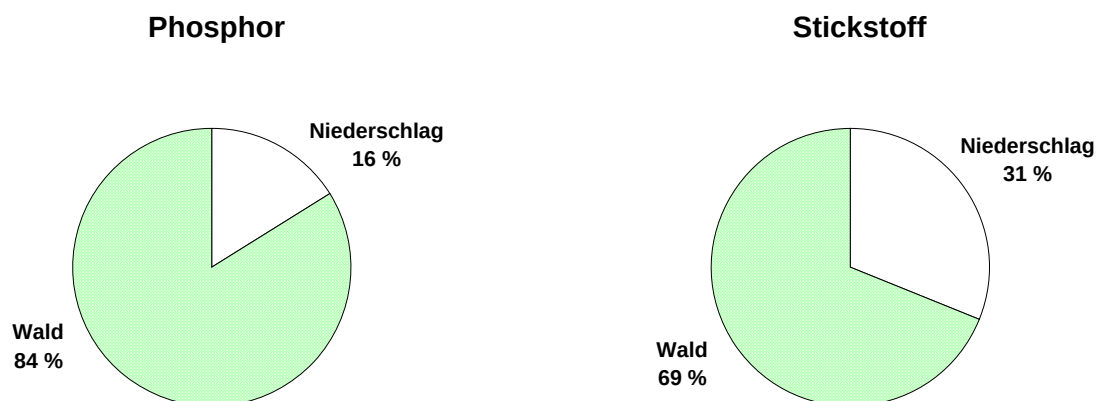


Abb. 21: Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Garrensee

Tab. 7: Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Garrensee aus verschiedenen Quellen (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

Flächennutzung	(ha) bzw. Stück	(kg/ha·a) P bzw. (kg/GVE·a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/ha·a) N bzw. (kg/GVE·a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Acker	0	0,5	0	20	0
Grünland	0	0,2	0	10	0
Großvieheinheiten	0	0,2	0	0,9	0
Wald	63	0,05	3,2	7	441
Siedlung		0,75	0	13	0
Gewässer	18		0		0
Sonstiges	12		0		0
Summe (ha)	93		3,2		441

Niederschlag auf die Seefläche	17	0,035	0,6	11,9	202
-----------------------------------	----	-------	-----	------	-----

Gesamteintrag in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	3,8	643
bezogen auf die Seefläche (g/a·m ²)	0,02	4
Gesamtaustrag aus dem Landeinzugsgebiet (kg/a·ha Landfläche) (ohne Niederschlag auf die Seefläche)	0,04	6

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KERÉKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des Wasseraustausches die zu erwartende Phosphor-Konzentration im See abschätzen:

$$P_E = \frac{L * T_W}{z (1 + \sqrt{T_W})}$$

P_E :		= erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
L :	0,02	= jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m ²)
T_W :	6,4	= theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
z :	10,1	= mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{0,02 * 6,4}{10,1 (1 + 2,5)} = 0,004 \text{ mg/l P}$$

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphor-Konzentration im See ist mit 0,004 mg/l P deutlich geringer als die gegenwärtig gemessene Konzentration zur Frühjahrszirkulation von 0,027 mg/l P. Dies kann zum einen darauf hinweisen, dass interne Düngungsprozesse durch Nährstoff-Freisetzen aus dem Sediment einen deutlichen Einfluss auf den Phosphor-Haushalt des Sees haben, zum anderen deutet es hin auf den Übergangszustand des Sees vom eutrophen zurück zum mesotrophen Gewässer.

Bewertung

Der Garrensee stellt als kalk- und potenziell nährstoffarmes Gewässer einen für den norddeutschen Raum seltenen Gewässertyp dar. Insbesondere die Tauchblattvegetation ist von überregionaler floristischer Bedeutung.

Nach OHLE (1934) zeigte der Garrensee zeitweilig höhere Phosphatwerte im Oberflächenwasser und geringe Sauerstoffsättigung im Tiefenwasser, was von Ohle durch die Auswaschung von organischer Substanz aus dem Uferbereich aufgrund starker Seespiegelschwankungen und den Eintrag von Laub aus der Umgebung erklärt wurde. Die Leitfähigkeit lag zu dieser Zeit jedoch mit ca. 4 mS/m wesentlich geringer als die heutigen Werte von etwa 8 mS/m. Die Einleitung von Drainwasser von landwirtschaftlichen Nutzflächen, vermutlich seit den 60er Jahren, führte im Garrensee, der durch seine Kalkarmut für die Eutrophierung besonders anfällig ist, zu einer Eutrophierung, die neben der Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen eine erhöhte Phytoplanktonproduktion mit Verschiebung des Artenspektrums, vermehrten (und früher einsetzenden) Sauerstoffschwund und Ammonium-Anreicherung im Hypolimnion sowie einer Verarmung der Tauchblattvegetation zur Folge hatte.

In den 80er Jahren wurde die Drainwassereinleitung geschlossen, 1990 wurde durch die Stilllegung der landwirtschaftlichen Nutzfläche ein weiterer Schritt zur Nährstoffentlastung getan. Die derzeitige Phosphor-Belastung des Sees von 0,02 g/a·m² Seefläche ist sehr gering.

Die Auswirkung der Entlastung wird in deutlich verringerten Phosphorkonzentrationen sowie niedrigerer Phytoplanktonbiomasse mit früher einsetzendem Klarwasserstadium sichtbar, das Artenspektrum hat sich ebenfalls wieder in Richtung Nährstoff- und Kalkarmut zeigende Arten entwickelt. Der ursprüngliche Artenreichtum bei der Unterwasservegetation hat sich anscheinend nicht wieder eingestellt, die Bestände der verbliebenen Nährstoffarmut zeigenden Arten sind jedoch stabil.

Bezüglich des Sauerstoffhaushalts wird noch keine eindeutige Verbesserung sichtbar, wobei der Vergleich mit den älteren Messungen bei dieser Messgröße jedoch schwierig ist. Durch über die Jahre der Eutrophierung abgelagerte reduzierende Stoffe kommt es über dem Sediment zusätzlich zur Zehrung durch aktuell produzierte Biomasse zu starken Zehrungsprozessen, die vermutlich mit einer Phosphorrücklösung aus dem Sediment verbunden sind (interne Düngung), ein Prozess, der die Erholung des Garrensees verzögern kann.

Da die gegenwärtige Belastung jedoch sehr gering ist und die Bioproduktion sich bereits stark verringert hat, kann davon ausgegangen werden, dass es längerfristig zu einer deutlichen Verringerung der Nährstoffkonzentrationen im See kommen wird. Nach aktuellen Messungen im Frühjahr 2002 lag die Phosphorkonzentration im Garrensee bei 0,037 mg/l P, also noch in einem ähnlichen Bereich wie 1999.

Der trophische Referenzzustand des Garrensees nach LAWA (nach potenziellem Phosphoreintrag) ist oligotroph, sein gegenwärtiger Zustand wurde als mesotroph klassifiziert und wird damit mit zwei auf der siebenstufigen Skala des LAWA-Schemas bewertet.

Empfehlungen

Wegen der Seltenheit dieses kalk- und nährstoffarmen Seetyps in Schleswig-Holstein sollte der mesotrophe Zustand des Garrensees in jedem Fall erhalten und möglichst eine weitere Verbesserung zum ursprünglichen Zustand hin angestrebt werden. Dies ergibt sich auch aus den Erhaltungszielen der FFH-Richtlinie.

Mit Aufgabe der Drainwassereinleitung und Stilllegung der landwirtschaftlichen Nutzfläche sind bereits alle externen Nährstoffquellen soweit wie möglich beseitigt. Durch sein kleines Einzugsgebiet, das überwiegend bewaldet ist, hat der Garrensee daher jetzt gute Voraussetzungen, seinen ursprünglichen, nährstoffarmen Zustand wieder zu erlangen.

Da trotz der vergleichsweise geringen Bioproduktion jedoch der Sauerstoffhaushalt des Sees noch in einem kritischen Stadium ist, wäre folgende Maßnahme wünschenswert: Um den See auf seinem Weg zur Reoligotrophierung zu unterstützen, sollte sichergestellt werden, dass keine Beeinflussung der Fischfauna stattfindet. Ein Besatz z.B. mit der Plankton fressenden Kleinen Maräne könnte sich auf die Plankton-Nahrungsketten negativ auswirken. Eine Erhebung der Fischbestände wäre Voraussetzung für eine genauere Einschätzung der Rolle der Fische in der Nahrungskette.

Der Einfluss der Badenden auf die Nährstoffeinträge in den Garrensee wird zwar als relativ gering eingeschätzt, eine Schädigung der aus floristischer Sicht besonders wertvollen Tauchblattvegetation kann jedoch nicht ausgeschlossen werden. Bereits im Bericht des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten von 1981 wurde gefordert, dass die Badenutzung dieses empfindlichen und wertvollen Sees einzustellen ist. Da eine völlige Einstellung des Badebetriebs vermutlich nicht durchzusetzen ist, wird gegenwärtig versucht, mit Appellen an die Besucher (Hinweisschilder) die Badestellen auf drei offizielle Stellen einzuschränken, während kleinere Tritt- und Badestellen durch Feldsteine unzugänglicher gemacht wurden.

Holzsee (Untersuchungsjahr 1999/00)

Topographische Karte (1 : 25.000):	1827
Flusssystem:	Schwentine
Kreis:	Plön
Gemeinde:	Nettelsee
Eigentümer:	Sportangler-Vereinigung
Pächter:	-
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	357620 - 357784
Hochwerte:	600222 - 600417
Höchster Wasserstand (Abflussjahr 1999) (m ü.NN):	25,64
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 1999) (m ü.NN):	25,12
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 1999) (m ü.NN):	24,97
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km ²):	1,81
Seefläche (km ²):	0,2
Seevolumen (m ³) bei 25,08 m ü.NN:	735.000
Maximale Tiefe (m):	6,9
Mittlere Tiefe (m):	3,7
Uferlänge (km):	2,6
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a):	1,3
(bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/s·km ²)	
Umgebungsarealfaktor (m ² /m ²):	8,1
Umgebungsvolumenfaktor (m ² /m ³):	2,2
Uferentwicklung:	1,6
Hypolimnion/Epilimnion (m ³ /m ³):	0,25
Mischungsverhalten:	zeitweise geschichtet

Entstehung

Der Holzsee ist nach WEGEMANN (1915) ein Rinnensee. Rinnenseen sind wassererfüllte Reste glazialer Schmelzwasserrinnen. Diese Rinnen entstanden durch Schmelzwasser, das von der Gletscheroberfläche in Eisspalten stürzte, sich mit dem am Grund ausschmelzenden Wasser vereinigte und mit diesem dann unter dem Eis in Richtung Gletschertor floss. Unter dem Druck des Gletschers war die Strömungsgeschwindigkeit und die Erosionskraft des Wasserstroms so groß, dass er sich tief in den Moränenschutt einfräste und dabei steilwandige, langgestreckte Hohlformen schuf (SCHMIDTKE 1992).

Einzugsgebiet und Morphologie des Sees

Der Holzsee (Abb. 1) liegt im Östlichen Hügelland nördlich von Löhndorf und nordwestlich von Wankendorf. Er ist von forst- und landwirtschaftlichen Nutzflächen umgeben. Sein Einzugsgebiet ist im Verhältnis zum Seevolumen klein (Abb. 2). Er besitzt somit natürliche Voraussetzungen für einen relativ geringen Nährstoffeintrag.

Im Einzugsgebiet des Sees (Abb.22) dominiert Geschiebelehm beziehungsweise Geschiebemergel.

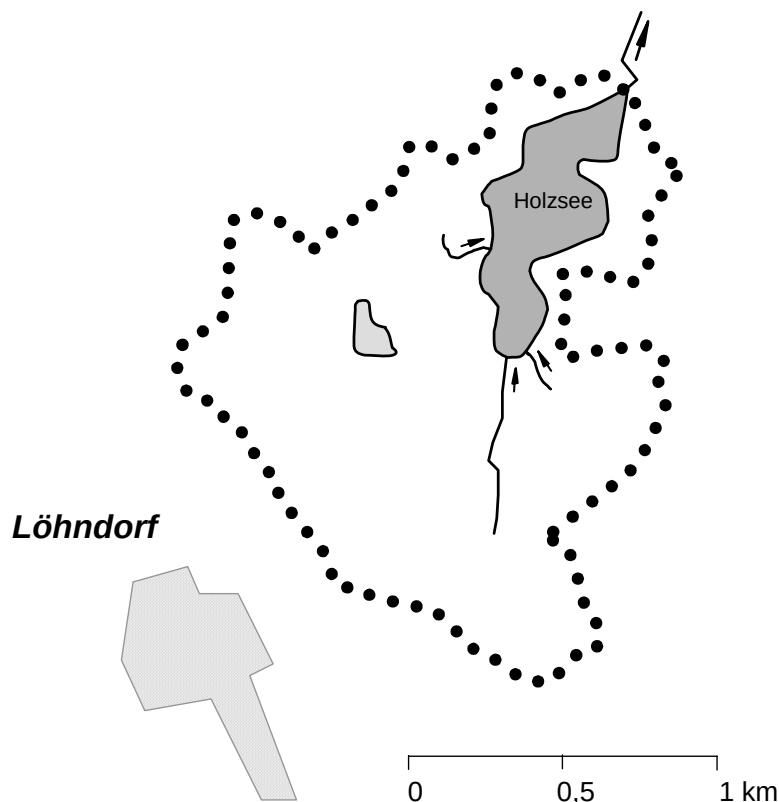


Abb. 22: Einzugsgebiet des Holzsees

Der Holzsee besitzt drei Zuläufe, von denen sich einer am Westufer und zwei am Südufer befinden, sowie einen Ablauf am Nordufer, der in den Nettelsee mündet (Abb. 22). Im Untersuchungszeitraum schwankten die Abflüsse stark zwischen 0 und 109 l/s (Tab. 8). Die entsprechende Abflussspenden lagen zwischen 0 und 58 l/s·km². Letzterer war ein hoher Wert, der auf einen Grundwasserzustrom in den Holzsee hindeutet. Der Seewasserstand schwankte im Abflussjahr 1999 relativ stark um 69 cm (Abb. 24). Die theoretische Wasseraufenthaltszeit beträgt 1,3 Jahre bei einer zugrunde gelegten Abflussspende von 10 l/s·km².

Tab. 8: Abflussmengen (l/s) am Ablauf des Holzsees (Einzugsgebiet 1,81 km²)

Datum	9.12.98	20.1.99	23.2.99	11.3.99	14.4.99
Abfluss (l/s)	36	105	47	109	74
Datum	28.6.99	6.7.99	4.8.99	1.9.99	11.10.99
Abfluss (l/s)	4	10	2	4	kein Abfluss
Datum	29.11.99				
Abfluss (l/s)	53				

Der See hat eine längliche, gebuchtete Form (Abb. 23). Seine Ufer sind bis auf das Südufer von Steilhängen umgeben und fallen auch unter Wasser steil ab. Die tiefste Stelle liegt mit 6,9 m nördlich der Seemitte. Während der Schichtungsphasen ist das Wasservolumen des Epilimnions (oberhalb von 5 m Wassertiefe) viermal größer als das des Hypolimnions.

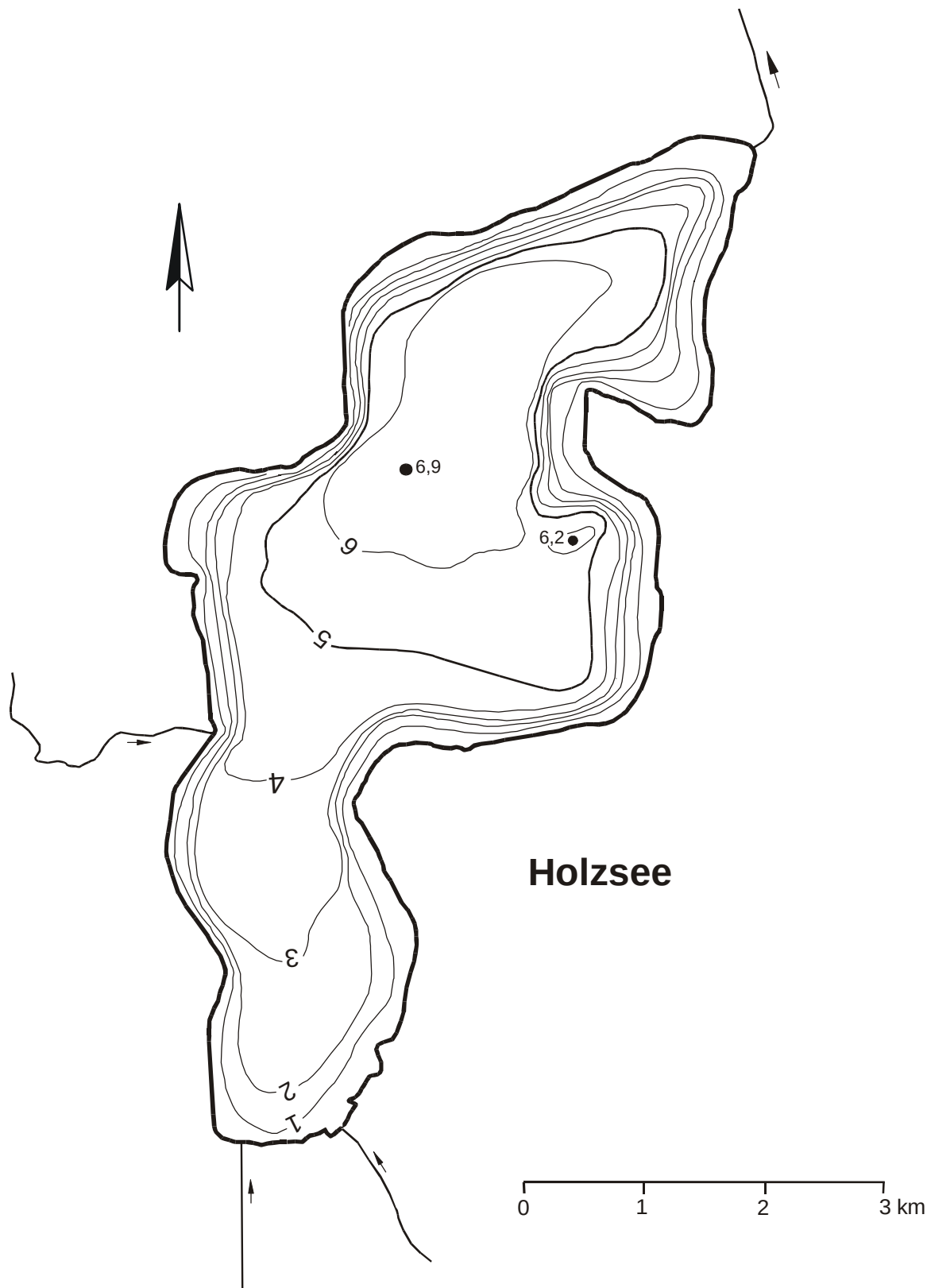


Abb. 23: Tiefenplan des Holzsees

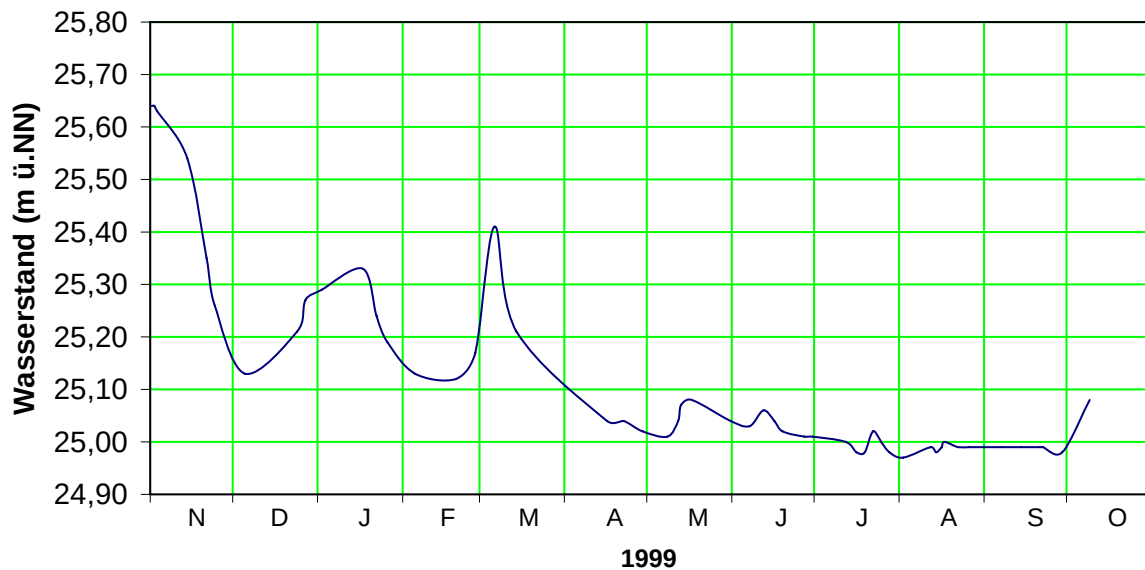


Abb. 24: Seewasserstände (m ü.NN) im Holzsee (Einzelmessungen)

Ufer

Die Ufervegetation des Holzsees wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (1999) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Der Holzsee ist fast vollständig von einem meist schmalen Saum typischer **Ufergehölze** umgeben, der vor allem aus Erlen und Eschen besteht. An 3/4 des Ostufers und 1/3 des Westufers schließt Wald an diesen Saum an. Im Norden östlich des Abflusses grenzt ein über 1 ha großer Erlenbruch an den See. Am Südufer befindet sich ein weiterer großer Bruchwald, dessen Vegetation allerdings stärker von Arten des Erlen-Eschenwaldes geprägt ist. Als gefährdete Pflanzenarten nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein (MIERWALD & BELLER 1990) lassen sich in den Bruchwäldern der Sumpffarn *Thelypteris palustris* in größeren Beständen sowie vereinzelt das Sumpf-Veilchen *Viola palustris* und die Grünliche Waldhyazinthe *Platanthera chlorantha* finden.

Der **Röhrichtgürtel** ist fast entlang der gesamten Uferlinie geschlossen ausgebildet. Seine Breite schwankt meist zwischen 4 und 8 m, am Südufer und am mittleren Westufer werden auch 20 m erreicht. Die Bestände sind zum Teil recht vielfältig und relativ naturnah. Die häufigste Art des Röhrichtgürtels ist das Schilf *Phragmites australis*. Vielerorts sind dem Schilf seeseits saumartige Dominanzbestände der Seebinse *Schoenoplectus lacustris* und von dem Schmalblättrigen Rohrkolben *Typha angustifolia* vorgelagert. Arten wie Wasser-Schwaden *Glyceria maxima*, Gemeine Sumpfbinsen *Eleocharis palustris* und Sumpf-Segge *Carex acutiformis* bilden in ehemals gestörten (oft beweideten) Uferbereichen Ersatzröhrichte. In Bereichen mit Schwingdeckenbildung, die an manchen Uferabschnitten mehr oder weniger vorhanden sind, kommen artenreiche Röhrichtbestände vor, in denen die gefährdeten Arten Sumpffarn, Zungen-Hahnenfuß *Ranunculus lingua*, Fieberklee *Menyanthes trifoliata* und Strauß-Gilbweiderich *Lysimachia thyrsiflora* relativ häufig auftreten.

Ein 5 bis 10 m breiter **Schwimblattgürtel**, der am Südufer sogar 100 m Breite erreicht, ist am Holzsee ebenfalls fast geschlossen und bis in Wassertiefen von etwa 2,5 m ausgebildet. Er setzt sich meist aus Mischbeständen der Gelben Teichrose *Nuphar lutea* und der Weißen Seerose

Nymphaea alba zusammen, die an zahlreichen Stellen die Röhrichte durchdringen. Froschbiß *Hydrocharis morsus-ranae*, eine weitere Schwimmblattpflanze, tritt in der naturnahen Verlandungszone des Südufers hinzu.

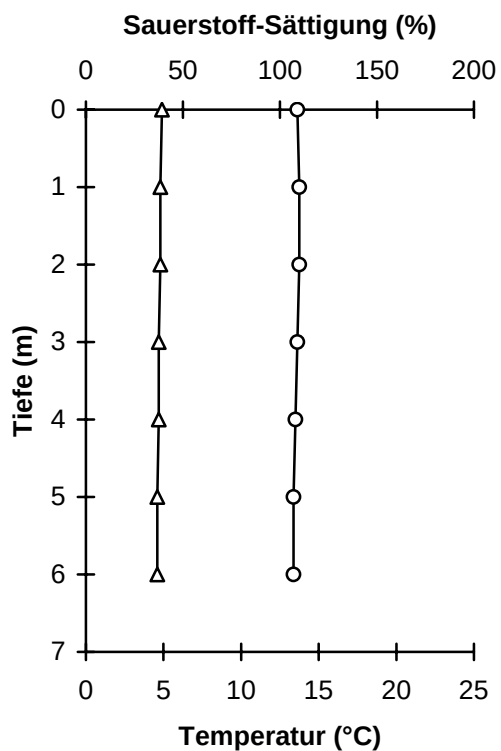
Die **Unterwasserpflanzen** waren nur im Süden des Sees gut ausgeprägt, wo Massenbestände des Rauhen Hornblatts *Ceratophyllum demersum* vorkamen. Diese eutraphente Art siedelte auf einer dicken Faulschlammschicht bis in Wassertiefen um 3 m. Von dieser Ausnahme abgesehen ist die submerse Vegetation im Holzsee eher spärlich entwickelt, obwohl sie mit insgesamt 12 Arten als relativ artenreich einzustufen ist. In den meisten Fällen waren diese aber nur als Einzelpflanzen oder in kleinen schütterten Beständen vorhanden, wie das gefährdete Zwerg-Laichkraut *Potamogeton pusillus* agg. und die nach der Roten Liste der Armleuchteralgen Schleswig-Holstein (GARNIEL & HAMANN in Vorb.) gefährdete Gegenständige Armleuchteralge *Chara contraria*, die beide im Flachwasser vor einem ehemals beweideten, jetzt abgeäugten Uferbereich angetroffen wurden. Die Schwanenblume *Butomus umbellatus* und das Pfeilkraut *Sagittaria sagittifolia* waren in einzelnen kleinen Beständen rein submers vorhanden. Als einzige Großlaichkrautart siedelte das gefährdete Spiegel-Laichkraut *Potamogeton lucens* vor einem südexponierten Uferbereich bis in 2 m Wassertiefe. Vorzugsweise in schattigen Uferbereichen trat mehrfach das gefährdete Quellmoos *Fontinalis antipyretica* auf. Weiter waren das Kamm-Laichkraut *Potamogeton pectinatus*, das Krause Laichkraut *Potamogeton crispus*, die Kanadische Wasserpest *Elodea canadensis* und der Spreizende Wasserhahnenfuß *Ranunculus circinatus* im See zu beobachten.

Insgesamt weist das Gewässer eine weitgehend ungestörte und homogen ausgebildete Ufervegetation auf, die in einigen Bereichen aufgrund landseitig anschließender Bruchwälder eine gut ausgeprägte und naturnahe Verlandungszone erkennen lässt. Die submerse Vegetation ist aber teilweise gestört, da eine für nährstoffreiche Gewässer typische Art dominiert und gefährdete Arten meist nur als Einzelfunde auftreten.

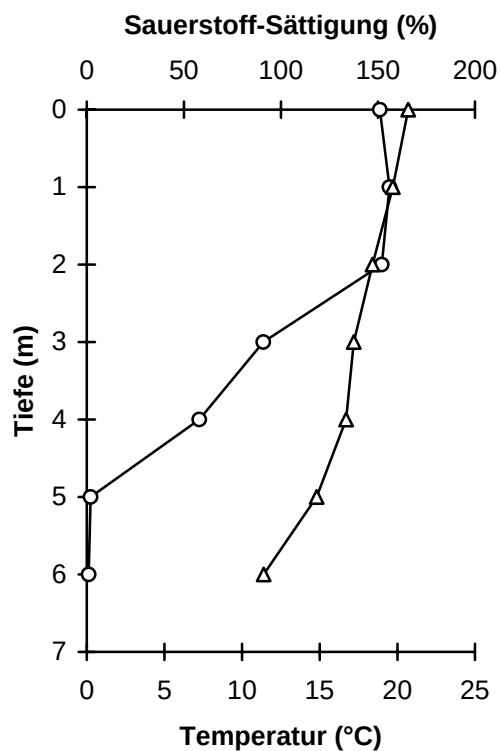
Freiwasser

Der Holzsee war im Sommer zeitweise thermisch geschichtet (Abb. 25).

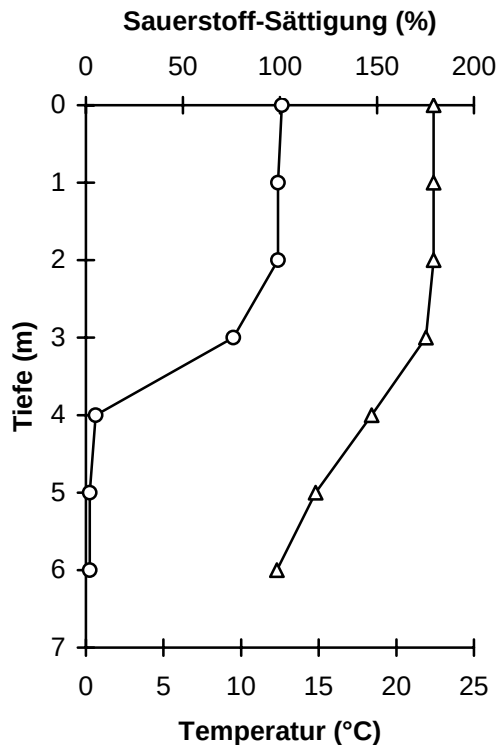
Im Frühjahr 1999 wurden die Hauptnährstoffe Phosphor in geringer und Stickstoff in mäßiger Konzentration, letzterer vor allem in Form von Nitrat, festgestellt (0,026 mg/l Ges.-P, 2,0 mg/l Ges.-N, 1,34 mg/l NO₃-N) (Abb. 4). Während des Frühsommers und Sommers kam es im oberflächennahen Wasser (0,63 mg/l Ges.-N) sowie im Tiefenwasser (1,9 mg/l Ges.-N) zu einer Verringerung der Stickstoffkonzentration und in den Monaten Juli und August zu einer deutlichen Reduzierung der Nitratwerte auf unter 0,05 mg/l NO₃-N. Dies deutet auf Denitrifikationsprozesse in der Sediment-Wasser-Kontaktzone hin, bei denen gelöstes Nitrat in molekularen Stickstoff umgewandelt und an die Atmosphäre abgegeben wird. Phosphor reicherte sich im gesamten Untersuchungszeitraum sowohl an der Wasseroberfläche auf 0,047 mg/l Ges.-P als auch in der Tiefe auf 0,26 mg/l Ges.-P an, was darauf schließen lässt, dass der See nicht über den gesamten Sommer stabil geschichtet war und interne Nährstofffreisetzung aus dem Sediment stattfand, die sich im gesamten Wasserkörper auswirkte. Aus dem im Frühjahr ermittelten N : P Verhältnis ist ersichtlich, dass das Algenwachstum im Holzsee tendenziell durch Phosphor limitiert wird. Nahe der Wasseroberfläche war der anorganische Nährstoffanteil Phosphat nur in Spuren vorhanden. Über dem Grund stieg seine Konzentration im August auf 0,069 mg/l PO₄-P. Ammonium wurde nahe der Oberfläche, während der Frühsommer- und Sommermonate, in geringen Konzentrationen von 0,032 bis 0,020 mg/l NH₄-N gemessen. Durch den Abbau von organischem Material konnte Ammonium über dem Seegrund von Juni bis August in größeren Konzentrationen festgestellt werden. Der Maximalwert wurde mit 0,985 mg/l NH₄-N im Juni gemessen.



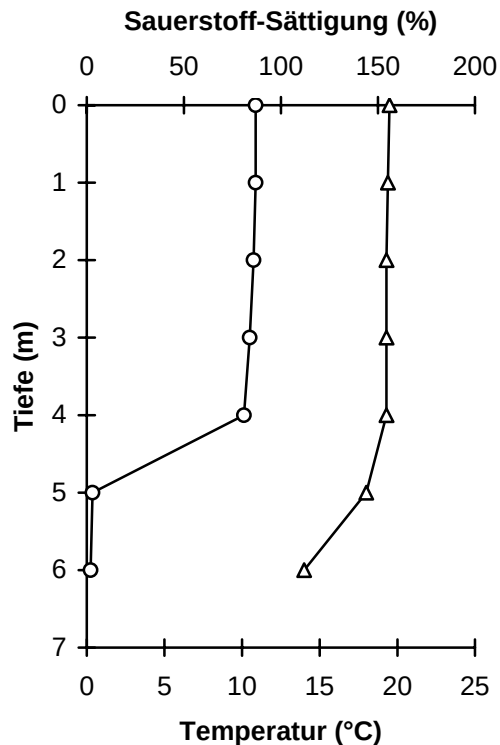
März



Juni



Juli



August

Abb. 25: Tiefenprofile von Temperatur (°C) und Sauerstoff-Sättigung (%) im Frühjahr und Sommer 1999; Temperatur Δ Sauerstoff $\circ$

Das Wasser war gut gepuffert (Säurekapazität 2,9 bis 3,5 mmol/l) und die Calcium-Konzentration lag im für Schleswig-Holstein typischen Durchschnitt. Die pH-Werte (8,7 bis 8,0) waren im mäßig alkalischen Bereich. Die Leitfähigkeit lag bei 39 mS/m und damit etwas unter dem Durchschnitt schleswig-holsteinischer Seen. Weit unter diesem Durchschnitt befand sich der Chloridgehalt mit 20 mg/l.

Gelöste Kieselsäure, ein wichtiger Nährstoff für Kieselalgen, war im März in sehr geringer Konzentration vorhanden ($< 0,1 \text{ mg/l SiO}_2$). Im Frühsommer wurde ein hoher Kieselsäuregehalt im Oberflächenwasser und ein extrem hoher im Tiefenwasser festgestellt, was darauf hinweist, dass sich eine Kieselalgenblüte im Zusammenbruch befand. Im übrigen Untersuchungszeitraum bewegten sich die Konzentrationen im mittleren bis hohen Bereich.

Eine hohe Sauerstoff-Sättigung (Abb. 25) an der Wasseroberfläche von 156 % im Juni 1999 wies auf eine hohe Algenproduktion hin. Im August nahm die Sauerstoff-Sättigung an der Wasseroberfläche auf 87 % ab. Nach dem Einsetzen der thermischen Schichtung im Juni war über dem Seegrund kaum noch Sauerstoff festzustellen, dieses und die leichte Sauerstoff-Untersättigung im Oberflächenwasser deuten auf Zehrungsprozesse abgestorbener Algen hin. Im Sommer war das Wasser trotz der wenig stabilen thermischen Schichtung unterhalb von 6 m fast sauerstofffrei.

Die Ganglinie der Sichttiefe (Abb. 26) zeigt für 1999 ein Klarwasserstadium von Mitte bis Ende Mai. Im Jahre 2000 konnte es bereits in der ersten Maihälfte beobachtet werden. Die Sichttiefen während dieser Klarwasserstadien lagen um 3 m. 1999 betrug die durchschnittliche Sichttiefe 1,3 m. Die geringsten Sichttiefen und höchsten Chlorophyll a-Konzentrationen wurden jeweils im August beziehungsweise im September beobachtet. Die zu dieser Zeit durch die internen Düngungsprozesse gestiegenen Phosphor-Konzentrationen im Oberflächenwasser ermöglichten also eine deutliche Algenentwicklung. Insgesamt deuteten die Chlorophyll a-Konzentrationen (8 bis $20 \text{ } \mu\text{g/l}$) im Holzsee auf eine verhältnismäßig geringe Produktivität des Planktons hin.

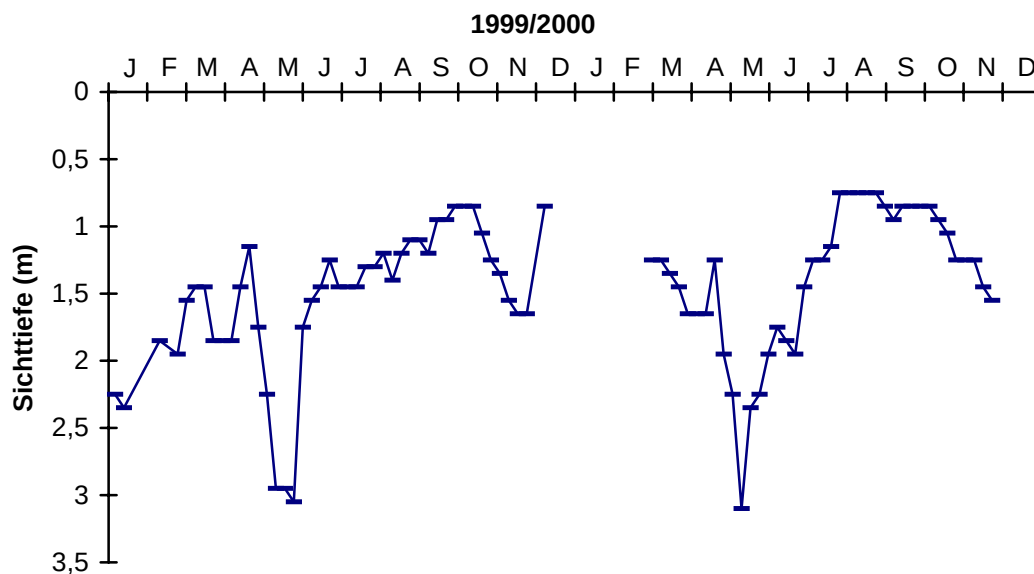


Abb. 26: Sichttiefen (m) im Holzsee 1999 und 2000 (erhoben im Rahmen des Seenbeobachtungsprogrammes Kreis Plön)

Das **Plankton** im Holzsee wurde im Auftrag des Landesamtes von SPETH (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind ihrem Bericht entnommen.

Insgesamt wurden im Holzsee 68 Phytoplanktonarten festgestellt. Im Frühjahr dominierten verschiedene zentrische und pennate Kieselalgen. Das Frühsommerplankton wurde unter anderem durch größere Formen geprägt. Die großen vielzelligen Kolonien der Grünalge *Volvox tertius*, die häufig waren, und die Blaualge *Aphanizomenon flos-aquae*, die sich in mittlerer Dichte zeigte, fielen besonders auf. Des Weiteren waren die große Zahl kleiner ungeschützter Flagellaten und die kleine Grünalge *Scenedesmus spp.*, die jeweils in mittlerer Häufigkeit auftraten, bemerkenswert. Durch diese Aspekte wurden die sehr kleinen Zellen der Blaualge *Cyanodictyon sp.* in den Hintergrund gedrängt, obwohl sie häufig waren. Im Sommer bestimmten große Dinoflagellaten und fädige Blaualgen das Phytoplankton. Im August traten die Goldalge *Chrysochromulina parva* häufig und die Blaualge *Planktothrix agardhii* massenhaft auf. Die Zelldichte von *Aphanizomenon flos-aquae* verringerte sich in diesem Monat gegenüber den Vormonaten.

Im Holzsee konnten im gesamten Untersuchungszeitraum 34 Zooplanktonarten bestimmt werden. Im Frühjahr waren die Rädertiere *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata* und *Synchaeta sp.* sowie Nauplien in nennenswerten Zelldichten (wenig) vertreten. Die Dichten der genannten Rädertiere gingen im Frühsommer zurück und die von *Conochilus unicornis* und *Kellicottia longispina* nahmen zu. Ruderfußkrebse und Blattfußkrebse waren im Frühsommer nicht zahlreich. Im Juli erreichte *Conochilus unicornis* eine mittlere Zelldichte. Die Ruderfußkrebse und Blattfußkrebse zeigten in diesem Monat ihre stärkste Entfaltung. Die Blattfußkrebse *Daphnia cucullata* und *Diaphanosoma brachyurum* sind Feinfiltrierer, die auch sehr kleine Futterpartikel in der Größe von Bakterien, welche in produktiven Gewässern im Sommer zahlreich vorkommen, effizient nutzen können. Im August dominierte *Anuraeopsis fissa* mit mittlerer Häufigkeit die Rädertiergemeinschaft. *Anuraeopsis fissa* und *Keratella cochlearis fa. tecta* wird eine Eignung als Zeigerorganismen für eutrophe Verhältnisse zugeschrieben.

Nach Angaben der Sportangler-Vereinigung leben im Holzsee folgende **Fische**: Hechte, Zander, Flussbarsche, Aale, Steinbeißer Quappen, Karpfen, Schleie, Brassen, Moderlieschen und andere Weißfische. Es werden für einige Fischarten Fang und Besatzstatistiken geführt, die die Angler für ihre jährlichen Besatzmengen heranziehen. In die Berechnung der jeweiligen Besatzmenge gehen folgende Kriterien mit ein: Fangmenge plus der Dunkelziffer, natürliche Verluste, Kontrolle des Stückzahlverhältnisses Friedfisch / Raubfisch der gefangenen Fische, Korpulenzfaktoren, Sichttiefen-Messungen, sowie ständige monatliche chemische Wasseranalysen und jährliche biologische Gewässeruntersuchungen, die die Sportangler-Vereinigung durchführt. 1997 belief sich der Besatz auf 145 kg dreisömmerige und 80 kg zweisömmerige Spiegelkarpfen sowie 67 kg zweisömmerige Schuppenkarpfen. Außerdem wurden 6 kg Farmaal und 50 kg Satzaal gesetzt.

Seegrund

Das Sediment des Holzsees war in allen untersuchten Tiefen (3, 5 und 6,9 m) weich und geruchlos. Es wies in 3 m Tiefe eine graubeige und in 5 sowie in 6,9 m eine dunkelgraue Färbung auf.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Holzsee wurde im Auftrag des Landesamtes von OTTO (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Der Seegrund des Holzsees war mit insgesamt 14 Arten artenarm. Die höchste Artenzahl wurde in einer Tiefe von 3 m festgestellt, da hier auch Tiere des Uferbereiches vertreten waren. Die Weigborster dominierten hier und in 5 m Tiefe mit mehr als 3000 Tieren/m², in 6,9 m waren sie nicht mehr vorhanden. In dieser Tiefe übernahm die für den Seegrund charakteristische Büschelmückenlarve *Chaoborus flavicans* mit 2642 Tieren/m² die dominierende Rolle. Die *Chironomus plumosus*-Gruppe war nur in geringer Dichte vorhanden.

Anhand der Fauna ist ein Übergang vom Uferbereich zum Seegrund nicht auszumachen, da die Arten der Tiefenzone in allen Tiefen einen hohen Anteil hatten. Die Sauerstoff- und Substratverhältnisse waren wahrscheinlich schon in 3 m vergleichsweise ungünstig, da die Litoralarten eine untergeordnete Rolle spielten.

Wegen der fehlenden Grenze zum Seegrund ist eine Bewertung nach THIENEMANN (1922) problematisch. Da der Holzsee in den untersuchten Tiefen eine vergleichsweise geringe Besiedelung aufwies und die *Chironomus plumosus*-Gruppe in geringer Dichte vorhanden war, *Chaoborus flavicans* an der tiefsten Stelle jedoch dominierte, ist er als stark eutropher Flachsee einzustufen, der sich möglicherweise im Übergang zu einem polytrophen Gewässer befindet.

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Der **See** wird durch eine Sportangler-Vereinigung bewirtschaftet. Diese befährt den See mit bis zu 10 Ruderbooten.

Am **Westufer** ist ein und am **Ostufer** sind zwei Stege vorhanden. Des Weiteren befindet sich je eine kleine Badestelle am Nordwest- und am Ostufer, diese sind 1 m beziehungsweise 2 m breit. Insgesamt vier Viehtränken, die Breiten zwischen 5 und 30 m aufweisen, gibt es am Westufer.

Das **Einzugsgebiet** des Sees wird zu gut 66 % landwirtschaftlich, ganz überwiegend als Acker, genutzt. Der Waldanteil liegt mit über 23 % sehr hoch. Die einzige bebaute Fläche im Einzugsgebiet ist das Vereinshaus der Sportangler-Vereinigung. Die Zahl der Großvieheinheiten lag bei durchschnittlich 0,7 GVE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

Der Holzsee wird nur durch das gereinigte **Abwasser** aus der Kläranlage vom Vereinshaus der Sportangler-Vereinigung belastet.

Belastungssituation des Sees

Aufgrund der **Flächennutzung** und der **Abwasserbeseitigung** im Einzugsgebiet sowie der **Niederschlagsbeschaffenheit** werden im folgenden stellvertretend für viele andere Stoffe die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Holzsee grob abgeschätzt (Abb. 27 und Tab. 9).

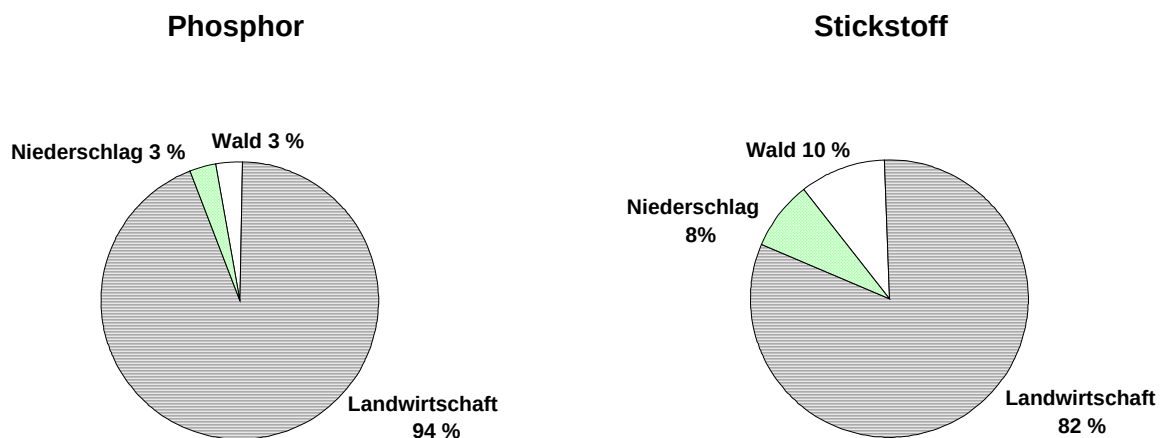


Abb. 27: Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Holzsee

Tab. 9: Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Holzsee aus verschiedenen Quellen (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

Flächennutzung	(ha) bzw. Stück	(kg/ha-a) P bzw. (kg/GVE-a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/ha-a) N bzw. (kg/GVE-a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Acker	113	0,5	57	20	2260
Grünland	7	0,2	1	10	70
Großvieheinheiten	80	0,2	16	0,9	72
Wald	41	0,05	2	7	287
Siedlung		0,75	0	13	0
Gewässer	20		0		0
sonstiges			0		0
Summe (ha)	181		76		2689

Niederschlag auf die Seefläche	20	0,12	2	11,6	232
-----------------------------------	----	------	---	------	-----

Punktquellen	EW	(kg/EW-a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/EW-a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Abwasser	0,5	0,3	0,2	3	2
Summe			0,2		2

Gesamteintrag in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	79	2923
bezogen auf die Seefläche (g/a·m²)	0,39	15
Gesamtaustrag aus dem Landeinzugsgebiet (kg/a·ha Landfläche) (ohne Niederschlag auf die Seefläche)	0,47	17

Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 79 kg/a Phosphor und bei über 2,9 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (94 % beim Phosphor und 82 % beim Stickstoff) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Das gereinigte Abwasser vom Vereinshaus der Sportangler-Vereinigung macht mit 0,2 kg/a nicht einmal 1 % der Phosphor-Belastung aus.

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KERÉKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des Wasseraustausches die zu erwartende Phosphor-Konzentration im See abschätzen:

$$P_E = \frac{L * T_W}{z (1 + \sqrt{T_W})}$$

P_E : = erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
 L : 0,39 = jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m²)
 T_W : 1,3 = theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
 z : 3,7 = mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{0,39 * 1,3}{3,7 (1 + 1,1)} = 0,06 \text{ mg/l P}$$

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphor-Konzentration im See liegt mit 0,06 mg/l P höher als die tatsächlich im Frühjahr gemessene Konzentration von 0,026 mg/l P. Auch die festgestellten Sommerwerte, die maximal bei 0,047 mg/l P lagen, befanden sich unter dem errechneten Wert. Durch eine kürzere Wasseraufenthaltszeit aufgrund des nicht berücksichtigten Grundwasserzustroms würden sich die zu erwartende Phosphor-Konzentration nach VOLLENWEIDER und die vor Ort gemessene Phosphor-Konzentration annähern. Weiterhin wird das Wasser im See durch das Grundwasser verdünnt und so kommt es hinsichtlich des Phosphorgehaltes zu einer Verbesserung der Wasserqualität.

Bewertung

Der Holzsee hat aufgrund seines kleinen Einzugsgebietes im Vergleich zur Seefläche und zum Seevolumen gute Voraussetzungen für einen nährstoffarmen Zustand, allerdings begünstigt die geringe Seetiefe nährstoffreichere Verhältnisse.

Tatsächlich war der See im Untersuchungszeitraum schwach eutroph.

Die abgeschätzte Phosphor-Belastung des Sees lag mit 0,39 g/a·m² Seefläche unter der mittleren Phosphor-Belastung schleswig-holsteinischer Seen von 0,53 g/a·m² Seefläche.

Der Stoffhaushalt des Sees ist durch ein Ungleichgewicht von Produktion und Abbau geprägt, das zu hohen Sauerstoffdefiziten im Tiefenwasser während des Sommers führt und den Seegrund als Lebensraum für Pflanzen und Tiere stark einschränkt. Der Seegrund wies nur 14 Tierarten auf, und ist somit als artenarm anzusehen. Durch die ungünstigen Sauerstoff- und Substratverhältnisse spielen die Tiere des Uferbereiches wahrscheinlich schon in 3 m Tiefe eine untergeordnete Rolle. Die weitgehende Sauerstofffreiheit des Tiefenwassers bedingt Nährstofffreisetzung aus dem Sediment, die sich wegen der nur schwachen Schichtung des Sees auch im oberflächennahen Wasser auswirkt. Die Chlorophyll a Werte zwischen 8 und 20 µg/l wiesen auf eine mäßige Produktion des Phytoplanktons hin. Das Phytoplankton konnte nicht von den kleinen Filtrierern des Zooplanktons im genügenden Umfang dezimiert werden. Diese sind allerdings in der Lage, Bakterien effizient zu nutzen. Die eutrophen Verhältnisse im See werden weiter durch die Zooplanktonarten *Anuraeopsis fissa* und *Keratella cochlearis fa. tecta* angezeigt. Im Frühsommer und Sommer traten die für eutrophe Seen typischen Blaualgen auf. Die submerse Vegetation war artenreich, aber nur sehr spärlich ausgebildet, da meistens nur Einzelpflanzen nachgewiesen werden konnten. Lediglich das eutraphente Rauhe Hornblatt *Ceratophyllum demersum*, das in Massenbeständen im Süden des Sees auftrat, bildete hiervon eine Ausnahme. Einer der limitierenden Faktoren für die Entwicklung der Unterwasservegetation ist die nicht sehr große Sichttiefe von durchschnittlich 1,3 m.

Bemerkenswert ist der fast geschlossene Schwimmblattgürtel, der am Südufer sogar eine Breite von 100 m erreicht. Der Röhrichtgürtel ist ebenfalls fast geschlossen und ungestört.

Nach LAW (1998) ist der potentiell natürliche Zustand des Holzsees schwach eutroph (e1). Mit diesem Bewertungsansatz errechnet sich aufgrund der Untersuchungsergebnisse für das Untersuchungsjahr ein Istzustand von schwach eutroph (e1). Somit ergibt sich für den Holzsee die Bewertungsstufe 1, das heißt, Istzustand und Referenzzustand stimmen überein. Es ist aber sinnvoll die Nährstoffeinträge in den See zu reduzieren, um die Sauerstoffdefizite in der Tiefe zu verhindern.

Empfehlungen

Da sich der See in einem recht guten Zustand befindet, sind vor allem Erhaltungsmaßnahmen zu ergreifen. Entsprechend dem hohen Anteil der Landwirtschaft an der Belastung des Sees sind zur präventiven Entlastung des Holzsees in erster Linie Maßnahmen in diesem Bereich erfolgversprechend. Hierbei sollte vordringlich die Nutzung der Flächen in der Nähe des Sees und seiner Zuläufe berücksichtigt werden. Dort könnte eine Umwandlung von Acker in Grünland eine erhebliche Reduzierung der Phosphor- und Stickstoffeinträge in den See bedeuten. Weiterhin sollte geprüft werden, ob es Erosionsrinnen in den seenahen Waldbereichen gibt, über die Material von den angrenzenden Äckern in den See gelangt.

Zu dem in der Vergangenheit erfolgten Fischbesatz ist folgendes anzumerken: Aufgrund der Binnenfischereiordnung dürfen die eingesetzten Fische nicht größer als das Mindestmaß sein. Das bedeutet, ein Besatz ist nur mit zweisömmerigen oder kleinen dreisömmerigen Karpfen (bis zu einem Gewicht von 1200 g/Tier) möglich. Im See soll ein Biomassenzuwachs erfolgen und nur der Ertrag, nicht der Besatz, soll abgefischt werden. Die übliche Besatzmenge für Karpfen liegt bei 10 K2/ha, die für Aal bei 400 g Farmaal/ha oder 1 kg Satzaal/ha jährlich. Bei einem zukünftigen Besatz des Holzsees sollte daher eine Menge von insgesamt 200 Karpfen (160-240 kg) und 8 kg Farmaal beziehungsweise 20 kg Satzaal jährlich nicht überschritten werden.

In einem Gewässer kann ein hoher Bestand an Weißfischen einen Eingriff in dieses Ökosystem bedeuten, der das gesamte Nahrungsnetz negativ beeinflussen und zu größerer Wassertrübe führen kann, da durch die Weißfische das Zooplankton verringert wird und dies dann nicht mehr das Phytoplankton in genügendem Maße dezimiert.

Kleiner Pönitzer See (Untersuchungsjahr 1999/2000)

Topographische Karte (1 : 25.000):	1930
Flusssystem:	Gösebek, Ostsee
Kreis:	Ostholstein
Gemeinde:	Scharbeutz
Eigentümer:	Land Schleswig-Holstein
Pächter:	Gewerblicher Fischer
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	441336 - 441894
Hochwerte:	598825 - 599808
Höchster Wasserstand (Abflussjahr 1999/2000) (m ü.NN):	19,10
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 1999/2000) (m ü.NN):	18,94
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 1999/2000) (m ü.NN):	18,76
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km ²):	17,84
Größe des oberirdischen Teileinzugsgebiets (km ²):	1,61
Seefläche (km ²):	0,18
Seevolumen (m ³) bei 19,00 m ü.NN:	860.000
Maximale Tiefe (m):	8,9
Mittlere Tiefe (m):	4,8
Uferlänge (km):	2,1
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a):	0,2
(bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/s·km ²)	
Umgebungsarealfaktor (m ² /m ²):	98,1 (Teileinzugsgebiet: 0,6)
Umgebungsvolumenfaktor (m ² /m ³):	20,5 (Teileinzugsgebiet: 1,7)
Uferentwicklung:	1,4
Hypolimnion/Epilimnion (m ³ /m ³):	0,27
Mischungsverhalten:	im Sommer stabil geschichtet

Entstehung

Der Kleine Pönitzer See liegt in einem eiszeitlichen Tunneltal, das sich vom Großen über den Kleinen Pönitzer See und den Taschensee zum Süseler See hinzieht (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT 1997).

Einzugsgebiet und Morphologie des Sees

Der Kleine Pönitzer See (Abb. 1) liegt im Östlichen Hügelland, westlich von Scharbeutz im Kreis Ostholstein. Der See wird von landwirtschaftlicher Nutzfläche umgeben. Im Süden, zwischen Kleinem und Großem Pönitzer See, grenzt die Ortschaft „Pönitz am See“ an.

Die umgebenden Böden des südlichen Teileinzugsgebiets sind überwiegend sandig, im Einzugsgebiet des Taschensees und des Süseler Sees dominiert Geschiebemergel und Geschiebelehm, Niedermoorböden sind ebenfalls häufig.

Der Kleine Pönitzer See bildet den Mittelpunkt einer Seenkette und erhält Zufluss aus dem südlich gelegenen Großen Pönitzer See sowie aus dem nördlich gelegenen Taschensee, der seinerseits mit dem Süseler See verbunden ist, und einem kleinen im Nordwesten einmündenden Zulauf (Abb. 29). Sowohl der nordwestliche als auch der Zulauf aus dem Großen Pönitzer See zeigten während des Untersuchungszeitraums kaum Abflüsse.

Der Ablauf erfolgt im Osten über den Hüttenteich und die Gösebek in die Ostsee. Die Abflussmengen des Kleinen Pönitzer Sees, aber auch der ihn speisenden Seen, sind durch Wehre reguliert. Das Gesamteinzugsgebiet ist zwar recht groß (Umgebungsarealfaktor 98), die angrenzenden Seen wirken jedoch als "Vorklärbecken". Der See ist also im wesentlichen von der Qualität der angrenzenden Seen, insbesondere des Taschensees, abhängig, in den mit dem Süseler See 73 % des gesamten Einzugsgebietes (Tab. 10) entwässern und aus dem die Hauptmenge des Zuflusswassers kommt.

Tab. 10: Untergliederung des Einzugsgebietes des Kleinen Pönitzer Sees in Teileinzugsgebiete

Einzugsgebiet des Taschensees incl. Süseler See	13,09 km ²	73 %
Einzugsgebiet des Großen Pönitzer Sees	3,14 km ²	18 %
Teileinzugsgebiet des Kleinen Pönitzer Sees	1,61 km ²	9 %
Gesamteinzugsgebiet des Kleinen Pönitzer Sees	17,84 km²	100 %

Der Ablauf aus dem Kleinen Pönitzer See, der ebenfalls künstlich beeinflusst wird, führte während des Beobachtungszeitraums 1999 ganzjährig Wasser, allerdings waren die Abflussmengen von Juli bis Oktober sehr gering (Abb. 28). Mit nur 0,2 Jahren theoretischer Aufenthaltszeit ist der Wasseraustausch im Kleinen Pönitzer See sehr hoch.

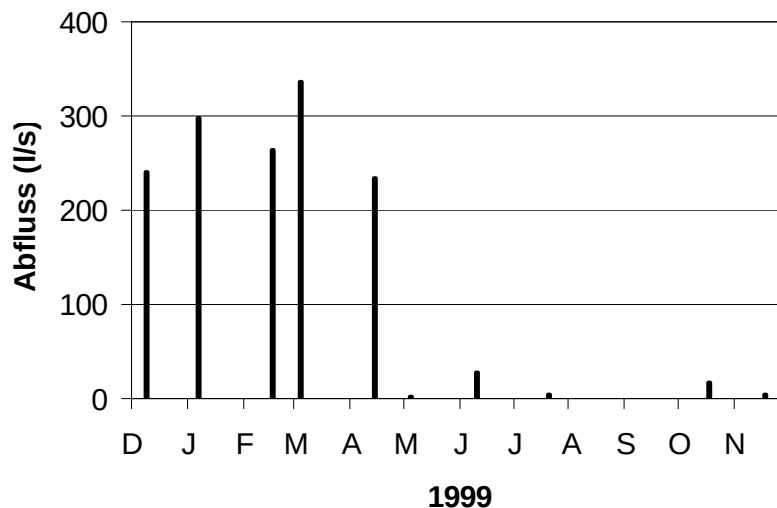


Abb. 28: Abflussmengen am Ablauf des Kleinen Pönitzer Sees im Abflussjahr 1999 (Einzelmessungen)

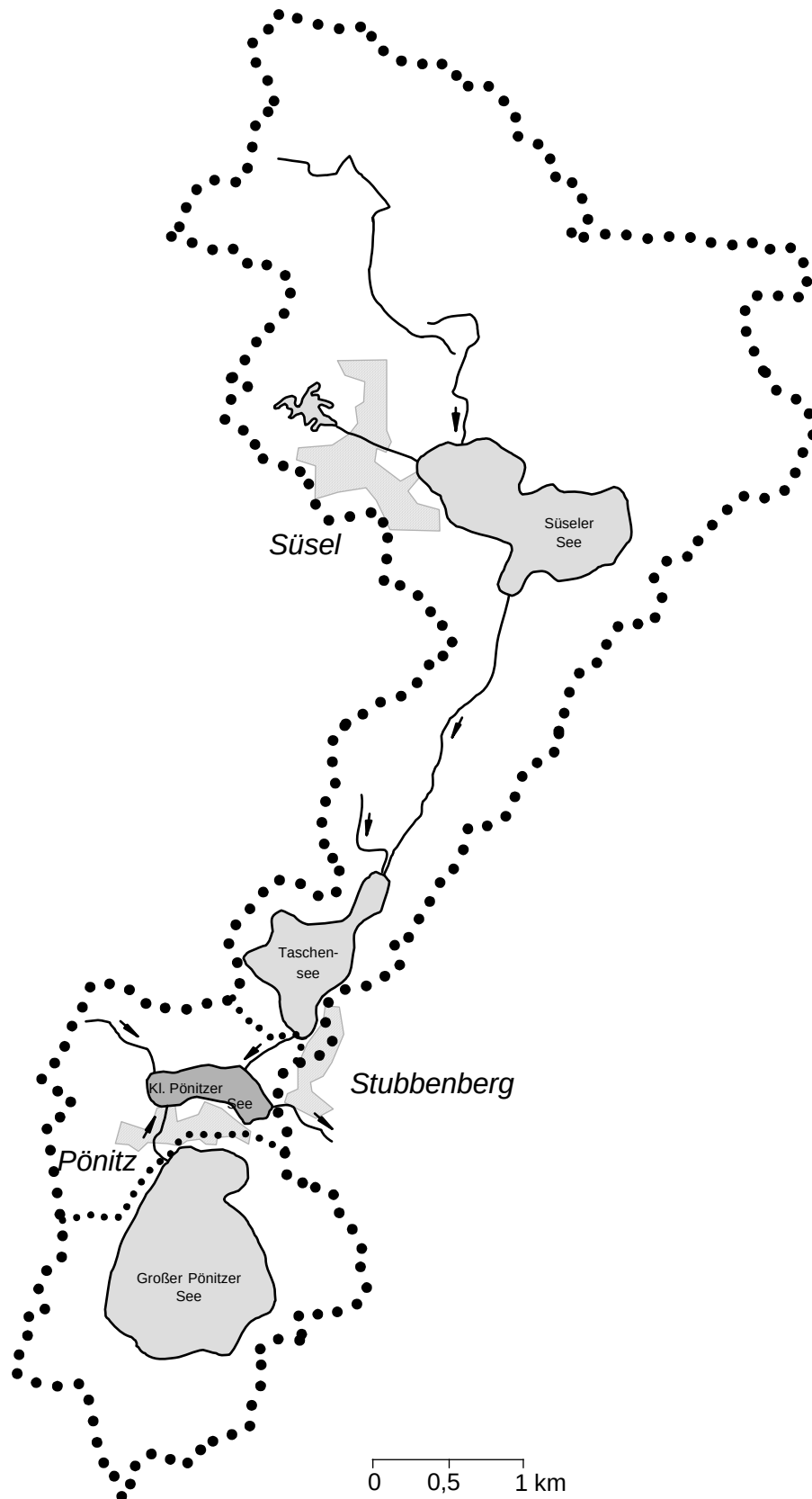


Abb. 29: Einzugsgebiet des Kleinen Pönitzer Sees und seine Gliederung

Die Seespiegelschwankungen (Abb. 30) sind unregelmäßig, die maximale Schwankung über die Abflussjahre 1999 und 2000 betrug 34 cm.

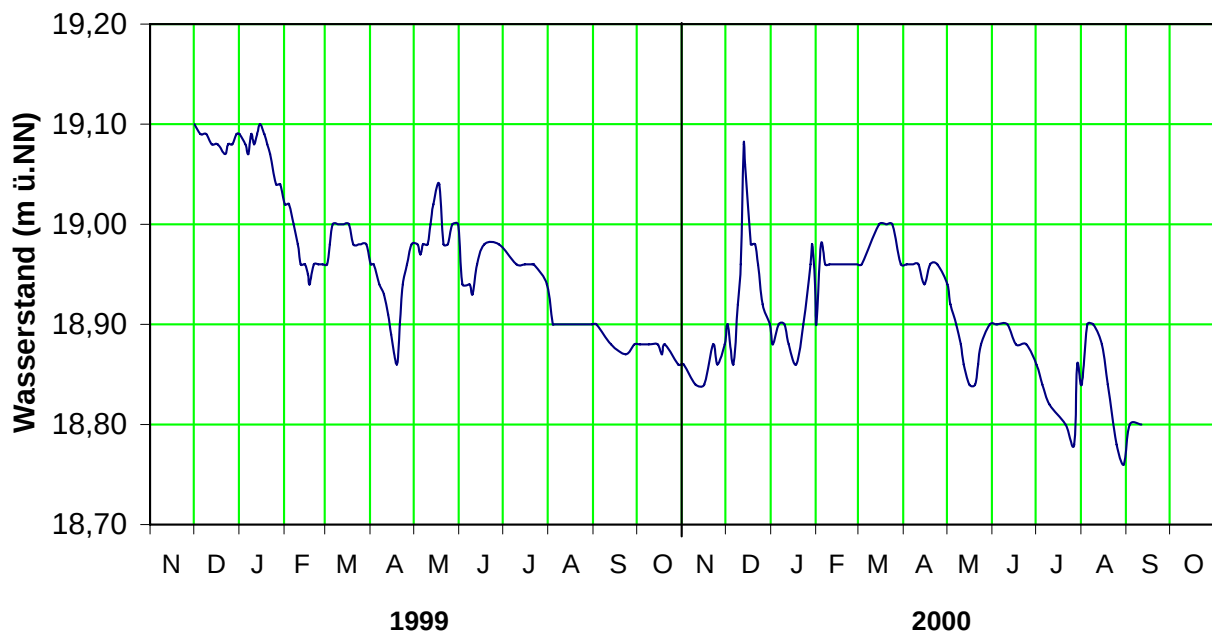


Abb. 30: Seewasserstände (m ü.NN) im Kleinen Pönitzer See (Einzelmessungen)

Das ungegliederte Becken des Kleinen Pönitzer Sees erstreckt sich länglich-oval in Ost-West-Richtung, Nord- und Südufer sind verhältnismäßig steil (Abb. 31). Die tiefste Stelle (knapp 9 m) befindet sich im östlichen Bereich.

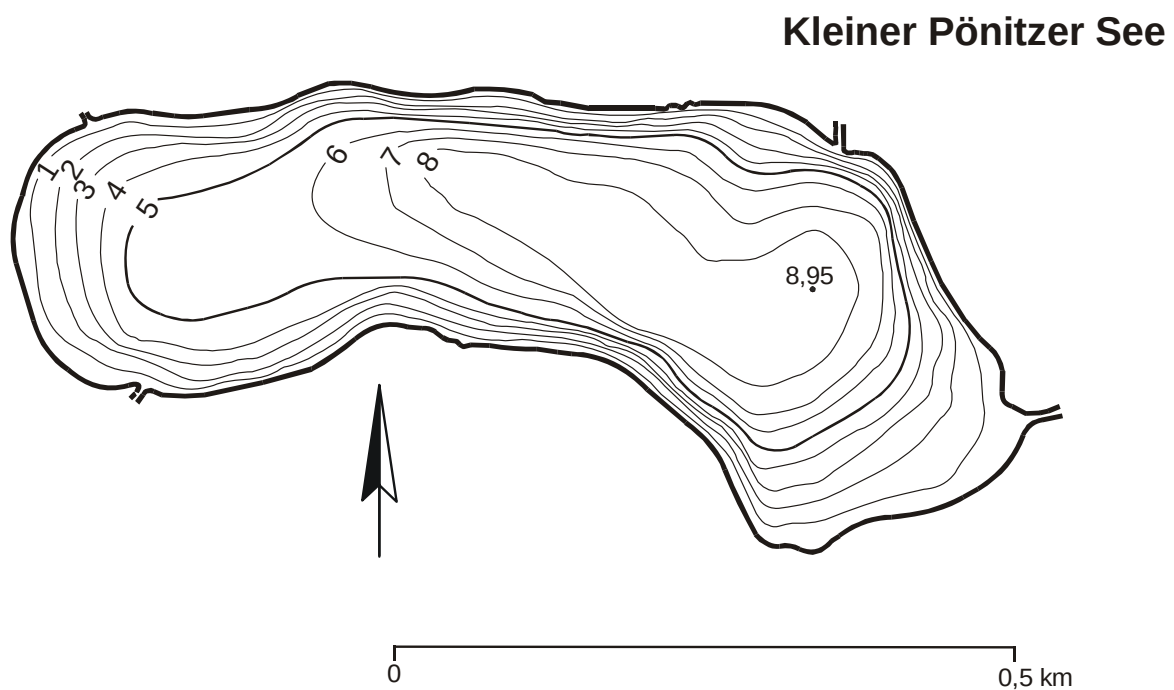


Abb. 31: Tiefenplan des Kleinen Pönitzer Sees

Der See weist eine nur relativ schwach ausgebildete Temperaturschichtung auf, das Volumen des Epilimnions ist etwa viermal so groß wie das des Hypolimnions, so dass der See von seiner Morphometrie her Voraussetzungen für einen produktiven Zustand besitzt.

Ufer

Die Ufervegetation des Kleinen Pönitzer Sees wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (1999) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Der Kleine Pönitzer See ist zu etwa zwei Dritteln von einem schmalen Saum von **Ufergehölzen** umgeben, die am Nord- und Nordostufer über weite Strecken fehlen. In den flacheren Bereichen des Nordwest- und Südostufers grenzen mehrere kleine Erlenbrüche an, landseitig schließt sich im Nordwesten artenreiches Feuchtgrünland an, in dem die nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins (MIERWALD & BELLER 1990) gefährdete Sumpf-Sternmiere *Stellaria palustris* vorkommt.

Der **Röhrichtgürtel** des Sees ist relativ geschlossen und besitzt in den flacheren Seeteilen eine Ausdehnung bis zu 40 m. Vor der Ortschaft Pönitz am See ist das Röhricht durch Stege und vereinzelt durch Uferbefestigungen gestört. Durch Beschattung und steile Ufer ist hier wie auch am Nordufer die Bestandtiefe nur gering. Das sonst vorherrschende Schilf *Phragmites australis* wird teilweise durch andere Arten wie Kalmus *Acorus calamus*, Wasserschwaden *Glyceria maxima* oder Ästigen Igelkolben *Sparganium erectum* ersetzt. 2002 zeigte das Röhricht in einigen Bereichen, so vor der Ortschaft, wasserseitig eine zerlappte Front, die auf Schilfrückgang hindeutet.

Eine **Schwimtblattzone** mit Gelber Teichrose *Nuphar lutea* und Weißer Seerose *Nymphaea alba* ist am Kleinen Pönitzer See nur auf etwa einem Viertel der Uferlinie in windgeschützten Lagen ausgebildet.

Unterwasserpflanzen kommen bis zu einer Wassertiefe von 2 bis 3 m vor. Mit insgesamt 18 Arten, davon drei Arten Armleuchteralgen, ist die Unterwasservegetation artenreich, wobei mit Kammlaichkraut *Potamogeton pectinatus*, Spreizendem Hahnenfuß *Ranunculus circinatus* und Teichfaden *Zanichellia palustris* allerdings Nährstoff liebende Arten dominierten. In schattigen Bereichen bildete das gefährdete Quellmoos *Fontinalis antipyretica* dichte Bestände. Weitere gefährdete Arten waren das Spiegelnde Laichkraut *P. lucens*, das Stachelspitzige Laichkraut *P. friesii* und das Zwerglaichkraut *P. pusillus*. Im Flachwasserbereich am Nord- und Ostufer bildete die nach der Roten Liste der Armleuchteralgen Schleswig-Holstein (GARNIEL & HAMANN in Vorb.) gefährdete Gegensätzliche Armleuchteralge *Chara contraria* dichte Bestände, in denen sich vereinzelt die stark gefährdete Knäuel-Armleuchteralge *Tolypella glomerata* und die Zerbrechliche Armleuchteralge *Chara globularis* fanden. Durch ihren Artenreichtum und die große Anzahl gefährdeter Arten ist die Tauchblattvegetation des Kleinen Pönitzer Sees von landesweiter Bedeutung.

Die Tauchblattpflanzen waren im Hochsommer sichtbar von Aufwuchsalgen bewachsen.

Freiwasser

Durch seine relativ geringe Tiefe und die Lage in Hauptwindrichtung war die sommerliche Temperaturschichtung im Kleinen Pönitzer See nur relativ schwach ausgeprägt, die Sprungschicht sank bis August auf etwa 7 m und löste sich kurz darauf vermutlich bereits auf. (Abb. 32).

Mit einer Säurekapazität um 3,5 mmol/l war der See gut gepuffert und mit 68 mg/l Calcium kalkreich. Die mit etwa 54 mS/m erhöhte Leitfähigkeit deutet auf den hohen Stoffaustrag aus dem Einzugsgebiet.

Mit Gesamtposphorkonzentrationen von 0,06 mg/l P und Gesamtstickstoffkonzentrationen um 1,7 mg/l N im Frühjahr lagen die Nährstoffkonzentrationen im Pönitzer See im mittleren Bereich. Während der Phosphor schon im März bereits vollständig organisch gebunden war, lag der Stickstoff zu einem großen Teil als Nitrat vor, das vermutlich aus den landwirtschaftlichen Flächen ausgeschwemmt worden war (Abb. 33).

Hohe Chlorophyll a-Konzentrationen, vor allem im März (fast 30 µg/l) und im August (über 40 µg/l), zeigten bei Sichttiefen zwischen 1,1 und 2,7 m die effektive Umsetzung in Phytoplanktonbiomasse an.

Die absinkende Phytoplanktonbiomasse führte bereits im Juni zu einem starken Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser, das ab 7 m Wassertiefe bereits nahezu sauerstofffrei war. Die sauerstofffreie Zone stieg bis Juli bis auf 5 m an und verlagerte sich dann im August mit beginnender Auflösung der Temperaturschichtung wieder in eine größere Tiefe (Abb. 32).

Im Tiefenwasser führte die abgestorbene, sauerstoffzehrende Biomasse zu einer Anreicherung von Phosphor und Stickstoff. Beim Abbau der Biomasse wurden nicht nur Sauerstoff und Nitrat schon im Juni völlig aufgezehrt, es kam auch zur Sulfatatmung, die an der Differenz der Sulfatkonzentrationen zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser und im Tiefenwasser zwischen den einzelnen Terminen, besonders zum August, deutlich wurde. Die mit der Sulfatatmung verbundene Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment führte zusätzlich zu der Freisetzung aus sedimentierter Biomasse im Tiefenwasser zu PO_4 -Konzentrationen von über 0,6 mg/l P. Die Ammoniumkonzentrationen im Tiefenwasser lagen mit über 2,5 mg/l N ebenfalls sehr hoch. Die Zunahme des Gesamtposphors im Epilimnion im August zeigt, dass der im Tiefenwasser akkumulierte Phosphor zu diesem Zeitpunkt bereits teilweise in die produktive Zone verfrachtet wurde, da sich das Epilimnion nach unten verlagert hatte. Er konnte damit zu einer weiteren Steigerung der Primärproduktion beitragen.

Das **Plankton** des Kleinen Pönitzer Sees wurde im Auftrag des Landesamtes von SPETH (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind ihrem Bericht entnommen.

Das Phytoplankton bestand im März, wie für diese Jahreszeit typisch, aus Kieselalgen, wobei pennate Formen (*Asterionella formosa*, *Diatoma* sp.) dominierten. Zooplankton trat kaum auf. Während im Phytoplankton im Juni weiterhin Kieselalgen vorherrschten, setzte sich das Zooplankton jetzt überwiegend aus Rädertieren (überwiegend *Keratella cochlearis* begleitet von *K. quadrata*, *Synchaeta* sp. und *Trichocerca similis*) zusammen, an größeren Formen traten *Daphnia* spp. in geringen Dichten auf. Im Juli und August war das Phytoplankton mit verschiedenen Arten von Dinoflagellaten und Grünalgen artenreich, wurde jedoch von Blaualgen dominiert, wobei im Juli *Limnothrix* sp., im August *Microcystis* spp. vorherrschten. Größeres Zooplankton blieb weiterhin selten.

Der Kleine Pönitzer See wurde im Rahmen der Erstellung eines Fischartenkatasters des Amtes für ländliche Räume Kiel, Abteilung Fischerei, mit Elektrogeräten und Stellnetzen befischt. Die häufigsten Fische waren Flussbarsch und Plötze. Weiterhin kamen Aal, Hecht, Quappe und Moderlieschen vor.

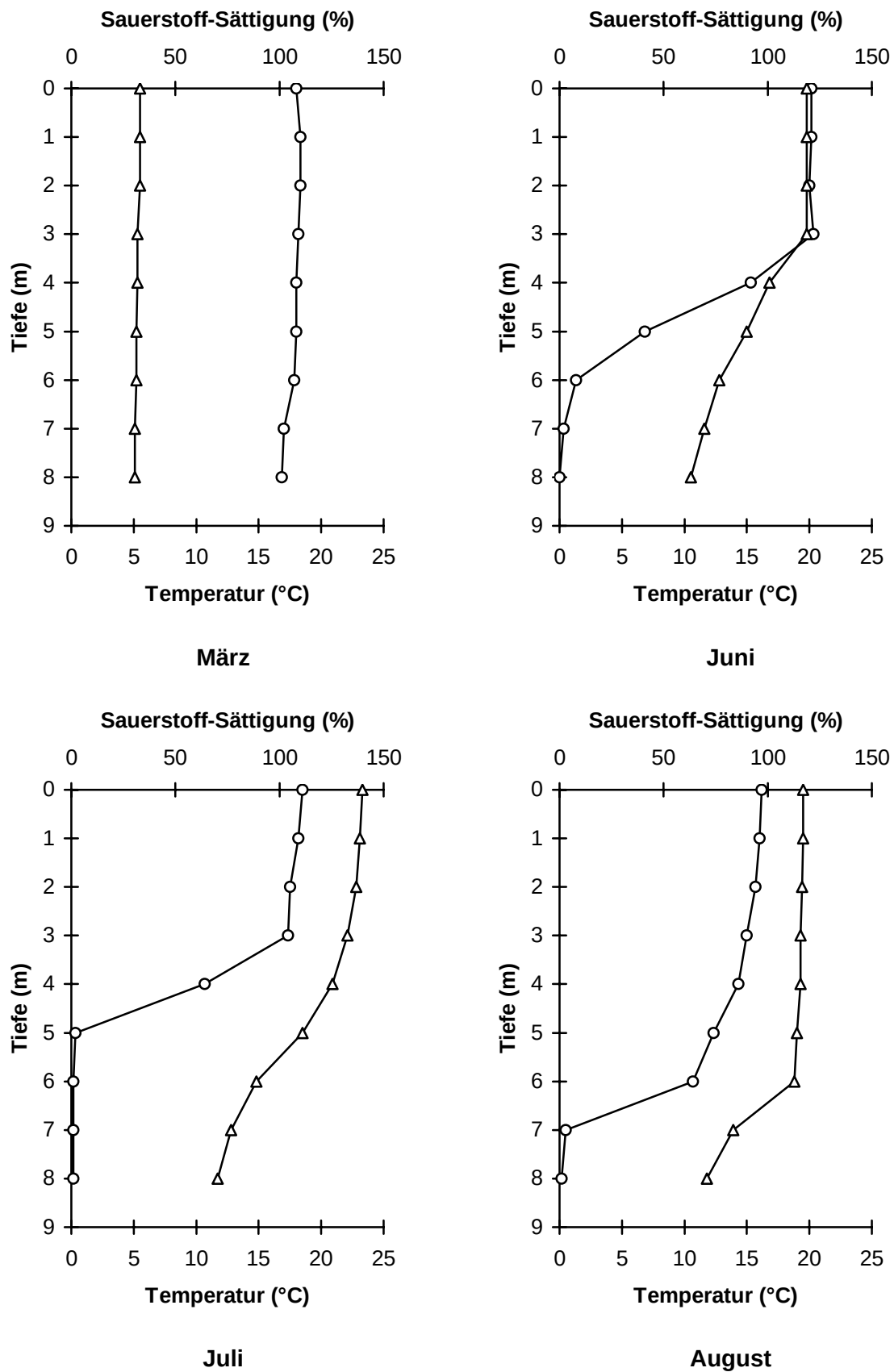


Abb. 32: Tiefenprofile von Temperatur (°C) und Sauerstoff-Sättigung (%) im Kleinen Pönitzer See im Frühjahr und Sommer 1999; Temperatur Δ Sauerstoff $\circ$

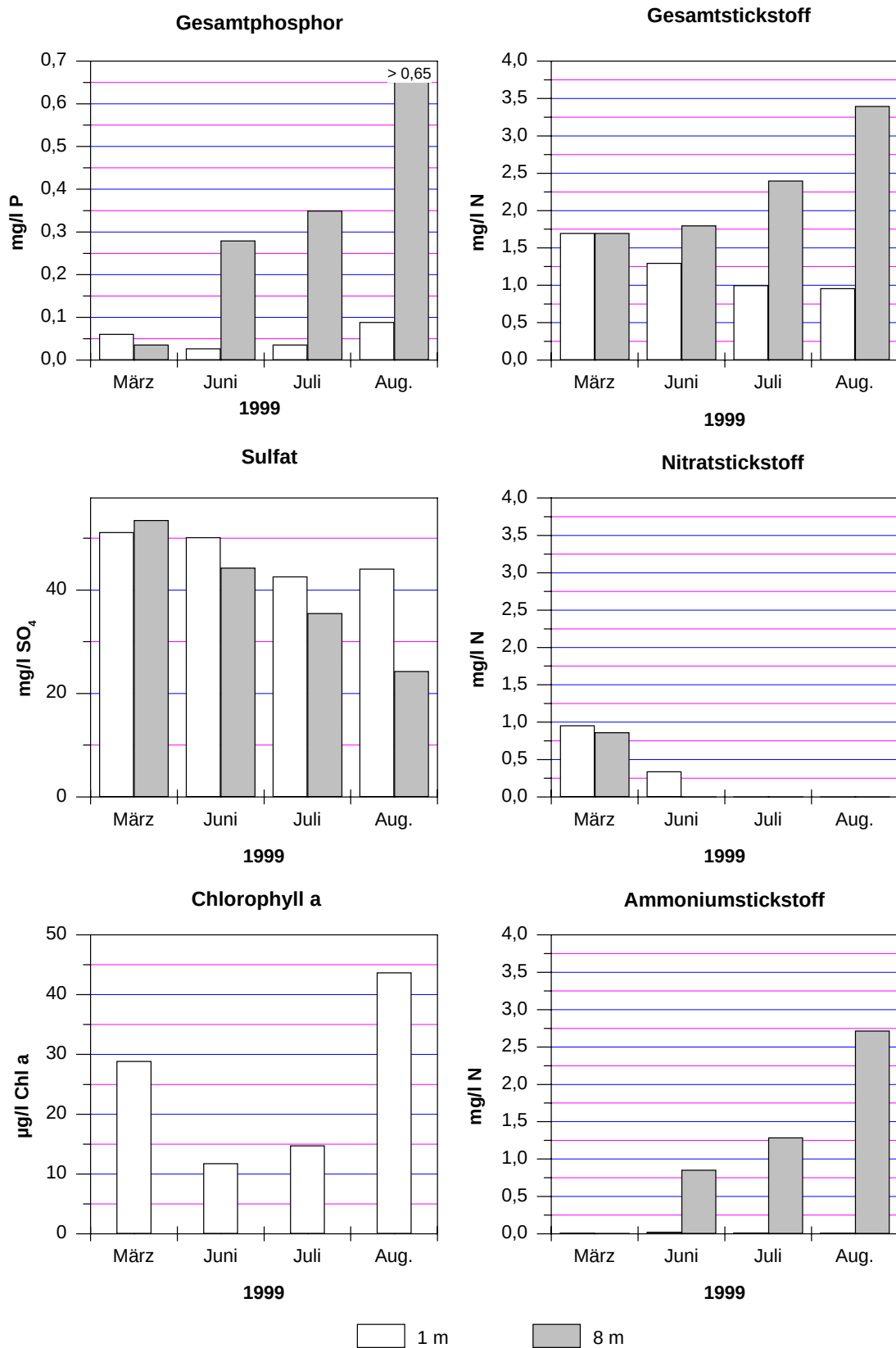


Abb. 33: Phosphor (mg/l) und verschiedene Stickstofffraktionen (mg/l) sowie Chlorophyll a (µg/l) und Sulfat (mg/l) in den verschiedenen Probetiefen im Kleinen Pönlitzer See 1999 (beim Phosphor liegt für den August nur die Teilfraktion Phosphat-Phosphor vor)

Seegrund

Das Sediment im Kleinen Pönitzer See wurde durch graubraunen Schlamm weicher Konsistenz gebildet. In 9 m Tiefe wurde schwacher Geruch nach Schwefelwasserstoff festgestellt.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Kleinen Pönitzer See wurde im Auftrag des Landesamtes von OTTO (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Der See wurde in 5, 7 und 8,9 m Wassertiefe beprobt. In 5 und 7 m Tiefe dominierten mit über 3000 Tieren/m² Wenigborster, darüber hinaus waren Büschelmückenlarven *Chaoborus flavicans* und Zuckmückenlarven der *Chironomus-plumosus*-Gruppe sowie die freilebende Zuckmückenlarve *Procladius* sp. am häufigsten. An der tiefsten Stelle herrschten mit Individuendichten von 5700 Tieren/m² Büschelmückenlarven vor, mit *Procladius* sp. (290 Tiere/m²) und Vertretern der *Chironomus-plumosus*-Gruppe (710 Tiere/m²) kamen jedoch auch noch Zuckmückenlarven vor.

Wegen der geringen Tiefe des Kleinen Pönitzer Sees ist eine Bewertung nach THIENEMANN (1922) problematisch. Das Vorkommen von Zuckmückenlarven der *Chironomus-plumosus*-Gruppe in allen Tiefen und die Dominanz von *Chaoborus* an der tiefsten Stelle, die die ungünstigen Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser anzeigt, weisen jedoch auf einen stark produktiven Zustand hin.

Da das besser sauerstoffversorgte Epilimnion im Kleinen Pönitzer See einen relativ großen Raum einnimmt, scheint die Benthosbesiedlung in diesen Bereichen zumindest quantitativ vergleichsweise gut zu sein.

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Der Kleine Pönitzer See wird durch Ausweitung des Landschaftsschutzgebiets "Pönitz-Klingenberg Kurgebiet" zum LSG "Pönitzer Seenplatte und Haffwiesen" Teil dieses Landschaftsschutzgebiets werden. Das LSG befindet sich derzeit im Ausweisungsverfahren.

Der Kleine Pönitzer **See** wird durch einen Berufsfischer bewirtschaftet. Privates Angeln ist nach dem Erwerb eines Erlaubnisscheins vom Ufer aus gestattet.

Offizielle Badestellen sind nicht ausgewiesen, am östlichen **Nordufer** befindet sich aber eine kleine inoffizielle Badestelle. Die 13 Stege, die sich in der Ortschaft „Pönitz am See“ am Südufer befinden, sind überwiegend ungenehmigt.

Das **Teileinzugsgebiet** des Kleinen Pönitzer Sees wird zu gut 78 % landwirtschaftlich, ganz überwiegend als Acker, genutzt. Der Waldanteil liegt mit nur 2,5 % sehr niedrig. Etwa 8 % des Einzugsgebietes sind bebaut. Die Zahl der Großvieheinheiten lag bei durchschnittlich knapp 0,48 GVE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

Häusliches **Abwasser** erhält der See nicht. Aus dem Ort „Pönitz am See“ wird Regenwasser eingeleitet.

Belastungssituation des Sees

Die Belastungssituation des Kleinen Pönitzer Sees ergibt sich aus der Belastung aus dem direkten Einzugsgebiet (Tab. 12) sowie aus der Fracht der aus den beiden anderen Seen kommenden Zuflüsse (Tab. 11). Dabei können Süseler See und Taschensee sowie Großer Pönitzer See als "Vorklärbecken" wirken, da ein Teil der in Biomasse gebundenen Nährstoffe hier sedimentieren kann, bevor sie mit den Abflüssen den Kleinen Pönitzer See erreichen. Im Folgenden werden daher der Austrag aus diesen Seen mit Hilfe der Frühjahrskonzentrationen von Phosphor und Stickstoff in diesen Seen und einer geschätzten Abflusssspende von 10 l/s·km² berechnet.

Tab. 11: Stoffausträge aus dem Taschensee und dem Großen Pönitzer See (Abschätzung)

	Taschensee		Großer Pönitzer See	
	Phosphor	Stickstoff	Phosphor	Stickstoff
Frühjahrskonzentration (mg/l)	0,042*	2,3*	0,031**	0,78**
Fracht (mg/s·km ²) für 10 l/s·km ²	0,42	23	0,3	7,8
Einzugsgebiet (km ²)	13,09		3,14	
Stoffaustrag (mg/s)	5,5	301	0,9	24
Stoffaustrag (kg/a)	173	9492	28	757

* Frühjahrswert 1995

(LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT 1999)

**Frühjahrsmittelwert 1998 bis 2000

(LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT 1999a, 2000a, 2001c)

Demnach gelangen aus dem Großen Pönitzer See jährlich etwa 28 kg Phosphor und 757 kg Stickstoff, aus dem Taschensee etwa 173 kg Phosphor und 9,5 t Stickstoff in den Kleinen Pönitzer See.

Die im Rahmen des Seenkurzprogrammes 1995 (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT 1999a) abgeschätzten Einträge in den Taschensee lagen bei etwa 500 kg/a P und 12,5 t/a N, die für den Großen Pönitzer See 1994/95 (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT 1997a) berechneten bei etwa 130 kg/a P und 3,7 t/a N. Es kann also davon ausgegangen werden, dass diese Gewässer den Kleinen Pönitzer See sowohl bezüglich des Phosphors (325 bzw. 100 kg/a P) als auch bezüglich des Stickstoffs (etwa 3 t/a N für beide Seen) deutlich entlasten.

Die zusätzlichen Phosphor- und Stickstoffeinträge aus dem direkten Einzugsgebiet des Kleinen Pönitzer Sees werden im Folgenden aufgrund der **Flächennutzung** und der **Abwasserbeseitigung** im Teileinzugsgebiet sowie der **Niederschlagsbeschaffenheit** grob abgeschätzt (Abb. 34 und Tab. 12).

Die Einträge aus dem Teileinzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 80 kg/a Phosphor und bei 2,7 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (etwa 85 %) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Die Abwasserbeseitigung spielt im Teileinzugsgebiet keine Rolle für die Phosphorbelastung, „Pönitz am See“ ist bereits seit etwa 1980 an die zentrale Entsorgung des Zweckverbandes Ostholstein angeschlossen. Rund 12 % des Phosphoreintrags kommen aus der besiedelten Fläche.

Tab. 12: Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Kleinen Pönitzer See aus verschiedenen Quellen des Teileinzugsgebietes (ohne Einzugsgebiete Taschensee/Süseler See, Großer Pönitzer See) (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

Flächennutzung	(ha) bzw. Stück	(kg/ha·a) P bzw. (kg/GVE·a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/ha·a) N bzw. (kg/GVE·a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Acker	102	0,5	51	20	2040
Grünland	23	0,2	5	10	230
Großvieheinheiten	61	0,2	12	0,9	55
Wald	4	0,05	0	7	28
Siedlung	13	0,75	10	13	169
Gewässer	18		0		0
Sonstiges			0		0
Summe (ha)	160		78		2542

Niederschlag auf die Seefläche	18	0,12	2	11,6	209
-----------------------------------	----	------	----------	------	------------

Eintrag aus dem Teileinzugsgebiet in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	80	2751

Der gesamte Eintrag in den Kleinen Pönitzer See ergibt sich aus der Summe der Stoffeinträge aus seinem eigenen Teileinzugsgebiet (Tab. 12), aus dem Großen Pönitzer See und aus dem Taschensee (Tab. 11). Der Phosphoreintrag beträgt insgesamt 280 kg/a Phosphor und 13 t/a Stickstoff (Tab. 13). Die Belastung bezogen auf die Seefläche liegt mit 1,6 g/a·m² Phosphor etwa dreimal so hoch wie der schleswig-holsteinische Durchschnitt von 0,53 g/a·m².

Tab. 13: Gesamteinträge von Phosphor und Stickstoff in den Kleinen Pönitzer See (Abschätzung)

Einträge in den Kleinen Pönitzer See	Phosphor	Stickstoff
aus dem Taschensee/Süseler See (kg/a)	173	9492
aus dem Großen Pönitzer See (kg/a)	28	757
aus dem Teileinzugsgebiet Kleiner Pönitzer See (kg/a)	80	2751
Summe (kg/a)	281	13000
bezogen auf die Seefläche (g/a·m ²)	1,6	72

Die Hauptbelastung durch Phosphor kommt demnach mit 62 % aus dem Taschensee, während der Zufluss aus dem Großen Pönitzer See nur 10 % des Phosphoreintrags beiträgt. Direkte Abwasserbeseitigung ist für den Kleinen Pönitzer See unbedeutend.

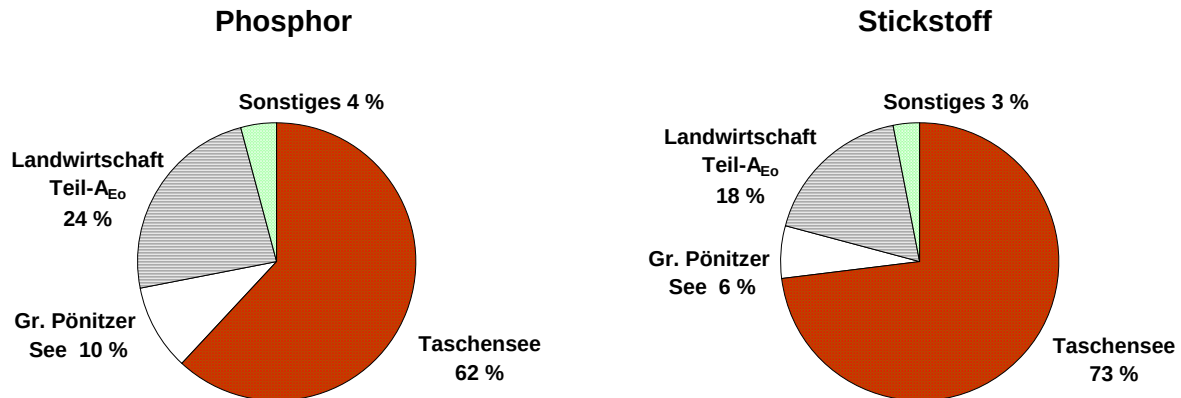


Abb. 34: Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Kleinen Pönitzer See

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KEREKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des Wasseraustausches die zu erwartende Phosphor-Konzentration im See abschätzen:

$$P_E = \frac{L * T_W}{z (1 + \sqrt{T_W})}$$

P_E :		= erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
L :	1,6	= jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m ²)
T_W :	0,2	= theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
z :	4,8	= mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{1,6 * 0,2}{4,8 (1 + \sqrt{0,2})} = 0,046 \text{ mg/l P}$$

Die nach VOLLENWEIDER im See zu erwartende Phosphor-Konzentration liegt bei 0,046 mg/l P. Der Mittelwert aus Oberflächen- und Tiefenprobe, die bei diesem See im Frühjahr relativ stark differierten, lag zu diesem Zeitpunkt bei 0,049 mg/l P und damit sehr nah an der berechneten Konzentration. Tatsächlich dürfte die Phosphorkonzentration in diesem stark durchströmten See (theoretische Austauschzeit unter 2,5 Monaten) jedoch sehr stark von der Menge und besonders auch Verteilung der Niederschläge des jeweiligen Jahres abhängen, so dass keine Aussage über Bedeutung der Phosphorfreisetzung mit diesem Ansatz möglich ist. Die chemischen Analysen lassen vermuten, dass diese erheblich sein kann (s.o.), der freigesetzte Phosphor wirkt sich aber vermutlich auf die Primärproduktion überwiegend im Herbst desselben Jahres aus (s.o.), während im folgenden Frühjahr durch die starke Durchströmung bereits ein Großteil wieder ausgeschwemmt wird.

Bewertung

Der Kleine Pönitzer See erhält aus seinem überwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet, das fast 100 mal so groß ist wie seine Seefläche, hohe Phosphorfrachten, wobei sich jedoch die Seen, die vorher von seinen Zuflüssen durchströmt werden, frachtverringend auswirken, da sie als Sedimentationsbecken wirken. Die resultierenden jährlichen Phosphorfrachten von $1,6 \text{ g/a} \cdot \text{m}^2$ Seefläche sind jedoch noch immer deutlich höher als der schleswig-holsteinische Durchschnitt ($0,53 \text{ g/a} \cdot \text{m}^2$).

Der Kleine Pönitzer See zeigt zum einen Merkmale eines hoch produktiven geschichteten Sees (intensive Zehrungsvorgänge im Hypolimnion mit Phosphorfreisetzung), zum anderen jedoch trotz der hohen Phosphorfrachten auch Merkmale eines eher schwach eutrophen Sees (vergleichsweise geringe Phosphorkonzentrationen im Frühjahr, Begrenzung des Phytoplanktonwachstums durch Nährstoffverknappung im Frühsommer, vergleichsweise geringe Chlorophyll a-Werte im Juni und Juli). Vermutlich spiegelt die vergleichsweise geringe Produktivität die gegenwärtige Tendenz in Richtung verringerter Trophie wider. Da der See durch eine hohe Austauschrate im Winter und Frühjahr geprägt ist (fast einmal pro Monat in diesem Zeitraum), wirken sich die sommerlichen Phosphorfreisetzungen auf den gesamten Stoffhaushalt des Sees glücklicherweise nur begrenzt aus.

Das Phytoplankton ist noch relativ artenreich, Blaualgen traten erst ab Juli auf. Trotzdem ist das Nahrungsnetz nicht intakt, da sich kaum größere Zooplanktonformen entwickelten, die das Phytoplanktonwachstum hätten kontrollieren können. Vermutlich ist auch hier eine unausgewogene Zusammensetzung der Fischfauna (Übergewicht zooplanktonfressender Arten) die Ursache.

Die Benthosbesiedlung des Sees ist zwar artenarm, jedoch vergleichsweise individuenreich, so dass bei einer ausgewogenen Fischgemeinschaft ausreichend Nahrung für Benthos fressende Arten vorhanden sein sollte.

Die artenreiche submerse Vegetation zeigt durch die dominierenden Arten zwar die Eutrophierung des Sees, ist andererseits aber durch die hohe Anzahl gefährdeter Arten noch immer von landesweiter Bedeutung. Das Röhricht ist im Bereich der Ortschaft, die gut ein Viertel der Uferlinie einnimmt, stark gestört.

Da der gegenwärtige trophische Zustand des Kleinen Pönitzer Sees nach LAWA (eutroph 1) um zwei Stufen von seinem Referenzzustand (oligotroph, nach potenziellem Phosphoreintrag) abweicht, muss der Zustand mit drei bewertet werden.

Empfehlungen

Die Phosphorkonzentration lag zum Zeitpunkt der Frühjahrszirkulation im mesotrophen Bereich. Der Kleine Pönitzer See hat jedoch wegen seines geringen Hypo-/Epilimnionvolumen-Verhältnisses und seiner relativ kurz andauernden Schichtungsphase Voraussetzungen für effektive Ausnutzung des Phosphors. Daher müssen Maßnahmen zur weiteren Verminderung der Phosphorfrachten ergriffen werden, um den trophischen Zustand zu verbessern und um die wertvolle Unterwasservegetation zu erhalten. Um die Phosphorkonzentrationen im See auf etwa $0,03 \text{ mg/l P}$, ein Wert, der laut CHORUS (1996) einen Schwellenwert darstellen kann, zu reduzieren, müssten die Phosphorfrachten um etwa 100 kg/a P auf 180 kg/a P verringert werden.

Da der Trophiezustand des Kleinen Pönitzer Sees in hohem Maße von den externen Frachten abhängt, betreffen diese Maßnahmen im wesentlichen die bereits im Seenprogramm 1995 zum Süsseler See und Taschensee sowie im Seenkurzprogramm 1994 zum Großen Pönitzer See gegebenen Empfehlungen (überwiegend im Bereich Landwirtschaft). Weil jedoch zum einen auch das Teileinzugsgebiet des Kleinen Pönitzer Sees nicht unerheblich zur Phosphorbelastung beiträgt, zum anderen auch die Nahrungskettenstruktur für das Ausmaß der Produktivität wichtig ist, sind weiterhin folgende Maßnahmen zu empfehlen:

- Eine Extensivierung der steilen, als Acker genutzten Uferbereiche vor allem im Norden sollte angestrebt werden.
- Um die Struktur der Nahrungsketten zu verbessern, sollte auf eine ausgewogene Zusammensetzung der Fischfauna geachtet werden. Die Phytoplanktonzönose des Kleinen Pönitzer Sees und sein relativ reichhaltiges Benthos scheinen dafür gute Voraussetzungen zu bieten.

Zum Erhalt und zur Stabilisierung der Ufervegetation werden folgende Maßnahmen empfohlen:

- Im Bereich der Ortschaft sollte geprüft werden, ob die Einschränkung der Steganlagen möglich ist.
- Der Zustand des Röhrichts und der Unterwasservegetation sollte weiter beobachtet werden.

Schierensee bei Grebin (Untersuchungsjahr 1999/2000)

Topographische Karte (1 : 25.000):	1828
Flusssystem:	Schwentine
Kreis:	Plön
Gemeinde:	Grebin
Eigentümer:	privat
Pächter:	-
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	359656 - 359766
Hochwerte:	600718 - 600836
Höchster Wasserstand (Abflussjahr 1999)(m ü.NN):	23,34
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 1999) (m ü.NN):	23,25
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 1999) (m ü.NN):	23,14
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km²):	0,72
Seefläche (km²):	0,15
Seevolumen (m³) bei 23,17 m ü.NN:	1.050.000
Maximale Tiefe (m):	21,5
Mittlere Tiefe (m):	7,0
Uferlänge (km):	1,6
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a):	4,6
(bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/(s·km²))	
Umgebungsarealfaktor (m²/m²):	3,8
Umgebungsvolumenfaktor (m²/m³):	0,5
Uferentwicklung:	1,2
Hypolimnion/Epilimnion (m³/m³):	0,7
Mischungsverhalten:	im Sommer stabil geschichtet

Entstehung

Aufgrund seiner Beckenform kann davon ausgegangen werden, dass der Schierensee als eiszeitliches Gletscherzungenbecken entstanden ist.

Einzugsgebiet und Morphologie des Sees

Der Schierensee (Abb. 1) liegt etwa 5 km nordöstlich von Plön. Sein Einzugsgebiet ist etwa 3,8 mal so groß wie seine Seefläche und damit verhältnismäßig klein (Abb. 2). Seine direkte Umgebung ist landwirtschaftlich geprägt, wobei die Grünlandnutzung überwiegt. Im Norden grenzt die Ortschaft Grebin (Abb. 35), im Südosten Schierensee mit einem Gestüt an.

Die Böden des Einzugsgebiets sind überwiegend sandig mit untergeordnetem Kies, nur im Nordosten grenzt Geschiebelehm einer Grundmoräne an.

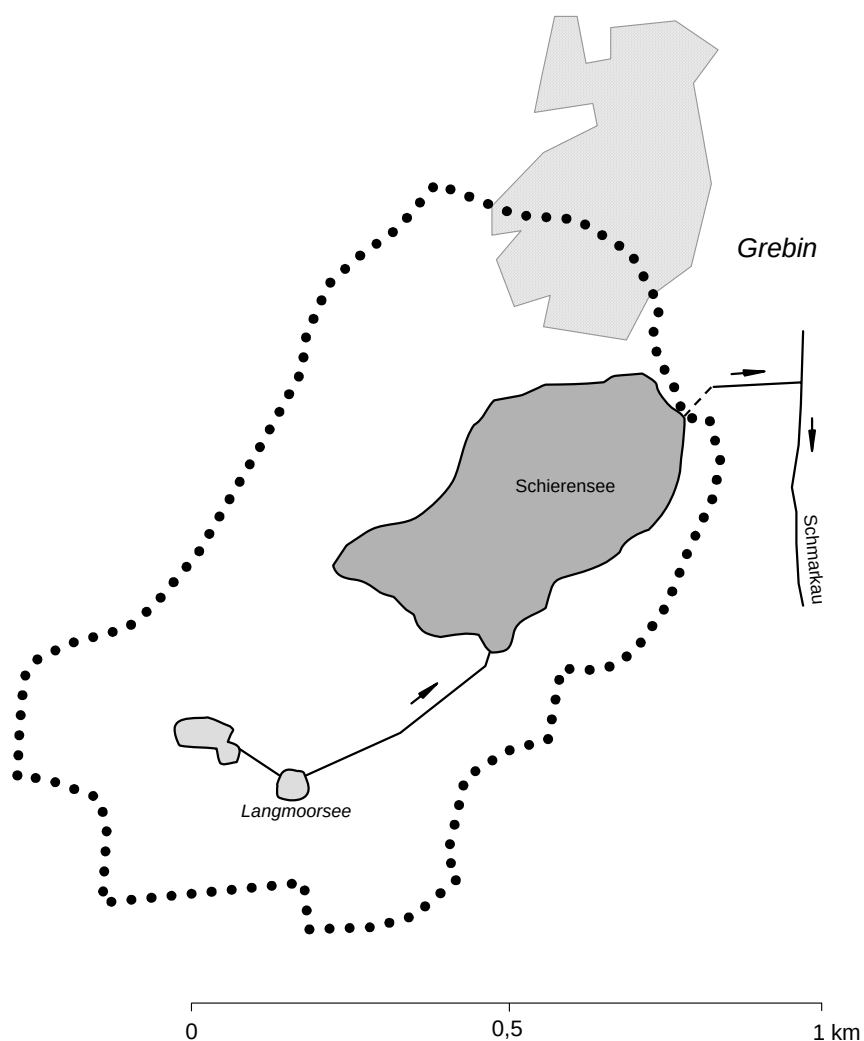


Abb. 35: Einzugsgebiet des Schierensees

Der Schierensee besitzt im Süden einen Zulauf, der aus einem entwässerten Niedermoor kommt und zwei kleinere Seen durchflossen hat. Er war in den Sommermonaten jedoch stets trockengefallen. Der im Nordosten gelegene Ablauf entwässert über die Schmarkau in die Schwentine. Mit Hilfe eines Wehrs am Seeablauf wird der Seewasserspiegel möglichst konstant gehalten. Der Ablauf zeigte mit Werten von maximal 12 l/s nur sehr geringe Abflüsse und war oft völlig trocken (Tab. 14). Der Seewasserstand schwankte im Jahresverlauf nur um ca. 20 cm (Abb. 36). Die auf Grund der Einzugsgebietsgröße berechnete theoretische Wasseraufenthaltszeit beträgt 4,6 Jahre bei einer zugrunde gelegten Abflussspende von 10 l/s·km². Der mittlere Abfluss würde demnach 7,2 l/s betragen, das liegt im Bereich der gemessenen mittleren Abflussmengen.

Tab. 14: Abflussmengen (l/s) am Ablauf des Schierensees (Einzugsgebiet 0,72 km²)

Datum	09.12.98	07.01.99	04.02.99	04.03.99	14.04.99	05.05.99
Abfluss (l/s)	11	12	12	10	10	5
Datum	09.06.99	06.07.99	03.08.99	01.09.99	09.11.99	
Abfluss (l/s)	< 1	< 2	< 2	< 2	< 1	

Das Becken des Schierensees ist annähernd oval und ungegliedert. Das südwestliche Ufer fällt unter Wasser relativ flach ab, im Norden und Osten sind die Ufer steil (Abb. 37). Die tiefste Stelle liegt mit 21,5 m etwa in der Mitte der nördlichen Seehälfte.

Das Wasservolumen des Epilimnions beträgt während der Schichtungsphase etwa das 1,5-fache des Volumens des Hypolimnions.

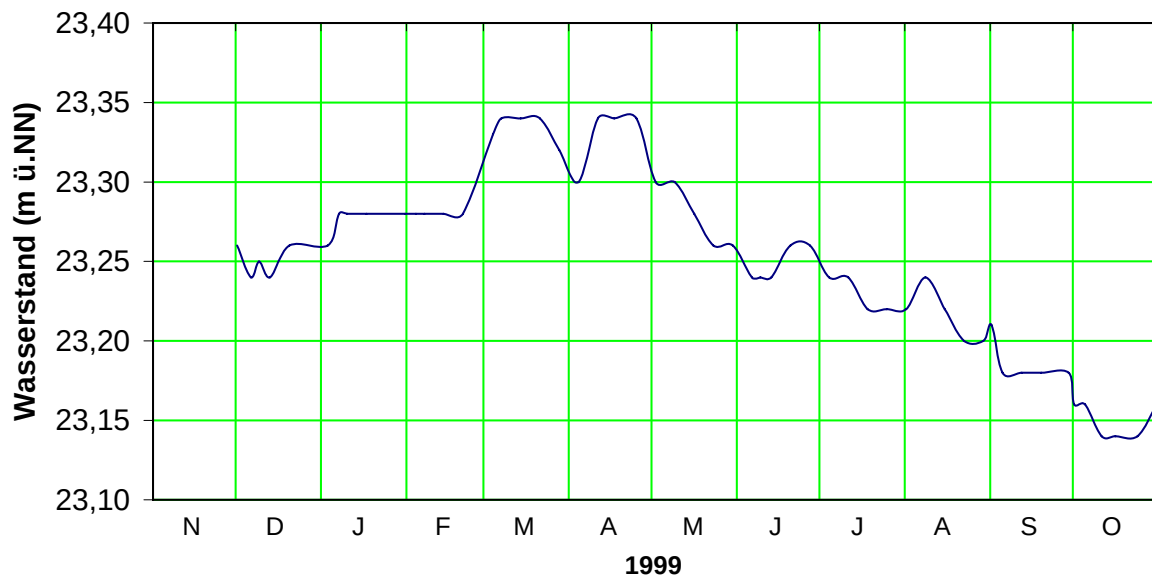


Abb. 36: Seewasserstände (m ü.NN) im Schierensee

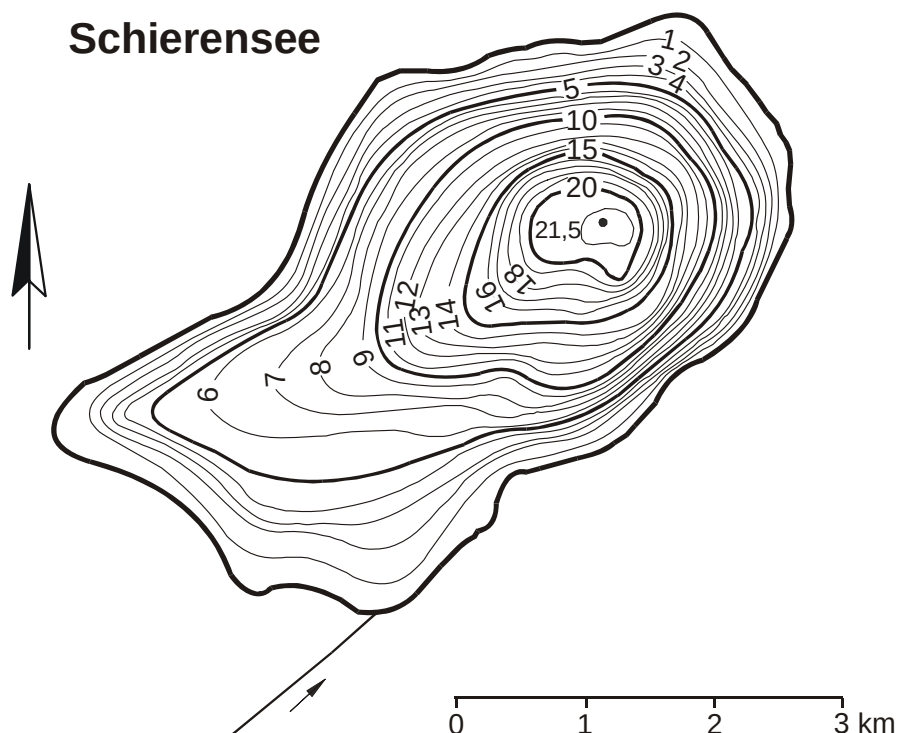


Abb. 37: Tiefenplan des Schierensees

Ufer

Die Ufervegetation des Schierensees wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (1999) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Die Uferlinie des Sees ist zu etwa 80 % mit **Ufergehölzen**, überwiegend Schwarzerle *Alnus glutinosa*, bestanden. Dieser Gehölzsaum ist meist einreihig, nur im Südosten im Bereich des Gestüts und im Süden vor einer Grünlandbrache sind Gehölze nur lückenhaft vorhanden, im Nordwesten fehlen sie vollständig. Am flacher abfallenden Südufer ist der Saum zu von Schwarzerlen dominieren Brüchen erweitert.

Der Schierensee ist von einem fast geschlossenen 5 bis 10 m breiten **Röhrichtgürtel** umgeben, der nur vor dem Gestüt sowie auf einer etwa 70 m langen Strecke im Nordwesten fehlt bzw. unterbrochen ist (Uferbeweidung). Das Röhricht wird durch Schilf *Phragmites australis* dominiert, das nur in den lückigen Bereichen des südlichen Westufers durch Ästigen Igelkolben *Sparganium erectum* ersetzt wird. Am Südufer treten häufig der nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins (MIERWALD & BELLER 1990) gefährdete Strauß-Gilbweiderich *Lysimachia tyrsoflora* sowie vereinzelt die ebenfalls gefährdeten Arten Sumpf-Sternmiere *Stellaria palustris* und Schild-Ehrenpreis *Veronica scutellata* auf.

Schwimblattpflanzen sind lediglich am Südufer als ca. 200 m langer bis zu 30 m breiter Bestand von Weißer Seerose *Nymphaea alba* und Gelber Teichrose *Nuphar lutea* vorhanden.

Unterwasserpflanzen kommen in allen Bereichen des Sees vor. Zwölf Arten wurden gefunden, davon zwei Arten Armleuchteralgen. Sie siedelten bis maximal 3,5 m Wassertiefe, die Bestände waren jedoch am Westufer und Teilen des Ostufers nur schütter. Am Nordufer wuchs ein üppiger Bestand des gefährdeten Spiegelnden Laichkrauts *Potamogeton lucens* mit einer Ausdehnung von etwa 200 m Länge und 15 m Breite. Weitere häufige Arten waren das Durchwachsene Laichkraut *P. perfoliatus*, das Kammlaichkraut *P. pectinatus*, die Kanadische Wasserpest *Elodea canadensis*, der Spreizende Hahnenfuß *Ranunculus circinatus* sowie das gefährdete Quellmoos *Fontinalis antipyreticum*. An weiteren gefährdeten Arten wurden das Ährige Tausendblatt *Myriophyllum spicatum*, das Zwerglaichkraut *Potamogeton pusillus*, die Gegensätzliche Armleuchteralge *Chara contraria* sowie das stark gefährdete Stachelspitzige Laichkraut *Potamogeton friesii* gefunden. Eine zweite Vertreterin der Armleuchteralgen war die vereinzelt auftretende Zerbrechliche Armleuchteralge *Chara globularis*.

Ein Vergleich mit einer Vegetationskartierung von SCHUMANN (1992) zeigte, dass die Bestände der wichtigsten Arten insgesamt stabil geblieben sind.

Die Ufervegetation des Schierensees kann auf Grund der sehr gut ausgebildeten Großlaichkrautbestände, deren großflächiges Auftreten für Schleswig-Holstein eine Seltenheit ist, als von landesweiter Bedeutung angesehen werden.

Freiwasser

Der Schierensee war durch seine relativ große Tiefe im Sommer thermisch stabil geschichtet (Abb. 38). Bei Calciumkonzentrationen um 55 mg/l (Frühjahr) war der See mit einer Säurekapazität um 3 mmol/l (Frühjahr) gut gepuffert, die pH-Werte lagen im Oberflächenwasser zwischen 7,9 und 8,8. Die elektrische Leitfähigkeit war mit Werten um 44 mS/m durchschnittlich.

Mit Gesamtposphorkonzentrationen im Frühjahr von 0,055 mg/l Phosphor und Gesamtstickstoffkonzentrationen von etwa 1 mg/l Stickstoff wies der Schierensee mäßige Nährstoffkonzentrationen auf. Der Phosphor war im Oberflächenwasser an allen Messtagen vollständig organisch gebunden und stellte damit den Minimumfaktor für das Phytoplanktonwachstum dar.

Nach einer Phytoplankton-Frühjahrsblüte im März (21,5 µg/l Chlorophyll a) verarmte das Epilimnion an Phosphor und Stickstoff, und die Phytoplanktondichten blieben im weiteren Verlauf der sommerlichen Schichtungsphase mit Werten unter 5 µg/l Chlorophyll a bei Sichttiefen zwischen 2,8 und 3 m gering (Abb. 39 und 40). Schwach ausgeprägte metalimnische Sauerstoffmaxima, wie sie für meso- bis schwach eutrophe Seen typisch sind, traten im Juni und Juli in 3 bzw. 4 m Wassertiefe auf (Abb. 38). Nitrat, das im Frühjahr in Konzentrationen von 0,4 mg/l N gemessen wurde, war im Juni nur noch im Metalimnion vorhanden. Im Epilimnion wurde es vermutlich vollständig in Biomasse eingebaut, während im Hypolimnion Denitrifikationsprozesse für seine Aufzehrung verantwortlich waren.

Die intensiven Zehrungsprozesse im Tiefenwasser des Schierensees führten früh in der Stagnationsperiode zu massivem Sauerstoffschwund, der bereits im Juni das gesamte Hypolimnion erfasst hatte. Nach völliger Aufzehrung von Sauerstoff und Nitrat wurde über dem Grund Schwefelwasserstoff gebildet, und es kam vermutlich bereits zu diesem frühen Zeitpunkt zu einer Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment, wodurch die hypolimnischen Phosphorkonzentrationen schon im Juni auf über 0,2 mg/l Phosphor anstiegen. Im August war auch das Metalimnion vom Sauerstoffschwund erfasst, Nitrat war bereits bei 10 m Wassertiefe aufgezehrt, und Schwefelwasserstoff wurde jetzt auch in dieser Tiefe gebildet. Die Zone der Anreicherung von Ammonium und Phosphor hatte sich in höhere Wasserschichten ausgedehnt.

Das **Plankton** im See wurde im Auftrag des Landesamtes von SPETH (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind ihrem Bericht entnommen.

Im März wurde, wie für diese Jahreszeit typisch, das Phytoplankton von Kieselalgen dominiert, die von kleinen Schlundalgen (Cryptophyceen) begleitet wurden. In den Sommerproben des Schierensees kamen Blaualgen, wie sie für nährstoffreiche Seen charakteristisch sind, kaum vor. Stattdessen war der Dinoflagellat *Ceratium* sp. den ganzen Sommer über zwar in relativ geringer Anzahl, wegen seiner Zellgröße aber vergleichsweise hoher Biomasse, vertreten. Im Juni wurde er von größtenteils beweglichen kleinzelligen Arten verschiedener Großgruppen begleitet. Im Juli traten größere Formen (Kieselalgen, Goldalgen) begleitend auf, im August wiederum kleinzellige begeißelte Arten.

Das Zooplankton war im März und Juni individuenarm, während im Juli vermehrt Rädertiere (überwiegend *Keratella cochlearis*) auftraten, und unter den Crustaceen verschiedene Daphnien-Arten und *Diaphanosoma brachyurum* sowie Jugendstadien von Ruderfußkrebsen (Copepodite, überwiegend der Gruppe der Cyclopiden) eine etwas höhere Dichte erreichten. Im August erlangte *D. brachyurum* eine mittlere Häufigkeit. Auf Grund seiner Zusammensetzung (zeitweilig vermehrtes Auftreten größerer Formen) kann das Zooplankton im Verlauf des Sommers zu den geringen Phytoplanktondichten beigetragen haben.

Über die Fischfauna liegen keine Angaben vor.

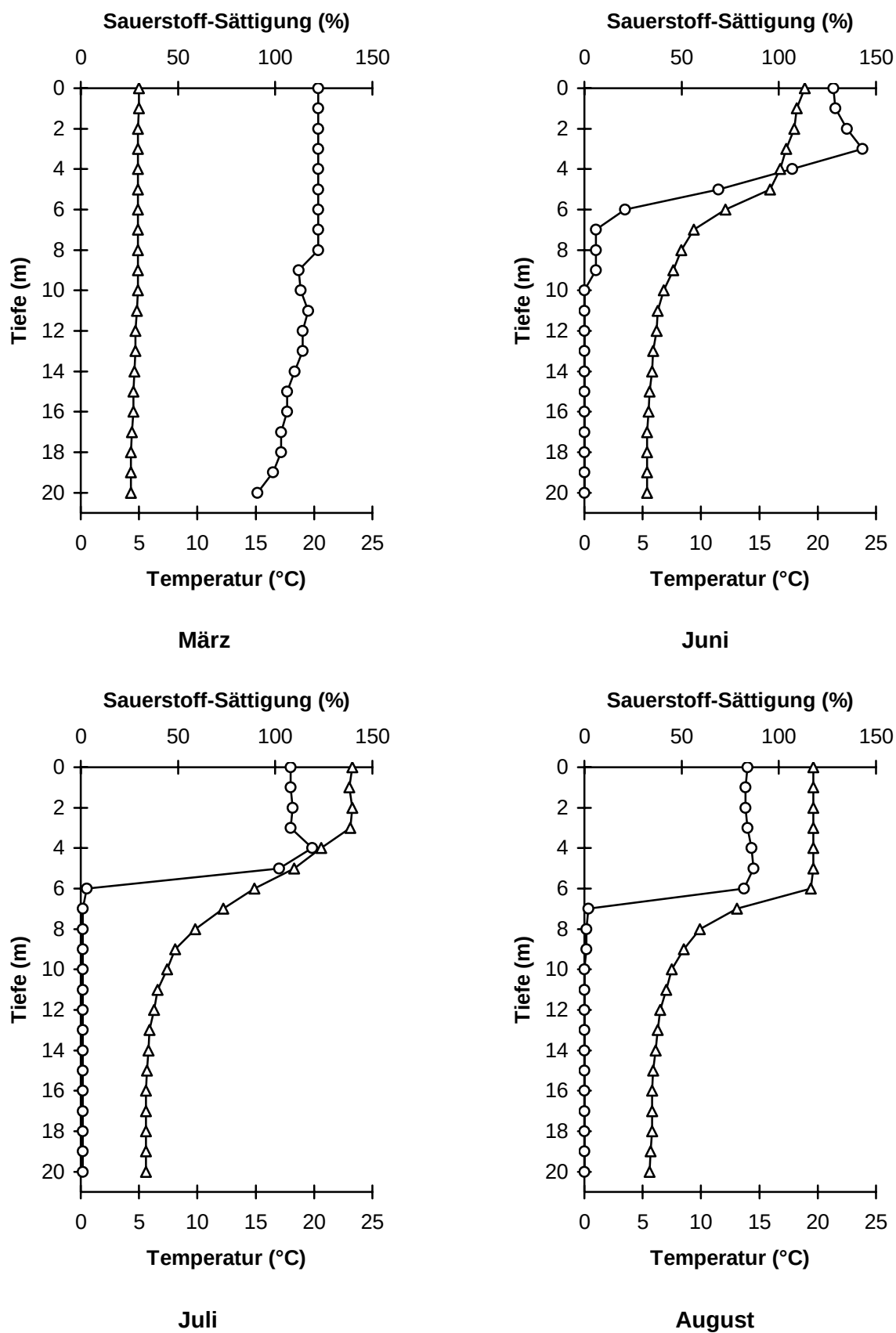


Abb. 38: Tiefenprofile von Temperatur (°C) und Sauerstoff-Sättigung (%) im Schierensee im Frühjahr und Sommer 1999; Temperatur Δ Sauerstoff o

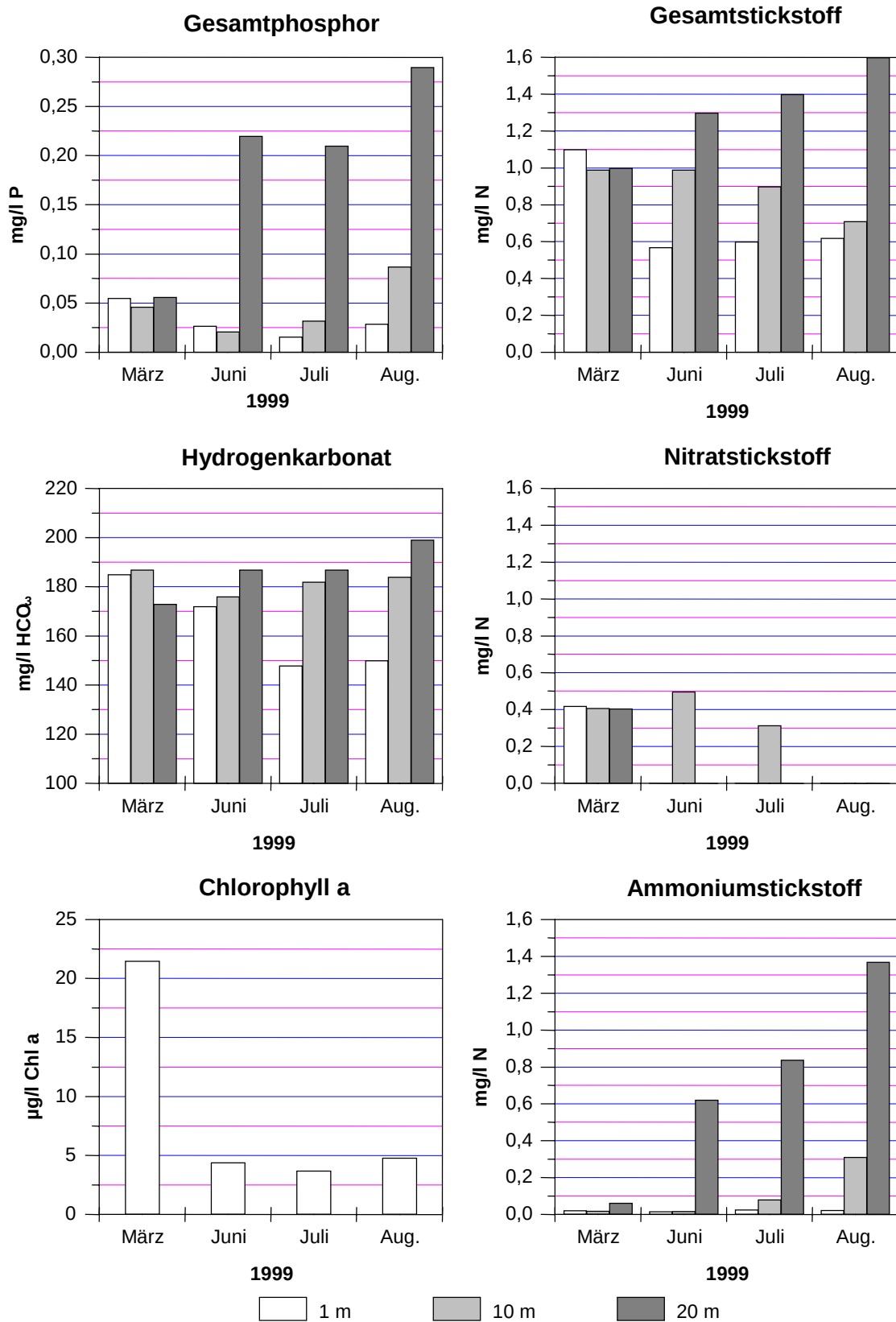


Abb. 39: Phosphor (mg/l) und verschiedene Stickstofffraktionen (mg/l) sowie Hydrogenkarbonat (mg/l) und Chlorophyll a (µg/l) in den verschiedenen Probetiefen im Schierensee 1999

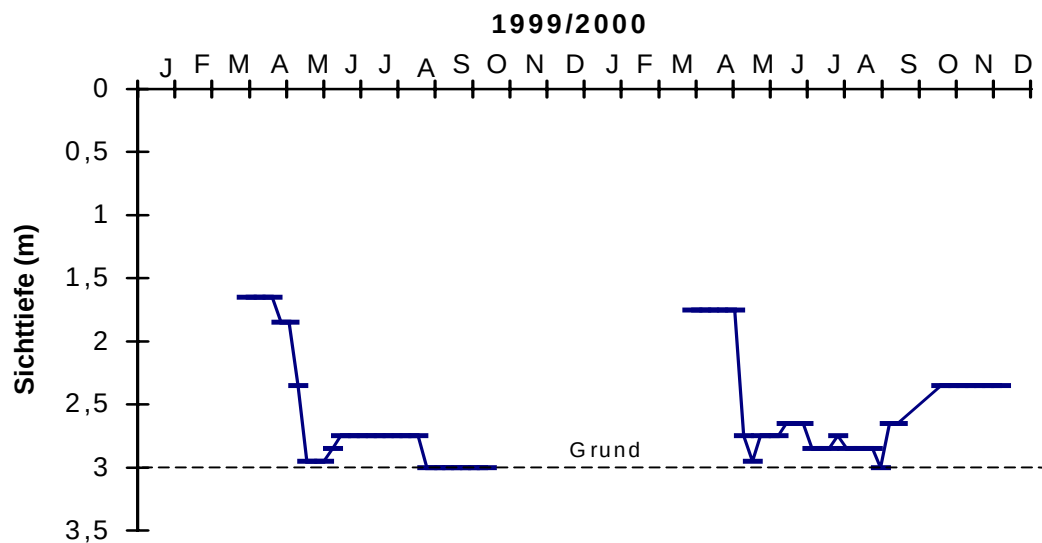


Abb. 40: Sichttiefen (m) im Schierensee 1999 und 2000 (erhoben im Rahmen des Seenbeobachtungsprogramms Kreis Plön), bei 3 m war Grundsicht

Seegrund

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Schierensee wurde im Auftrag des Landesamtes von OTTO (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Am Schierensee wurden bei 5, 13 und 21,5 m Wassertiefe Benthosproben entnommen. Das Sediment war in allen drei Probetiefen weich, grau und mit H_2S -Geruch.

Wie auf Grund der Sauerstoffarmut zu erwarten, waren die beiden unteren Tiefen nur sehr schwach besiedelt. An der tiefsten Stelle kam nur die Büschelmückenlarve *Chaoborus flavicans* vor, die durch ihre große Mobilität Sauerstoffmangel überbrücken kann. Sie wurde allerdings in relativ hohen Dichten von 3200 Tieren/ m^2 gefunden. Bei 13 m Wassertiefe wurden dagegen kaum Tiere gefunden, hier kamen neben der Büschelmücke noch Zuckmückenlarven der *Chironomus plumosus*-Gruppe, beide in sehr geringen Dichten, vor. Bei 5 m Wassertiefe traten vorwiegend Uferformen auf, überwiegend aus den Gruppen Wasserspinnen und Zuckmückenlarven, während von Weichtieren nur Schalen gefunden wurden. Ein Vergleich mit Untersuchungen aus den 20er Jahren (LUNDBECK 1926) zeigt eine Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse an, da der Seegrund zu dieser Zeit auch unterhalb von 16 m Wassertiefe noch gut besiedelt war.

Da Zuckmückenlarven der *Chironomus plumosus*-Gruppe bereits in 13 m nur noch spärlich vorhanden waren, an der tiefsten Stelle völlig fehlten und hier nur noch die Büschelmückenlarve vorkam, wird der See im Sinne von THIENEMANN (1922) als eutropher *Chironomus plumosus*-See mit der Tendenz zu einem hypertrophen *Chironomus*-losen *Chaoborus*-See eingestuft.

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Der **See** wird fast ausschließlich durch den Eigentümer befischt und befahren. Die Erholungsnutzung ist gering. Es gibt nur zwei Bootsstege.

Am Südwestufer befindet sich eine kleine Badestelle. Auf einer kurzen Strecke am Nordwestufer wird das Ufer durch Pferde beweidet.

Das **Einzugsgebiet** des Sees wird zu etwa 57 % landwirtschaftlich, davon etwa ein Drittel als Acker, genutzt. Der Waldanteil liegt bei 11 %, bebaut sind ebenfalls ca. 11 % des Einzugsgebietes. Die Zahl der Großvieheinheiten lag bei durchschnittlich 0,96 GVE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

Das **Abwasser** der Ortslage Grebener Raum und Mühlenberg wird seit 1999/2000 in der Kläranlage Grebin biologisch und chemisch gereinigt und in die Schwentine geleitet, so dass der Schierensee hierdurch nicht belastet wird. Der Ort Schierensee ist mit 18 EW nicht an die zentrale Entsorgung angeschlossen.

Belastungssituation des Sees

Aufgrund der **Flächennutzung** und der **Abwasserbeseitigung** im Einzugsgebiet sowie der **Niederschlagsbeschaffenheit** werden im Folgenden stellvertretend für viele andere Stoffe die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Schierensee grob abgeschätzt (Abb. 41 und Tab. 15).

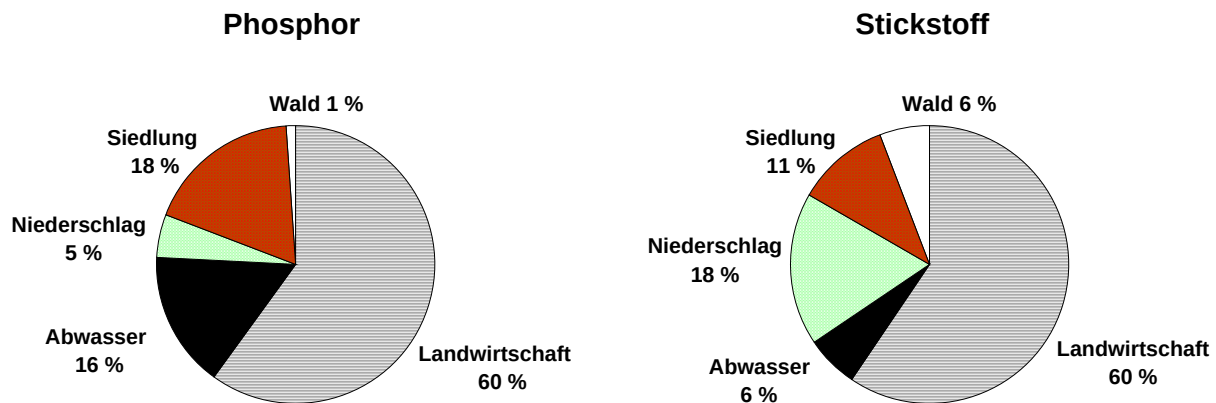


Abb. 41: Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Schierensee

Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 34 kg/a Phosphor und bei fast 1 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (ca. 60 %) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Die Abwasserbeseitigung macht 16 % der Phosphor-Belastung und 6 % der Stickstoffbelastung aus. Mit 0,23 g/a·m² Seefläche ist die Flächenbelastung des Schierensees mit Phosphor vergleichsweise gering.

Tab. 15: Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Schierensee aus verschiedenen Quellen (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

Flächennutzung	(ha) bzw. Stück	(kg/ha·a) P bzw. (kg/GVE·a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/ha·a) N bzw. (kg/GVE·a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Acker	14	0,5	7	20	280
Grünland	27	0,2	5	10	270
Großvieheinheiten	40	0,2	8	0,9	36
Wald	8	0,05	0,4	7	56
Siedlung	8	0,75	6	13	104
Gewässer	15		0		0
Sonstiges			0		0
Summe (ha)	72		27		746

Niederschlag auf die Seefläche	15	0,12	2	11,6	174
-----------------------------------	----	------	---	------	-----

Punktquellen	EW	(kg/EW·a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/EW·a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Abwasser	18	0,3	5	3	54
Summe			5		54

Gesamteintrag in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	34	974
bezogen auf die Seefläche (g/a·m²)	0,23	6
Gesamtaustrag aus dem Landeinzugsgebiet (kg/a·ha Landfläche) (ohne Niederschlag auf die Seefläche)	0,56	14

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KERÉKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des Wasseraustausches die zu erwartende Phosphor-Konzentration im See abschätzen:

$$P_E = \frac{L * T_W}{z(1 + \sqrt{T_W})}$$

P_E : = erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
 L : 0,23 = jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m²)
 T_W : 4,6 = theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
 z : 7,0 = mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{0,23 * 4,6}{7,0 (1 + \sqrt{4,6})} = 0,05 \text{ mg/l P}$$

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphor-Konzentration im See liegt mit 0,05 mg/l Phosphor etwa bei dem tatsächlichen Wert von 0,055 mg/l P, d.h. nach diesem Modell wäre die interne Phosphordüngung aus dem Seesediment im Schierensee nicht von Bedeutung. Dem widersprechen die im Sommer sehr hohen Phosphorkonzentrationen im Hypolimnion, die allein mit einer Akkumulation durch absinkende Biomasse nicht erklärt werden können.

Bewertung

Der Schierensee hat auf Grund seines kleinen Einzugsgebietes und seiner Morphometrie gute Voraussetzungen für einen nährstoffarmen Zustand. Die derzeitige Phosphor-Belastung des Sees von 0,23 g/a-m² Seefläche ist verhältnismäßig gering.

Der See schien zumindest im Beobachtungsjahr gering produktiv mit Nährstoffverknappung während der Schichtungsphase, vergleichsweise geringen Chlorophyll a-Werten, hohen Sichttiefen und nur geringen Sauerstoffübersättigungen zu sein. Andererseits waren im Tiefenwasser intensive Zehrungsprozesse mit frühzeitigem Sauerstoffschwund und Schwefelwasserstoffbildung, vermutlich verbunden mit Phosphorfreisetzung, zu beobachten, wie sie eher für hoch eutrophe Seen typisch sind.

Im Phytoplankton traten neben großen, schlecht fressbaren Formen auch durch Zooplankton gut verwertbare Arten auf. Trotzdem herrschten zu den meisten Zeitpunkten kleine Filtrierer vor, die das Algenwachstum nicht kontrollieren können. Nur im August erreichten größere Formen eine gewisse Dichte. Vermutlich besteht auch in diesem See ein vermehrter Fraßdruck auf das größere Zooplankton, zum einen auf Grund unausgewogener Zusammensetzung der Fischfauna, zum anderen aber auch, weil der Seegrund wegen des Sauerstoffmangels als Lebensraum für das Benthos ausfällt, so dass Benthos fressende Fische auf das Zooplankton als Nahrungsquelle ausweichen.

Bereits 1969 wurde insbesondere dieser Aspekt der Nahrungsketten am Schierensee untersucht (NOWAK 1975). Schon zur damaligen Zeit hatte der Schierensee bei Phosphorkonzentrationen um 0,065 mg/l P zur Vollzirkulation ab Juni ein sauerstoffreiches Hypolimnion. Im Gegensatz zu 1999 trat 30 Jahre zuvor jedoch noch ein mit 5 m Sichttiefe deutlich ausgeprägtes Klarwasserstadium auf, das von Ende Mai bis Mitte Juli anhielt und durch Nährstofflimitation in Verbindung mit hohen Dichten von Cladoceren verursacht wurde. In der übrigen Vegetationsperiode lag die Sichttiefe zwischen 3 und 4 m. Die Produktivität scheint heute also höher zu liegen als 1969.

Seit 1992 wird der Schierensee im Seenbeobachtungsprogramm (KREIS PLÖN 1998) mit jeweils einer Herbstbeprobung und regelmäßigen Sichttiefenmessungen untersucht. Nach diesen Untersuchungen lagen die Gesamtstickstoffwerte 1993 bis 1995 unverändert bei etwa 1 mg/l Stickstoff, während die Gesamtposphorwerte sich von etwa 0,08 mg/l Phosphor im Jahre 1992 auf etwa 0,05 mg/l P kontinuierlich verringerten. Da der Ort Grebin erst 1999/2000 an die zentrale Abwasserentsorgung angeschlossen wurde, ist angesichts der Austauschzeit von 4,6 Jahren mit einer weiteren Verringerung der Phosphorkonzentrationen zu rechnen. Die Sichttiefenmessungen aus den Untersuchungen des Kreises Plön deuteten auf ein relativ stabiles Muster der Planktonentwicklung mit einem ausgeprägten Frühjahrsmaximum gefolgt von einem Klarwasserstadium, dem wiederum ein schwach ausgeprägtes Sommermaximum folgte. Das Hypolimnion war in allen Untersuchungsjahren vollständig sauerstofffrei. Der gegenwärtige Zustand des Schierensees scheint nach Vergleich mit diesen Untersuchungen stabil.

Die Unterwasservegetation des Schierensees weist wertvolle Großlaichkräuter in stabilen Beständen auf.

Der gegenwärtige Trophiezustand des Schierensees nach LAWA ist mesotroph. Da sein Referenzzustand, oligotroph, um eine Stufe hiervon abweicht, wird er mit 2 auf der siebenstufigen LAWA-Skala bewertet.

Empfehlungen

Da der Schierensee trotz vergleichsweise geringer externer Phosphorfrachten starke Zehrungsaktivität am Sediment aufweist, sollte versucht werden, mit weiteren Maßnahmen die externen und internen Frachten zu verringern, um den mesotrophen Zustand zu stabilisieren.

- Die Beweidung des Ufers sollte im Bereich der steilen Uferbereiche im Nordwesten unterbleiben. Das Ufer im Bereich des Gestüts sollte, so weit dies möglich ist, von Störungen freigehalten werden, so dass sich eine natürliche Vegetation wieder einstellen kann.
- Es sollte geprüft werden, ob die Behandlung des Abwassers der verbleibenden 18 EW optimiert werden kann.
- Als wichtigste Maßnahme sollte geprüft werden, ob die Struktur der Nahrungskette durch Verminderung des Fraßdrucks auf das Zooplankton verbessert werden kann. Da die Bodenzone im Schierensee anscheinend in weiten Bereichen nicht sehr dicht besiedelt ist, so dass das Benthos als Nahrungsquelle für Fische weitgehend ausfällt, müsste dies durch eine allgemeine Reduzierung der Fischdichte bzw. einen stärkeren Raubfischbesatz erfolgen. Eine genauere Bestimmung des gegenwärtigen Fischbestands wäre hierzu hilfreich.

Trammer See (Untersuchungsjahr 1999/2000)

Topographische Karte (1 : 25.000):	1828
Flusssystem:	Schwentine, Ostsee
Kreis:	Plön
Gemeinde:	Rathjensdorf, Plön
Eigentümer:	privat u. teilweise Land Schleswig-Holst.
Pächter:	-
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	359125 - 359507
Hochwerte:	600452 - 600698
Höchster Wasserstand (Abflussjahr 1999) (m ü.NN):	20,32
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 1999) (m ü.NN):	20,03
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 1999) (m ü.NN):	19,72
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km²):	4,01
Seefläche (km²):	1,63
Seevolumen (m³) bei 20,00 m ü.NN:	18.040.000
Maximale Tiefe (m):	33,4
Mittlere Tiefe (m):	11,1
Uferlänge (km):	7,9
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a):	14,3
(bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/s·km²)	
Umgebungsarealfaktor (m²/m²):	1,5
Umgebungsvolumenfaktor (m²/m³):	0,1
Uferentwicklung:	1,7
Hypolimnion/Epilimnion (m³/m³):	0,6
Mischungsverhalten:	im Sommer stabil geschichtet mit Tendenz zur Meromixis

Entstehung

Das Gebiet um Plön, die Seenplatte der Holsteinischen Schweiz, wurde durch zwei größere eiszeitliche Gletscherzungen vorgeformt, von denen eine aus nördlicher Richtung, die andere aus östlicher Richtung vorstieß. Ähnlich wie der Große Plöner See besitzt der Trammer See durch diese aus verschiedenen Richtungen vorstoßenden Gletscherzungen eine relativ komplizierte Seebeckengestalt mit mehreren Inseln und verschiedenen tiefen Stellen.

Einzugsgebiet und Morphologie des Sees

Das Einzugsgebiet (Abb. 42) des direkt nördlich von Plön gelegenen Trammer Sees ist im Verhältnis zum Seevolumen sehr klein (Abb. 2). Mit 43 % des Einzugsgebietes nehmen Gewässer, insbesondere der See selber, einen großen Anteil ein. Während das südliche Ufer stark vom angrenzenden Siedlungsbereich geprägt ist, grenzen im Norden überwiegend landwirtschaftliche Flächen an den Trammer See an.

Die Böden des Einzugsgebietes bestehen überwiegend aus Geschiebelehm der Grundmoräne, nur im Südosten kommt ein kleiner sandiger Bereich mit untergeordnetem Kies vor.

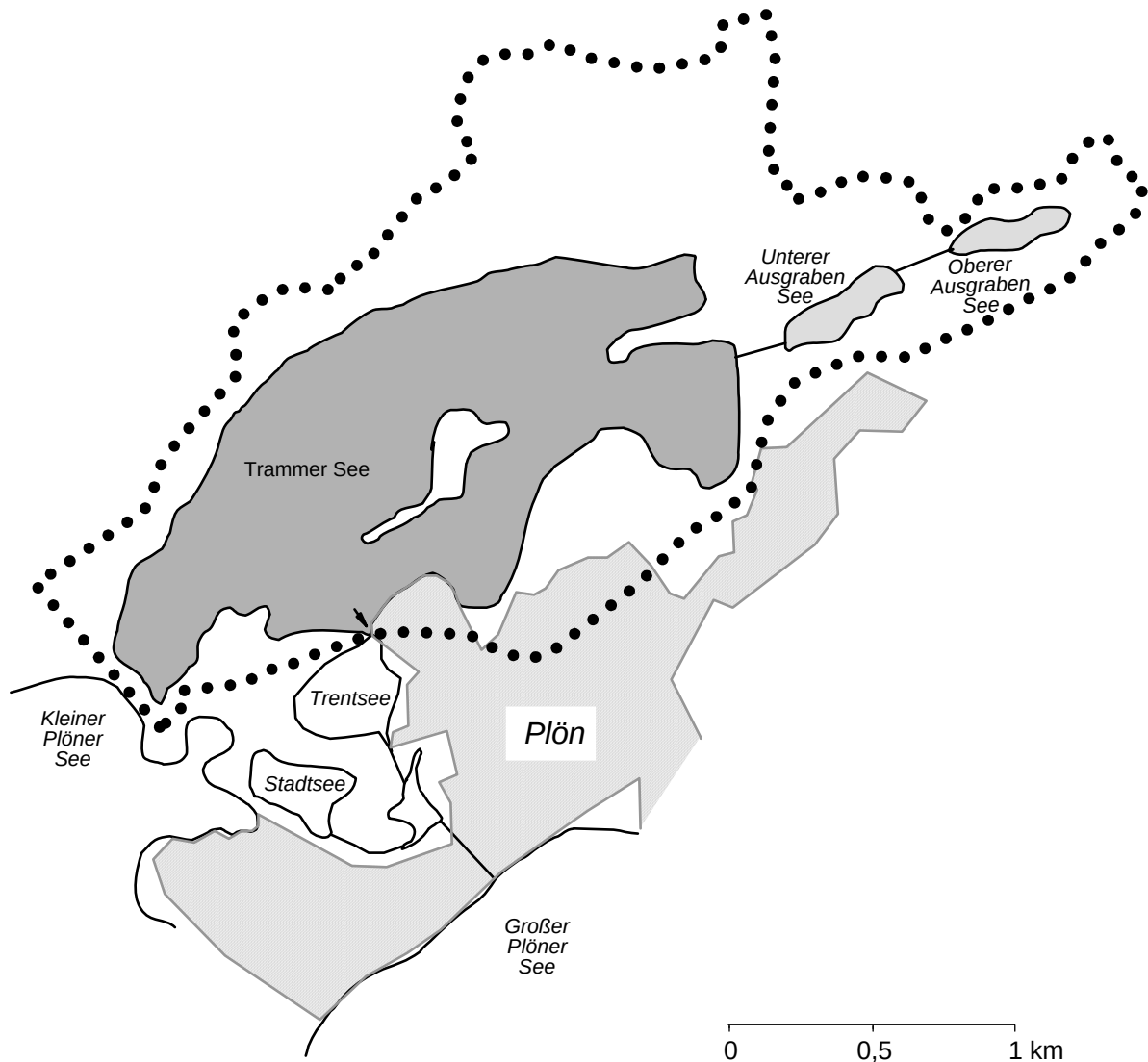


Abb. 42: Einzugsgebiet des Trammer Sees

Der Trammer See erhält im Nordosten Zulauf aus dem Unteren Ausgraben See und entwässert im Südwesten über einen Bach in den Trentsee. Der Zulauf bringt im Winterhalbjahr äußerst geringe Wassermengen in den See, im Sommer ist er ausgetrocknet. Der Ablauf ist vom Wasserstand des Trentsees abhängig. Die Abflussmengen variierten im Abflussjahr 1999 stark, lagen aber meist um 100 l/s (Abb. 43). Zeitweise besteht möglicherweise ein Rückstau aus der Schwentine über den Trentsee, der aber mengenmäßig vermutlich nur von geringer Bedeutung ist.

Der Seewasserstand schwankte im Jahresverlauf 1999 relativ stark um 60 cm (Abb. 44). Die theoretische Wasseraufenthaltszeit beträgt 14,3 Jahre bei einer zugrunde gelegten Abflussspende von 10 l/s·km². Das entspräche bei der Einzugsgebietsgröße von 4 km² einer durchschnittlichen Abflussmenge am Ablauf des Sees von 40 l/s. Da die dort beobachteten Abflüsse meist größer waren, wird das Wasser im See vermutlich schneller ausgetauscht, wahrscheinlich aufgrund von Grundwasserzufluss.

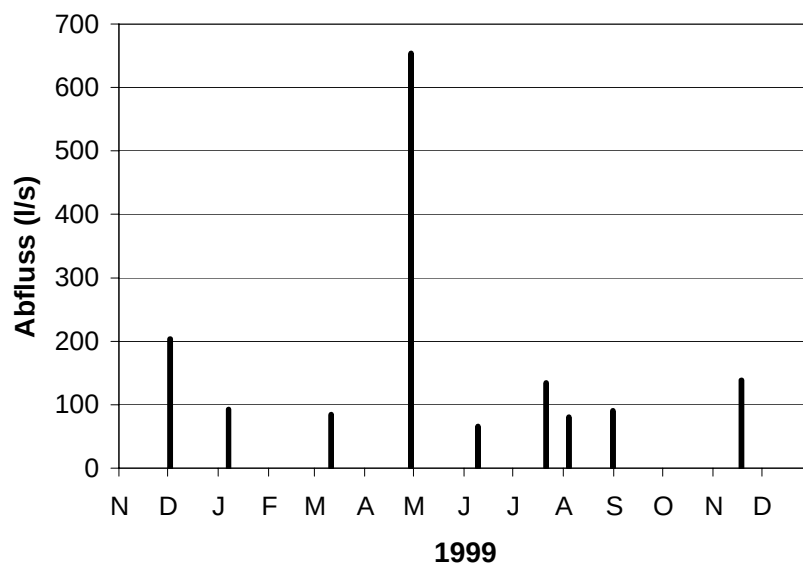


Abb. 43: Abflussmengen am Ablauf des Trammer Sees im Abflussjahr 1999 (Einzelmessungen), Einzugsgebiet 4,01 km²

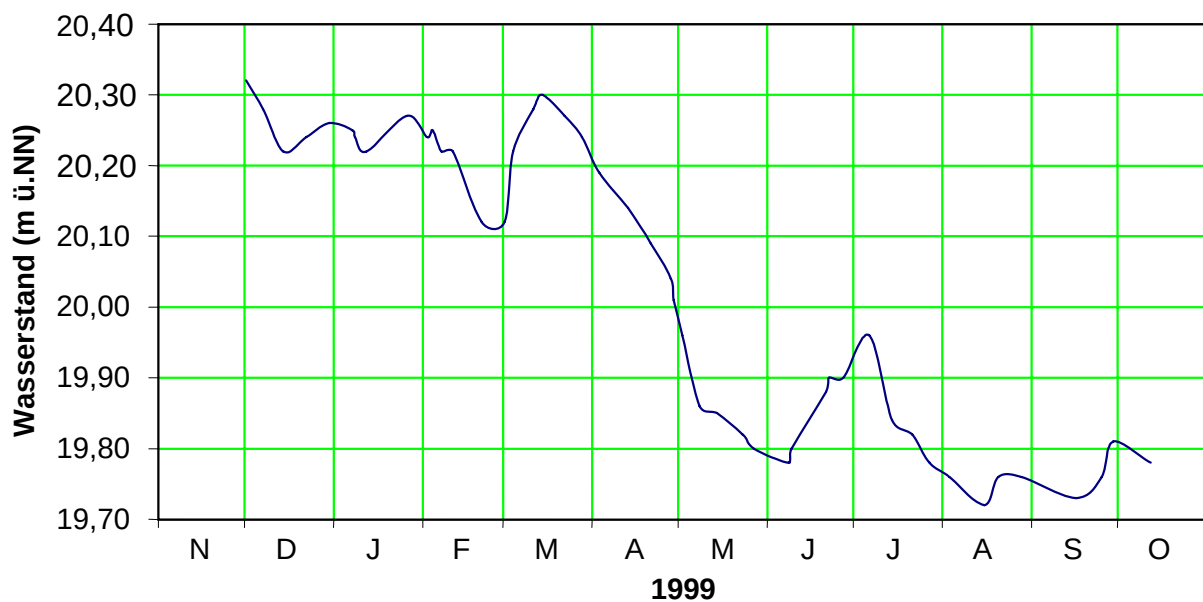


Abb. 44: Seewasserstände (m ü.NN) im Trammer See (Einzelmessungen)

Der Trammer See hat eine vergleichsweise komplexe Beckengestalt mit mehreren Buchten und einer großen und zwei kleinen Inseln. Die tiefste Stelle (33,45 m) liegt im südlichen Bereich des Sees. Flachwasserzonen gibt es vor allem im nordöstlichen Bereich sowie um die Insel in der Seemitte (Abb. 45).

Das Wasservolumen des Epilimnions ist in der Schichtungsphase 1,7-mal so groß wie das des Hypolimnions.

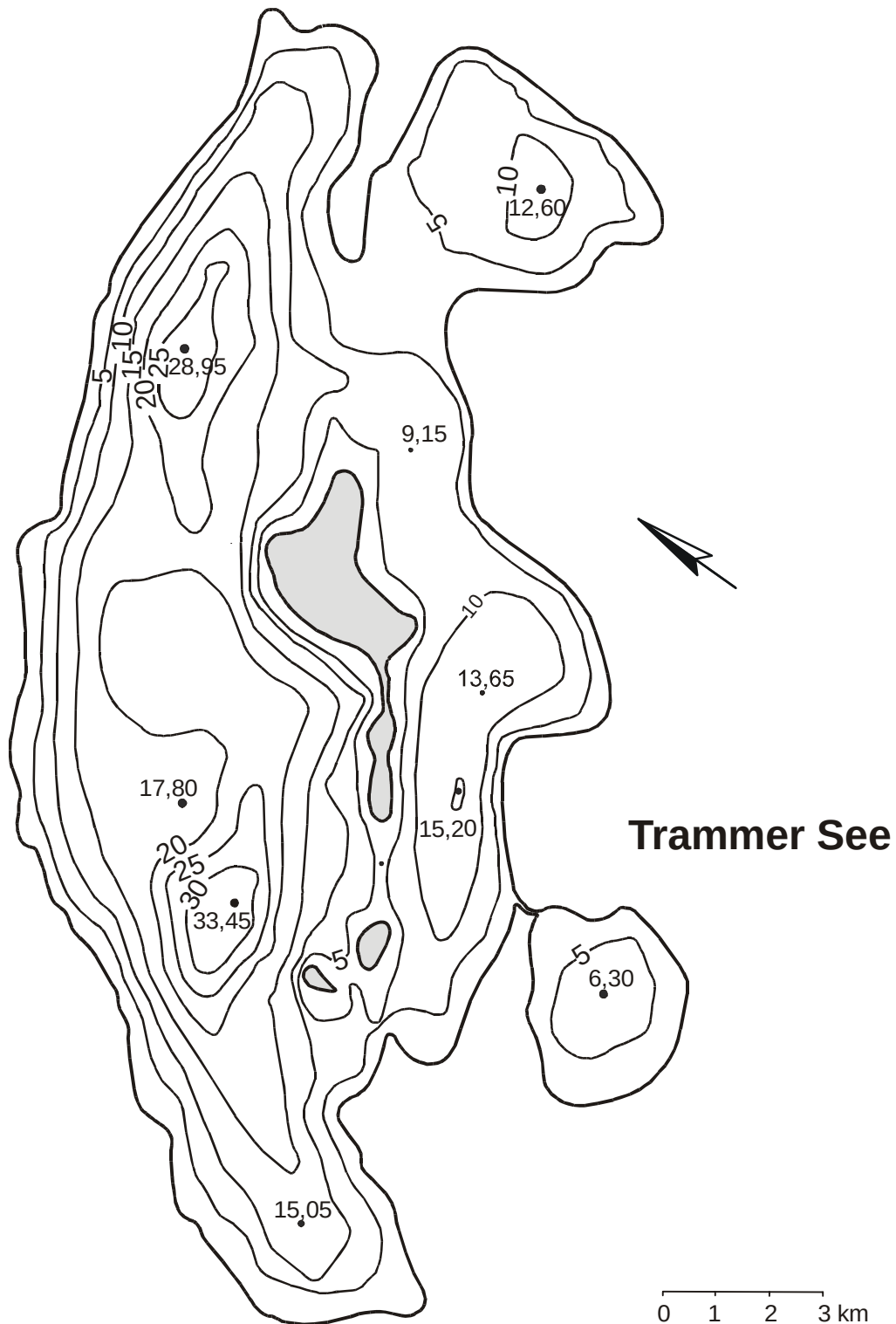


Abb. 45: Tiefenplan des Trammer Sees

Ufer

Die Ufervegetation des Trammer Sees wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (1999) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Mit Ausnahme eines ca. 1 km langen beweideten Uferstreifens ist der Trammer See von einem **Ufergehölzsaum** umgeben, der sich aus Schwarzerlen, Weiden und Eschen zusammensetzt. An den nördlichen Ufern ist der Saum meist von Weidengebüsch beherrscht und 10 bis 30 m breit, im Siedlungsbereich des Südufers ist er nur lückenhaft ausgebildet. An der Nordostspitze des Sees befindet sich der einzige flächig entwickelte Erlenbruch, in dem der nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins (MIERWALD & BELLER 1990) gefährdete Kleine Baldrian *Valeriana dioica* vorkommt. Die südlich an den Erlenbruch angrenzenden Pferdeweiden reichen bis an das Seeufer und weisen dort einen schmalen Saum mit artenreicher Feuchtgrünlandvegetation auf, die das stark gefährdete Flache Quellried *Blysmus compressus* sowie die gefährdeten Arten Breitblättriges Knabenkraut *Dactylorhiza majalis*, Sumpfdreizack *Triglochin palustris* und Nickender Löwenzahn *Leontodon saxcalis* sowie auf trockeneren Standorten die ebenfalls gefährdete Echte Schlüsselblume *Primula veris* enthalten.

Ein überwiegend aus Schilf *Phragmites australis* bestehender **Röhrichtgürtel** ist mehr oder weniger entlang des gesamten Ufers in Breiten zwischen meist 3 und 10 m entwickelt. Breitere Bestände bis 30 m gibt es, auch auf Grund der dort flacheren Ufer, nur auf kurzen Strecken im Nordosten sowie am Südostufer. Der Röhrichtgürtel ist durch zahlreiche Störungen unterbrochen. Vor den Siedlungsbereichen sind meist kleinere Lücken durch Stege und Zugänge zum Wasser verursacht, das Landröhricht ist durch die Garten- und Freizeitnutzung sowie teilweise durch Uferbefestigung zerstört. In aktuell oder früher beweideten Bereichen ersetzen Ästiger Igelkolben *Sparganium erectum*, Gemeine Sumpfbirse *Eleocharis palustris* und Wasserschwaden *Glyceria maxima* häufig das Schilf. In dem beweideten Abschnitt im Nordosten ist das Röhricht teilweise durch artenreiche Feuchtgrünlandvegetation (siehe oben) oder dichte Bestände von Tauchblattpflanzen ersetzt. Gefährdete Arten der Röhrichtzone sind der Strauß-Gilbweiderich *Lysimachia tyrsoiflora*, Tannwedel *Hippuris vulgaris*, Stumpfbliütige Binse *Juncus subnodulosus*, Flügelbraunwurz *Scrophularia umbrosa* und die Nadelige Sumpfbirse *Eleocharis acicularis*. Stark gefährdet ist das Übersehene Reitgras *Calamagrostis stricta*, vom Aussterben bedroht ist der auf trocken gefallen Schlamflächen siedelnde Grasblättrige Froschlöffel *Alisma gramineum*.

Schwimblattpflanzen kommen nur auf etwa 10 % der Uferlinie vor. Vorherrschend ist die Gelbe Teichrose *Nuphar lutea*, die in einigen Bereichen, vermutlich auf Grund des starken Wellengangs, nur als untergetauchte Form vorhanden ist. Die Weiße Seerose *Nymphaea alba* und der Wasserknöterich *Polygonum amphibium* treten nur vereinzelt auf.

Der Trammer See besitzt eine sehr artenreiche gut ausgebildete **Unterwasservegetation** entlang der gesamten Uferlinie mit einer maximalen Besiedlungstiefe von 5 m. Von den 23 gefundenen Arten gehörten 12 Arten der Roten Liste an, wobei diese z.T. in gut ausgeprägten stabilen Beständen vorkamen. Dominierend waren das Kammlaichkraut *Potamogeton pectinatus*, das Durchwachsene Laichkraut *P. perfoliatus* und der Spreizende Hahnenfuß *Ranunculus circinatus*. Das gefährdete Spiegel-Laichkraut *P. lucens* bildete in verschiedenen Uferbereichen kleine bis mittelgroße Bestände bis 4 m Wassertiefe. Häufig waren auch der vom Aussterben bedrohte Grasblättrige Froschlöffel *Alisma gramineum* und das stark gefährdete Stachelspitzige Laichkraut *P. friesii*. In Flachwasserbereichen des östlichen Ufers siedelte die gefährdete Nadelige Sumpfbirse *Eleocharis acicularis* und vereinzelt das vom Aussterben bedrohte Fadenlaichkraut *P. filiformis*. Die gefährdeten Arten Ähriges Tausendblatt *Myriophyllum spicatum*, Zwerglaichkraut *P. pusillus* und Tannwedel *Hippuris vulgaris* waren ebenfalls nicht selten. Von den sechs gefundenen

Armleuchteralgen-Arten waren vier nach der Roten Liste der Armleuchteralgen Schleswig-Holstein (GARNIEL & HAMANN in Vorb.) gefährdet, eine davon sogar stark gefährdet (*Tolypella glomerata*). Häufig war die gefährdete Gegensätzliche Armleuchteralge *Chara contraria*, die vom Flachwasserbereich bis zu einer Wassertiefe von 3,5 m dichte Rasen bildete.

Mit seiner Vielzahl gefährdeter Arten ist die Vegetation des Trammer Sees von bundesweiter Bedeutung. Die Unterwasservegetation war allerdings teilweise von fädigen Grünalgen überwachsen, die ein Anzeichen für steigende Nährstoffversorgung sind und bei höherer Dichte die Pflanzen schädigen.

Freiwasser

Der Trammer See war durch seine relativ große Tiefe im Sommer thermisch stabil geschichtet (Abb. 47). Mit einer überdurchschnittlich hohen Säurekapazität von 3,5 mmol/l im Frühjahr war der See bei mäßigen Calciumkonzentrationen von 44 mg/l gut gepuffert. Die Leitfähigkeit war mit Werten um 112 mS/m extrem hoch. Ursache sind hohe Konzentrationen von Natriumchlorid (über 200 mg/l Chlorid), die durch unterseeische Salzquellen verursacht sind (OHLE 1959).

Die Phosphorkonzentrationen zur Frühjahrszirkulation lagen mit knapp 0,05 mg/l Phosphor im mittleren Bereich, während die Gesamtstickstoffkonzentrationen dem gegenüber mit 0,5 mg/l Stickstoff sehr gering waren. Das N/P-Verhältnis (Gewicht) lag damit im Frühjahr bei etwa 10 und damit in einem Bereich, wo Stickstoff zum limitierenden Faktor für das Phytoplanktonwachstum werden könnte.

Im Frühjahr zeigten ein relativ geringes Chlorophyll a-Maximum von fast 15 µg/l Chl a (Abb. 48) und geringe Sichttiefen (Abb. 46) ein Phytoplanktonmaximum an. Sauerstoffmangel im unteren Hypolimnion ab 28 m Wassertiefe, erhöhte Phosphorwerte und erhöhte Chloridwerte über Grund bereits zu diesem frühen Zeitpunkt deuten daraufhin, dass der See bei der Frühjahrszirkulation nicht bis zum Grund durchmischt war, und durch die hohen Salzkonzentrationen möglicherweise eine Tendenz zur chemisch bedingten Meromixis zeigt. Bei chemisch bedingter Meromixis weist das Tiefenwasser durch einen hohen Gehalt gelöster Stoffe eine so viel höhere Dichte auf, dass es von der Zirkulation nicht erfasst wird. Passiert dies über einen längeren Zeitraum, reichern sich meist weitere Salze an. Die nicht durchmischte Schicht wird noch stabiler und Sauerstoff, Nitrat und Sulfat werden aufgezehrt. Da im Trammer See im Frühjahr 1999 aber weder Nitrat noch Sulfat über Grund aufgezehrt waren, kann davon ausgegangen werden, dass dieser Zustand hier nicht dauerhaft stabil ist.

Wie in den meisten geschichteten See verarmte das Epilimnion im Sommer an Phosphor (im Juli auf 0,026 mg/l P), während der Gesamtstickstoff im Trammer See nur geringfügig abnahm. Trotz relativ geringer Chlorophyll a-Werte zwischen 3,3 und 10 µg/l Chl a (Abb. 48) und geringen Sauerstoffübersättigungen deuten die Abnahme der Hydrogenkarbonatkonzentrationen insbesondere zum Juli auf eine recht hohe Primärproduktion.

Auch die Zehrungsprozesse im Hypolimnion waren relativ intensiv. Während im Juni im mittleren Hypolimnion noch über 30 % Sauerstoffsättigung gemessen wurden, war im Juli das Hypolimnion bereits ab etwa 8 m Wassertiefe nahezu sauerstofffrei (Abb. 47). Die bereits im März vorhandene Anreicherung von Phosphor und Ammonium über dem Grund dehnte sich im Juni bis ins mittlere Hypolimnion aus. Ab Juli nahm die Anreicherung stark zu, jetzt hatten vermutlich Rücklösungsprozesse eingesetzt, da über dem Grund auch das Nitrat, das ohnehin nur in geringen Konzentrationen vorlag, verbraucht war. Die Abnahme des Sulfats und Schwefelwasserstoffgeruch

zeigten, dass Desulfurikationsprozesse eingesetzt hatten. Im August hatte sich die Desulfurikationszone bis mindestens ins mittlere Hypolimnion ausgedehnt (H_2S -Geruch), der Phosphor im Tiefenwasser erreichte hohe Konzentrationen von etwa $0,4 \text{ mg/l P}$. Eine Zunahme der Gesamtposphorkonzentrationen auch im Epilimnion, wie sie in geschichteten Seen mit starker hypolimnische Phosphoranreicherung teilweise im Hochsommer zu beobachten ist, trat im Trammer See bis August nicht auf.

Die Ganglinie der Sichttiefe in der Ostbucht des Trammer Sees (Abb. 46) zeigte 1999 und 2000 im Verlauf des Jahres kein einheitliches Muster. Die Frühjahrsalgenblüte führte 1999 zu Sichttiefen von unter $1,5 \text{ m}$, die Sichttiefe erhöhte sich im weiteren Verlauf des Jahres auf maximal $2,5 \text{ m}$. 2000 war ein eindeutigeres Muster feststellbar. Der Frühjahrsalgenblüte folgte ein relativ schwach ausgeprägtes Klarwasserstadium, das bis Mitte Juni anhielt. Das folgende Sommermaximum der Phytoplanktonentwicklung zog sich bis Anfang November hin und verursachte geringe Sichttiefen zwischen $1,5$ und $1,7 \text{ m}$. Ein Vergleich mit Einzelmessungen des Landesamtes im Bereich der tiefsten Stelle zeigt, dass die Sichttiefen hier zeitweise deutlich höher waren als in der Ostbucht oder auch am Westufer vor Tramm. Im Bereich der Buchten lag vermutlich ein höheres Trophie-niveau vor als in der Seemitte.

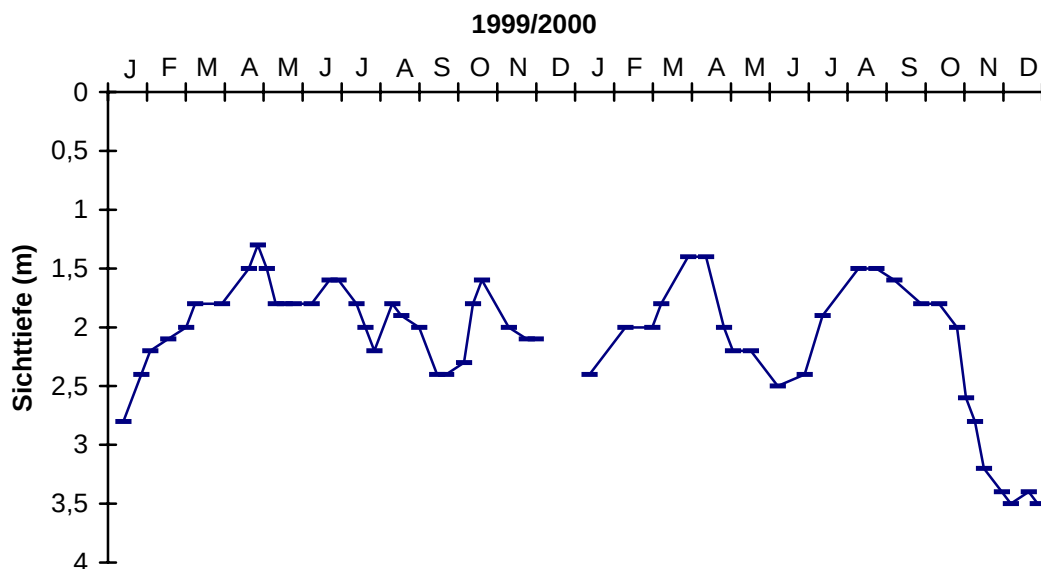
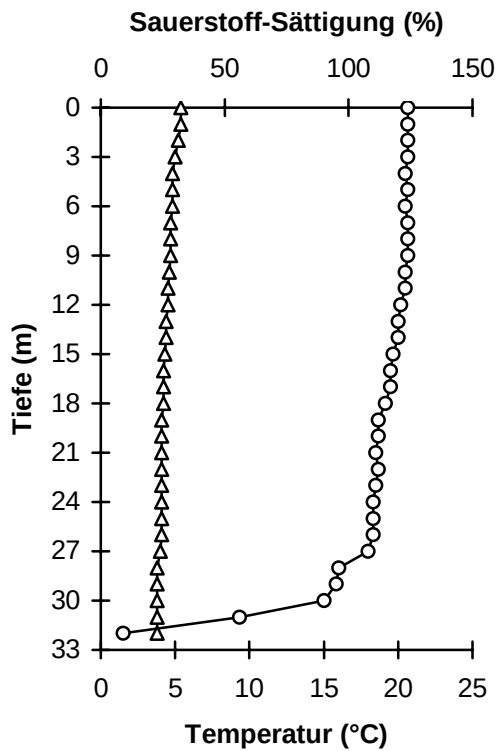
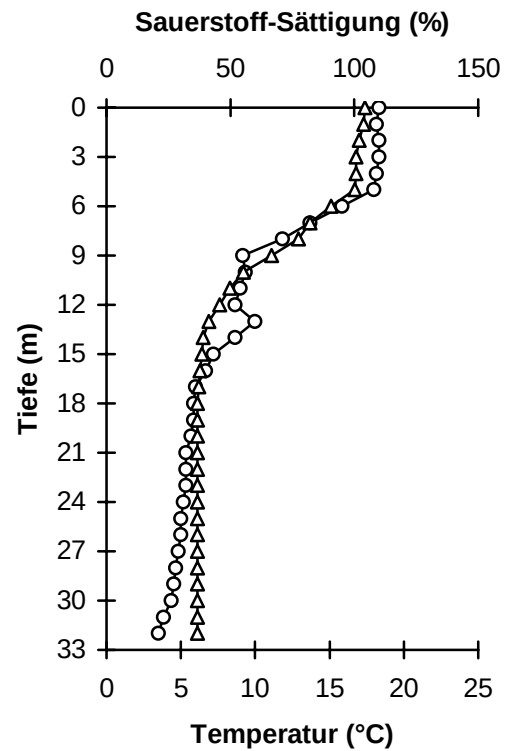


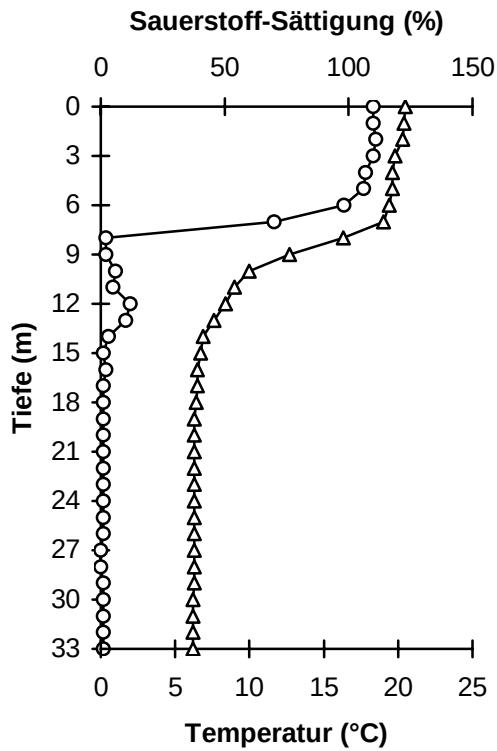
Abb. 46: Sichttiefen (m) im Trammer See, Ostbucht, 1999 und 2000 (erhoben im Rahmen des Seenbeobachtungsprogrammes Kreis Plön)



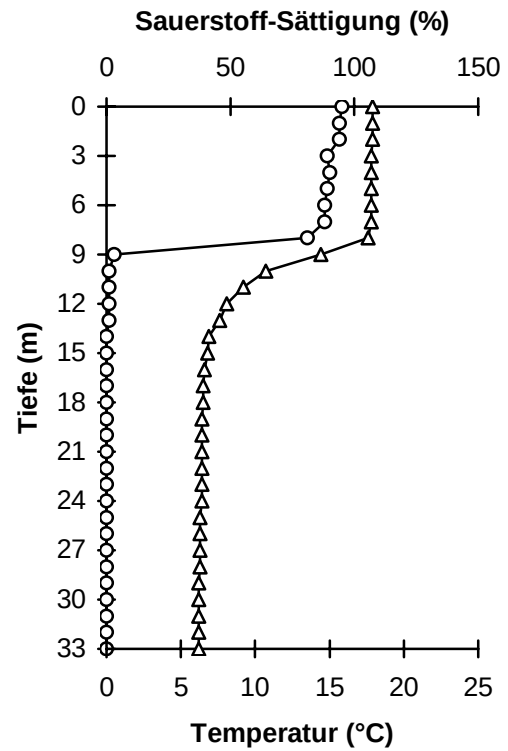
März



Juni



Juli



August

Abb. 47: Tiefenprofile von Temperatur (°C) und Sauerstoff-Sättigung (%) im Trammer See im Frühjahr und Sommer 1999; Temperatur Δ Sauerstoff o

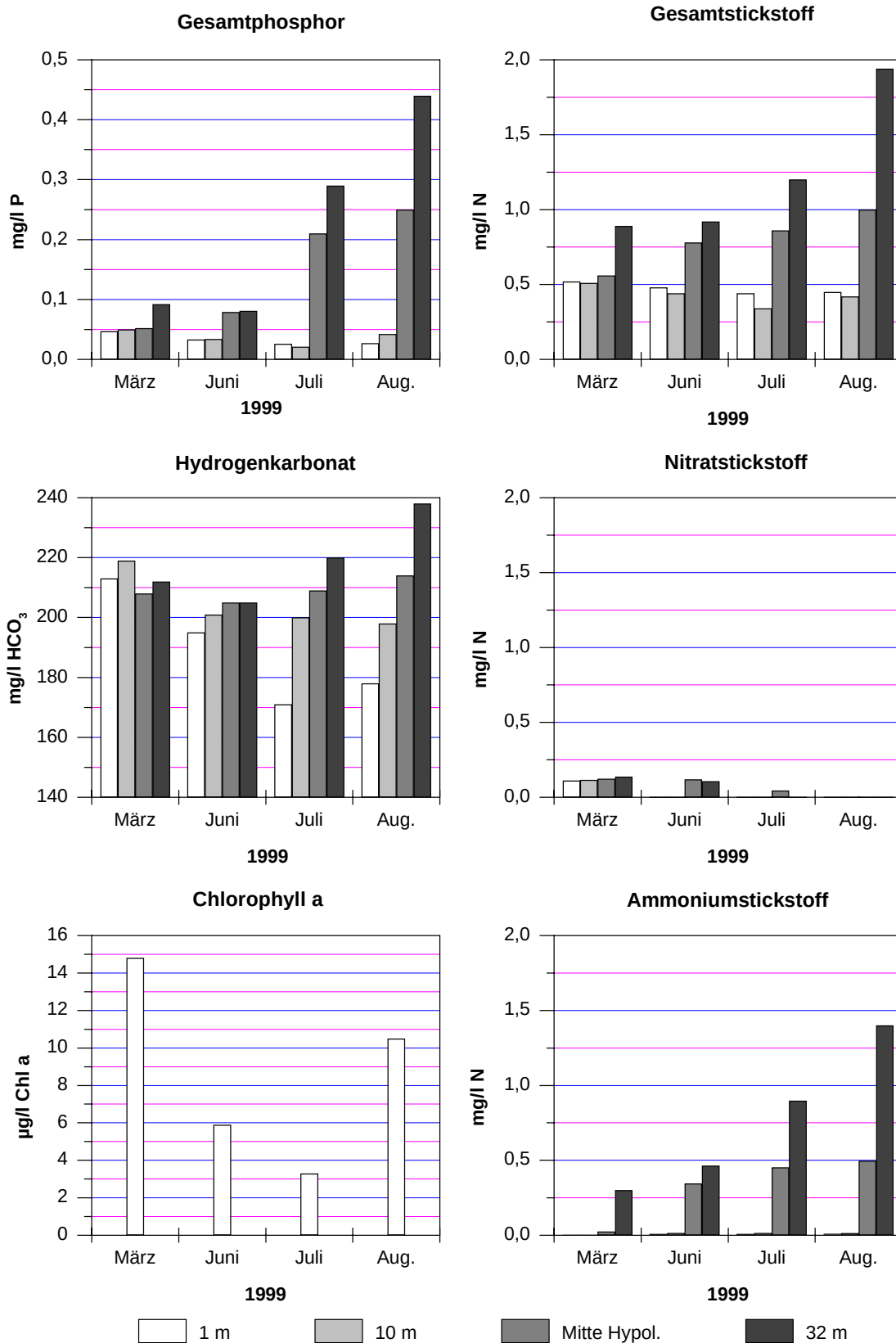


Abb. 48: Phosphor (mg/l) und verschiedene Stickstofffraktionen (mg/l) sowie Hydrogenkarbonat (mg/l) und Chlorophyll a ($\mu\text{g/l}$) in den verschiedenen Probetiefen im Trammer See 1999

Das **Plankton** im See wurde im Auftrag des Landesamtes von SPETH (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind ihrem Bericht entnommen.

Das Phytoplankton des Trammer Sees wurde bereits im März von fädigen Blaualgen (*Limnithrix redeckii*) beherrscht, die ein Frühjahrsmaximum bildeten und von Kieselalgen und *Rhodomonas minuta* sowie der Grünalge *Monoraphidium arcuatum* begleitet wurden. Im Frühsommer waren neben *L. redeckii* weitere fädige Blaualgen (*Planktolyngbia limnetica* und *Pseudanabaena limnetica*) häufig. Kleinere, besser durch Zooplankton verwertbare Arten waren mit *Tetrastrum triangulare*, *R. minuta* und *Chrysochromulina parva* relativ häufig vertreten. Im Juli traten zusätzlich weitere fädige Blaualgen auf (*Aphanizomenon gracile*, *Anabaena* spp. und *Planktothrix agardhii*), mit den *Anabaena*-Arten waren jetzt auch stickstofffixierende Blaualgen vertreten. Im August nahm der relative Anteil der Blaualgen durch einen größeren Anteil von *Ceratium*- und *Dinobryon*-Arten etwas ab.

Im Zooplankton des Trammer Sees waren größere Formen (Cladoceren, erwachsene Copepoden) selten. Im März dominierten Nauplien, während erwachsene Copepoden und auch Rädertiere selten waren. Im Frühsommer hatten die erwachsenen calanoiden und cyclopoiden Copepoden etwas zugenommen, Rädertiere waren jetzt individuenreich vertreten (*Pompholyx sulcata*, *Keratella cochlearis*). Im Sommer verringerte sich die Zahl der Rädertiere wieder und Cladoceren (*Diaphanosoma brachyurum*, wenig *Daphnia cucullata*) traten vermehrt (jedoch noch immer selten) auf.

Insgesamt wurde das Phytoplankton des Trammer Sees durch nährstoffzeigende Arten beherrscht, die größtenteils schlecht durch Zooplankton fressbar waren. Im Zooplankton dominierten überwiegend kleine, Detritus fressende Formen, so dass von einer direkten Kontrolle des Zooplanktons auf das Phytoplankton nicht auszugehen ist.

Nach Angaben des zuständigen Angelsportvereins wird der Trammer See vor allem mit der Kleinen Maräne (5000 Stück), mit Satzaal (100 kg), Hecht und Barsch besetzt. Weiterhin gibt es Weißfischarten. Bei den Barschen kommen nach Angaben des Angelvereins vor allem größere Exemplare vor, was dem Fraßdruck der Kormorane auf die kleineren Tiere zugeschrieben wird. Kormorane werden seit 8 Jahren in größerer Anzahl am Trammer See beobachtet.

Seegrund

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Trammer See wurde im Auftrag des Landesamtes von OTTO (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Benthosproben wurden aus 5, 15 und 33 m Wassertiefe entnommen. Mit 24 Taxa war die Bod fauna artenreich, wobei allerdings von den 17 Arten von Weichtieren, die die artenreichste Gruppe darstellten, nur drei lebend gefunden wurden. Das deutet auf eine früher artenreichere Benthos fauna hin. In 5 m Wassertiefe herrschten Arten der Uferzone vor. Bei 15 m wurden lebend nur noch Arten der Tiefenzone gefunden, wobei Wenigborster mit Dichten von über 1000 Tieren/m² und Zuckmückenlarven (überwiegend Vertreter der *Chironomus plumosus*-Gruppe) mit Dichten von ebenfalls etwa 1000 Tieren/m² dominierten. An der tiefsten Stelle, die durch anaerobe Verhältnisse ab Juli beherrscht wurde, trat nur noch die Büschelmückenlarve *Chaoborus flavicans*, diese jedoch in relativ großer Dichte von ca. 2000 Tieren/m², auf.

Bei der Bewertung nach THIENEMANN (1922) wird der Trammer See wegen des großen Vorkommens von Zuckmückenlarven der *Plumosus*-Gruppe und der noch nicht als massenhaft zu bezeichnenden Dichte der Büschelmücke als eutropher *Chironomus plumosus*-See bezeichnet.

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Der Trammer **See** liegt im Landschaftsschutzgebiet "Trammer See, Schluensee, Wald- und Knicklandschaft zwischen Schöhsee und Behler See und Umgebung" (Kreisverordnung vom 30.3.1999). Er wird nicht gewerblich befischt, es gibt einen Angelsportverein.

Durch den hohen Anteil besiedelter **Uferstrecken** gibt es zahlreiche Stege. Badestellen befinden sich vor der Schule in Schiffstal, drei kleinere Badestellen gibt es am Nordostufer und eine weitere am Nordwestufer. Der im Norden und im mittleren Bereich des Westufers dicht am Gehölzsaum laufende Wanderweg hat insgesamt eine Länge von etwa einem Kilometer.

Die Ufer der im Nordosten gelegenen **Halbinsel** werden beweidet, im Norden und Westen reicht die Nutzung der größtenteils steil abfallenden Ackerflächen bis an den schmalen Gehölzsaum. Die große Insel in der Mitte ist Vogelschutzgebiet, darf nicht betreten werden und wurde früher extensiv mit Schafen beweidet. Sie liegt jetzt brach. Die zwei kleinen Inseln sind ebenfalls Vogelschutzgebiet mit Betretensverbot.

Das **Einzugsgebiet** des Sees wird zu gut 36 % landwirtschaftlich, davon etwa 40 % als Acker, genutzt. Der Waldanteil ist mit 13 % durchschnittlich. Etwa 8 % des Einzugsgebietes sind bebaut. Die Zahl der Großvieheinheiten lag bei durchschnittlich 1,1 GVE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

Das **Abwasser** wird fast vollständig über die zentrale Abwasserbeseitigung der Kläranlage Plön gereinigt, lediglich 12 EW der Ortslage Eulenkrug werden über nachgerüstete Hauskläranlagen entsorgt.

Niederschlagswasser der Gemeinde Plön wird am Südufer über Regenklärbecken in den Trammer See geleitet.

Belastungssituation des Sees

Aufgrund der **Flächennutzung** und der **Abwasserbeseitigung** im Einzugsgebiet sowie der **Niederschlagsbeschaffenheit** werden im folgenden die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Trammer See grob abgeschätzt (Abb. 49 und Tab. 15).

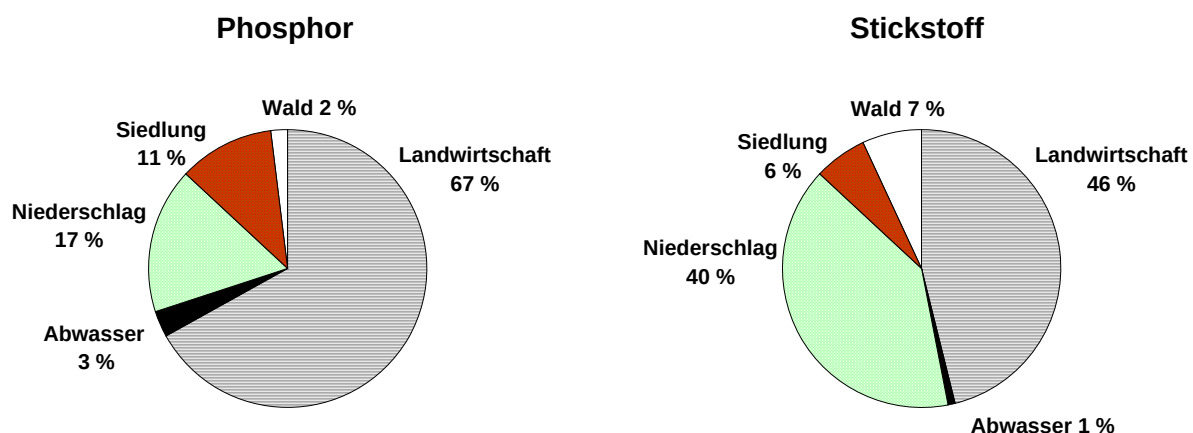


Abb. 49: Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Trammer See

Tab. 15: Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Trammer See aus verschiedenen Quellen (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

Flächennutzung	(ha) bzw. Stück	(kg/ha-a) P bzw. (kg/GVE-a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/ha-a) N bzw. (kg/GVE-a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Acker	59	0,5	30	20	1180
Grünland	86	0,2	17	10	860
Großvieheinheiten	159	0,2	32	0,9	143
Wald	51	0,05	3	7	357
Siedlung mit Regenklärbecken	31	0,4	12	10	310
Gewässer	171		0		0
Sonstiges	3		0		0
Summe (ha)	401		93		2850

Niederschlag auf die Seefläche	163	0,12	20	11,6	1891
-----------------------------------	-----	------	----	------	------

Punktquellen	EW	(kg/EW-a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/EW-a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Abwasser	12	0,3	4	3	36
Summe			4		36

Gesamteintrag in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	117	4777
bezogen auf die Seefläche (g/a-m²)	0,07	3
Gesamtaustrag aus dem Landeinzugsgebiet (kg/a-ha Landfläche) (ohne Niederschlag auf die Seefläche)	0,41	12

Die abgeschätzten Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 117 kg/a Phosphor und bei über 4,7 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (ca. 67 % beim Phosphor) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Die Abwasserbeseitigung macht nur 3 % der Phosphor-Belastung aus.

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KERÉKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des Wasseraustausches die zu erwartende Phosphor-Konzentration im See abschätzen:

$$P_E = \frac{L * T_W}{z (1 + \sqrt{T_W})}$$

P_E : = erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
 L : 0,07 = jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a-m²)
 T_W : 14,3 = theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
 z : 11,1 = mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{0,07 * 14,3}{11,1 (1 + \sqrt{14,3})} = 0,02 \text{ mg/l P}$$

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphor-Konzentration im See liegt mit 0,02 mg/l P deutlich unter der tatsächlichen Konzentration von fast 0,05 mg/l P. Als Gründe dafür können in geringem Maße die interne Düngung aus dem Sediment sowie die unterschätzte Belastung aus den ufernahen Äckern mit starker Hangneigung in Frage kommen.

Bewertung

Durch sein kleines Einzugsgebiet und seine große Tiefe hat der Trammer See gute Voraussetzungen für einen nährstoffarmen Zustand. Die errechnete gegenwärtige jährliche Phosphorbelastung ist mit 0,07 g Phosphor pro m² Seefläche tatsächlich vergleichsweise gering.

Der gegenwärtige Zustand des Trammer Sees zeigt dagegen widersprüchliche Tendenzen: mittlere Phosphorkonzentrationen und relativ geringe Chlorophyll a-Werte sowie eine relativ hohe Besiedlungstiefe der Unterwasserpflanzen mit einem großen Prozentsatz Nährstoffarmut zeigender Arten deuten auf einen vergleichsweise nährstoffarmen Zustand hin. Im Gegensatz dazu zeigt der Sauerstoffhaushalt des Hypolimnions mit seinen starken Defiziten und H₂S-Bildung intensive Zehrungsprozesse an, wie sie eher für hocheutrophe Seen typisch sind. Die Zunahme der sommerlichen hypolimnischen Phosphorkonzentrationen im August deutet auf beginnende Phosphorrücklösungsprozesse. Da dem Beobachtungsjahr 1999 ein ungewöhnlich warmer Winter vorausgegangen war, ist jedoch zu vermuten, dass in Jahren mit normaler Witterung die Phosphorrücklösung im Trammer See keine Rolle spielt. Die bereits im Frühjahr im Phytoplankton dominierenden fädigen Blaualgen und der Aufwuchs fädiger Grünalgen auf den Unterwasserpflanzen waren jedoch ebenfalls Merkmale nährstoffreicher Seen.

Der Trammer See wird seit 1991 im Seenbeobachtungsprogramm (KREIS PLÖN 1998) mit regelmäßigen Sichttiefenmessungen und chemischen Analysen zum Zeitpunkt der Herbstzirkulation untersucht. Bis 1995 zeigte der See kontinuierlich abnehmende Gesamtstickstoffkonzentrationen (0,54 mg/l N) und schwankende aber insgesamt ebenfalls abnehmende Gesamtphosphorkonzentrationen (0,066 mg/l P). Bei vorliegender Untersuchung war die Gesamtstickstoffkonzentration unverändert (0,53 mg/l N), der Gesamtphosphorgehalt hatte mit 0,05 mg/l P deutlich abgenommen. Während früher ein großer Anteil des anorganischen Stickstoffs aus Ammonium bestand, war nun überwiegend Nitrat vorhanden. Die Sichttiefen zeigten jedoch keine positive Entwicklung an. Das ehemals jeweils im April/Mai vorhandene Klarwasserstadium mit Sichttiefen bis 4 m, war jetzt kaum noch erkennbar und die mittlere Sichttiefe lag deutlich niedriger.

Insgesamt reagiert der Trammer See wie viele andere Seen zunächst trotz abnehmender Phosphorkonzentrationen im See nicht merklich mit einer Verringerung der Primärproduktion auf die Nährstoffentlastung. Neben klimatischen Veränderungen ist ein Grund meist eine effektivere Ausnutzung der Nährstoffe zunächst durch die vorhandene Phytoplanktongemeinschaft, dann durch ihre Umstrukturierung. Inwieweit dies im Trammer See der Fall war, lässt sich wegen fehlender älterer Planktonuntersuchungen nicht sagen. Die gegenwärtige Planktongemeinschaft war seit Frühjahr durch fädige Blaualgen geprägt, subdominant traten auch besser durch Zooplankton fressbare Algenarten auf. Im Zooplankton spielten größere Formen jedoch meist keine Rolle.

Die interne Düngung aus dem Sediment, wurde vermutlich durch die Anwesenheit von Nitrat in Grenzen gehalten, so dass trotzdem eine Verringerung der Phosphorkonzentrationen im See stattfinden konnte.

Das Benthos des Trammer Sees zeigt in seiner Artenzusammensetzung zwar die eutrophen Verhältnisse an, die dichte Besiedlung bietet für Fische jedoch günstige Nahrungsbedingungen, so dass ein Fraßdruck auf das Zooplankton durch Ausweichen von Benthosfressern auf andere Nahrungsquellen nicht gegeben sein dürfte.

Der Referenzzustand des Trammer Sees nach LAWA ist oligotroph, sein gegenwärtiger Zustand wird als mesotroph klassifiziert, so dass er mit 2 bewertet wird.

Empfehlungen

Der mesotrophe Zustand des Trammer Sees sollte stabilisiert werden, da beispielsweise der Sauerstoffschwund im Tiefenwasser und die Artenzusammensetzung im Phytoplankton noch immer auf eine höhere Trophie hindeuten. Es sollten daher folgende Maßnahmen ergriffen werden:

- Die Erosion aus ufernahen Äckern mit starker Hangneigung sollte verhindert werden, da der schmale Gehölzgürtel den See nicht schützen kann. Eine Extensivierung dieser Flächen ist anzustreben.
- Da die Nährstoffkonzentrationen im Trammer See in einem Bereich liegen, der eine deutliche Verringerung der Primärproduktion erlauben würde, sollte, um dies auch tatsächlich zu erreichen, die Struktur der Nahrungsketten verbessert werden. Hierzu wäre der Fischbestand des Sees genauer einzuschätzen und gegebenenfalls zu verändern, durch z.B. vermehrten Besatz mit Raubfischen oder gezieltes Abfischen bestimmter Arten.
- Um die wertvolle Unterwasservegetation und das Röhricht des Trammer Sees zu schützen, sollte eine weitere Ausdehnung der Freizeitnutzung, insbesondere der Bootsstege, verhindert werden und geprüft werden, inwieweit die jetzigen Stege zusammengefasst oder rückgebaut werden können.
- Die Beweidung der Ufer sollte unterbleiben, um Vertritt und Nährstoffeintrag durch die Ausscheidungen der Tiere zu unterbinden. Allerdings könnte die extensive Beweidung direkt auf der Halbinsel im Norden wegen der vielen gefährdeten Pflanzenarten in diesem Bereich möglicherweise beibehalten werden, da auf der Halbinsel größere Einträge aus den umliegenden Flächen nicht zu erwarten sind.

Tresdorfer See (Untersuchungsjahr 1999/2000)

Topographische Karte (1 : 25.000):	1728
Flusssystem:	Kossau/Ostsee
Kreis:	Plön
Gemeinde:	Grebin
Eigentümer:	privat
Pächter:	-
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	358885 - 359765
Hochwerte:	600672 - 601806
Höchster Wasserstand (Abflussjahr 1999) (m ü.NN):	25,38
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 1999) (m ü.NN):	24,92
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 1999) (m ü.NN):	24,43
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km ²):	62,4
Seefläche (km ²)*:	1,17
Seevolumen (m ³) bei 24,60 m ü.NN:	8.520.000
Maximale Tiefe (m):	14,7
Mittlere Tiefe (m):	7,6
Uferlänge (km):	7,1
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a):	0,4
(bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/s·km ²)	
Umgebungsarealfaktor (m ² /m ²):	52,4
Umgebungsvolumenfaktor (m ² /m ³):	7,2
Uferentwicklung:	1,9
Hypolimnion/Epilimnion (m ³ /m ³):	0,4
Mischungsverhalten:	im Sommer stabil geschichtet

* einschließlich Lütjensee

Entstehung

Der Tresdorfer See ist als subglaziale Schmelzwasserrinne entstanden.

Einzugsgebiet und Morphologie des Sees

Der Tresdorfer See liegt im Östlichen Hügelland etwa 8 km nördlich von Plön (Abb. 1). Im Einzugsgebiet (Abb. 50) liegen mehrere Teiche und kleine Seen, im Südosten bildet der Lütjensee eine Ausbuchtung. Die an die Ufer grenzenden Flächen werden überwiegend landwirtschaftlich genutzt, im Norden eher als Acker, ansonsten als Grünland. Im Süden und Südosten grenzen Waldflächen an. Am Westufer liegt die kleine Ortschaft Tresdorf. Das Einzugsgebiet des Tresdorfer Sees ist im Verhältnis zur Seefläche und zum Seevolumen groß (Abb. 2).

Das West- und das Ostufer des Tresdorfer Sees sind überwiegend eingebettet in zum Teil kiesigen Schmelzwassersand der Weichsel-Eiszeit. Der südliche Bereich, die Ufer des Lütjensees eingeschlossen, und das nördliche Seeende werden durch Niedermoortorf gebildet. Am Nordwest- und Nordostufer bestehen die Böden streckenweise aus Geschiebelehm/-mergel.

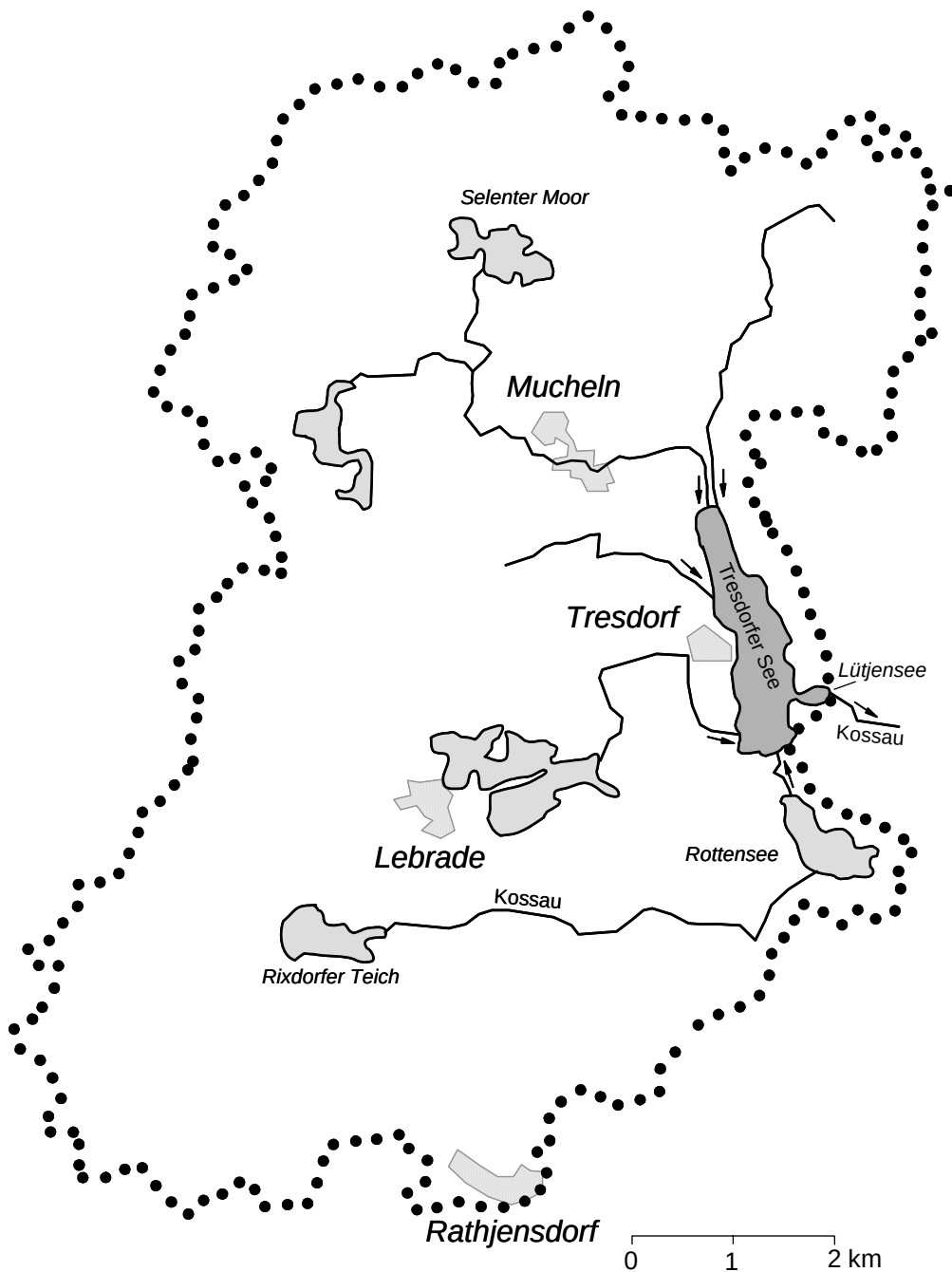


Abb. 50: Einzugsgebiet des Tresdorfer Sees

Der Tresdorfer See besitzt einen Ablauf, die Kossau, und mehrere Zuläufe, von denen mengenmäßig der im Nordwesten aus Mucheln und der im Nordosten aus Friedeburg sowie der im Südwesten aus Lebrade mündende von Bedeutung sind. Die Abflussspenden dieser drei Zuläufe liegen etwa in der gleichen Größenordnung (Abb. 51). Die Kossau verlässt den See über den Lütjensee im Südosten. Die Verbindung zum Rottensee ist ausgespiegelt, nach den Pegelmessungen des Staatlichen Umweltamtes Kiel bestand im Abflussjahr 1999 von Dezember bis Januar ein Abfluss vom Tresdorfer See in den Rottensee, während von März bis September Wasser aus dem Rottensee in den Tresdorfer See floss.

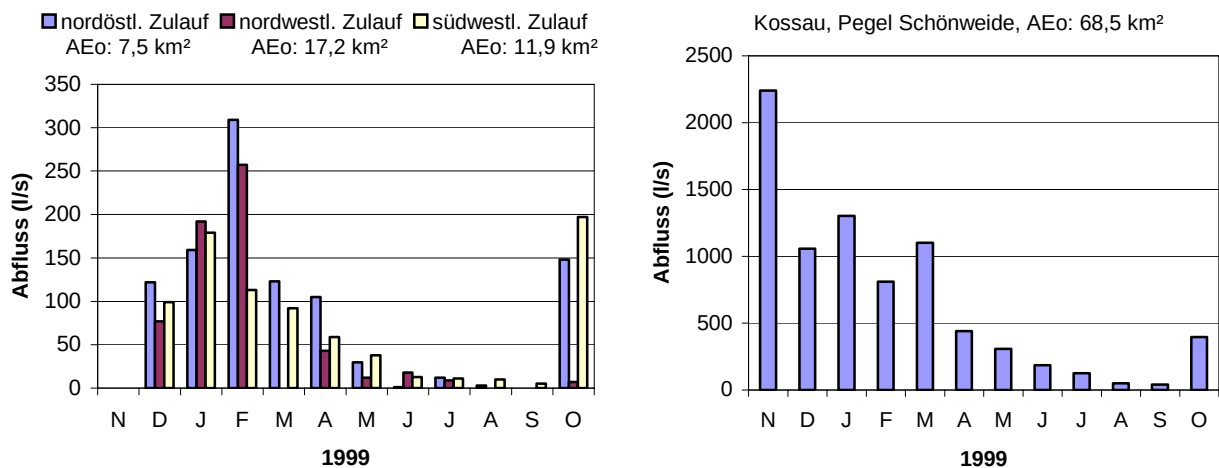


Abb. 51: Zuflussmengen (l/s) der drei wichtigsten Zuflüsse in den Tresdorfer See (Einzelmessungen des LANU; links) und Mittelwert der monatlichen Abflussmengen (l/s) der Kossau am Ablauf des Lütjensees (Quelle: StUA Kiel, umgerechnet; rechts), Abflussjahr 1999; AEO: Größe des oberirdischen Einzugsgebietes

Die Abflussmengen der Kossau am Auslauf des Lütjensees sind in Abb. 51 dargestellt. Durch das große Einzugsgebiet sind die Abflüsse erheblich, die theoretische Austauschzeit des Tresdorfer Sees beträgt nur knapp 5 Monate. Die auf Grund der Größe des Einzugsgebiets mit einem Gebietsabfluss von 10 l/s·km² berechnete Austauschzeit stimmt dabei – zumindest für das Abflussjahr 1999 - gut mit dem sich aus den gemessenen Abflüssen ergebenden Wert überein.

Die Seespiegelschwankungen betrugen im Abflussjahr 1999 maximal 95 cm (Abb. 52) und lagen damit für einen See mit großem Einzugsgebiet vergleichsweise hoch. Der hohe Anteil von Acker-nutzung im Einzugsgebiet des Tresdorfer Sees könnte die Ursache sein.

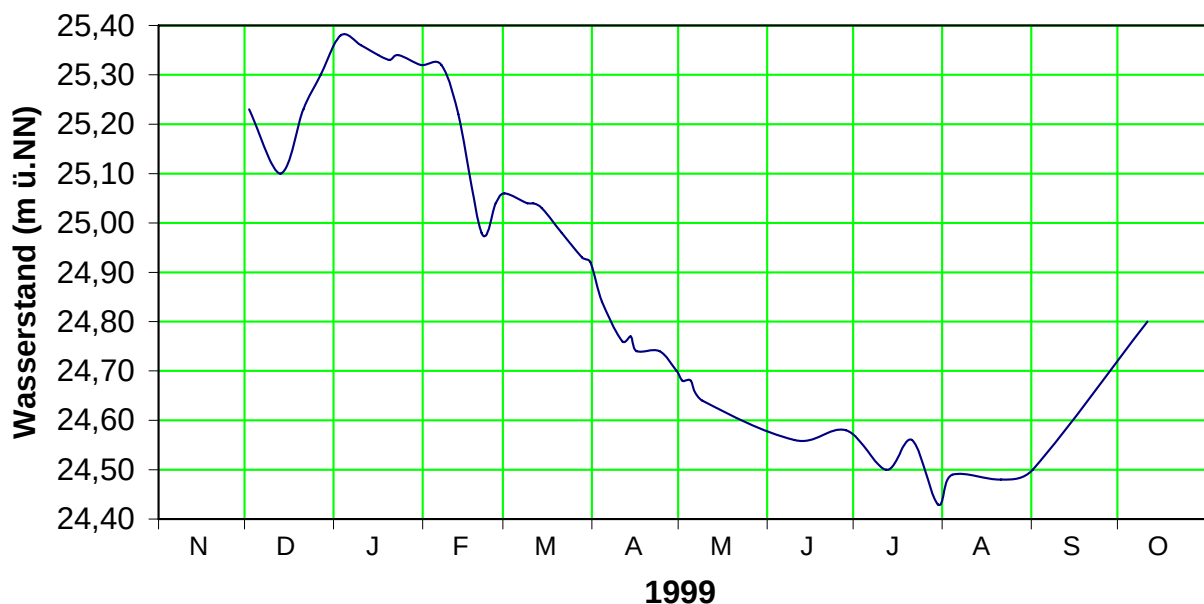


Abb. 52: Seewasserstände (m ü.NN) im Tresdorfer See (Einzelmessungen)
Das Becken des Tresdorfer Sees erstreckt sich in Nord-Süd-Richtung und ist relativ ungegliedert. Lediglich der sich im Südosten anschließende Lütjensee bildet ein zweites Becken (Abb. 53). Die

Ufer fallen vor allem im Norden relativ steil ab, flachen sich dann aber zum wannenförmigen Seeboden ab. Im Süden ist das Ufer flacher. Die tiefste Stelle (14,7 m) liegt im Süden westlich des Lütjensees. Das Wasservolumen des Epilimnions ist in der sommerlichen Schichtungsphase etwa 2,6-mal so groß wie das des Hypolimnions.

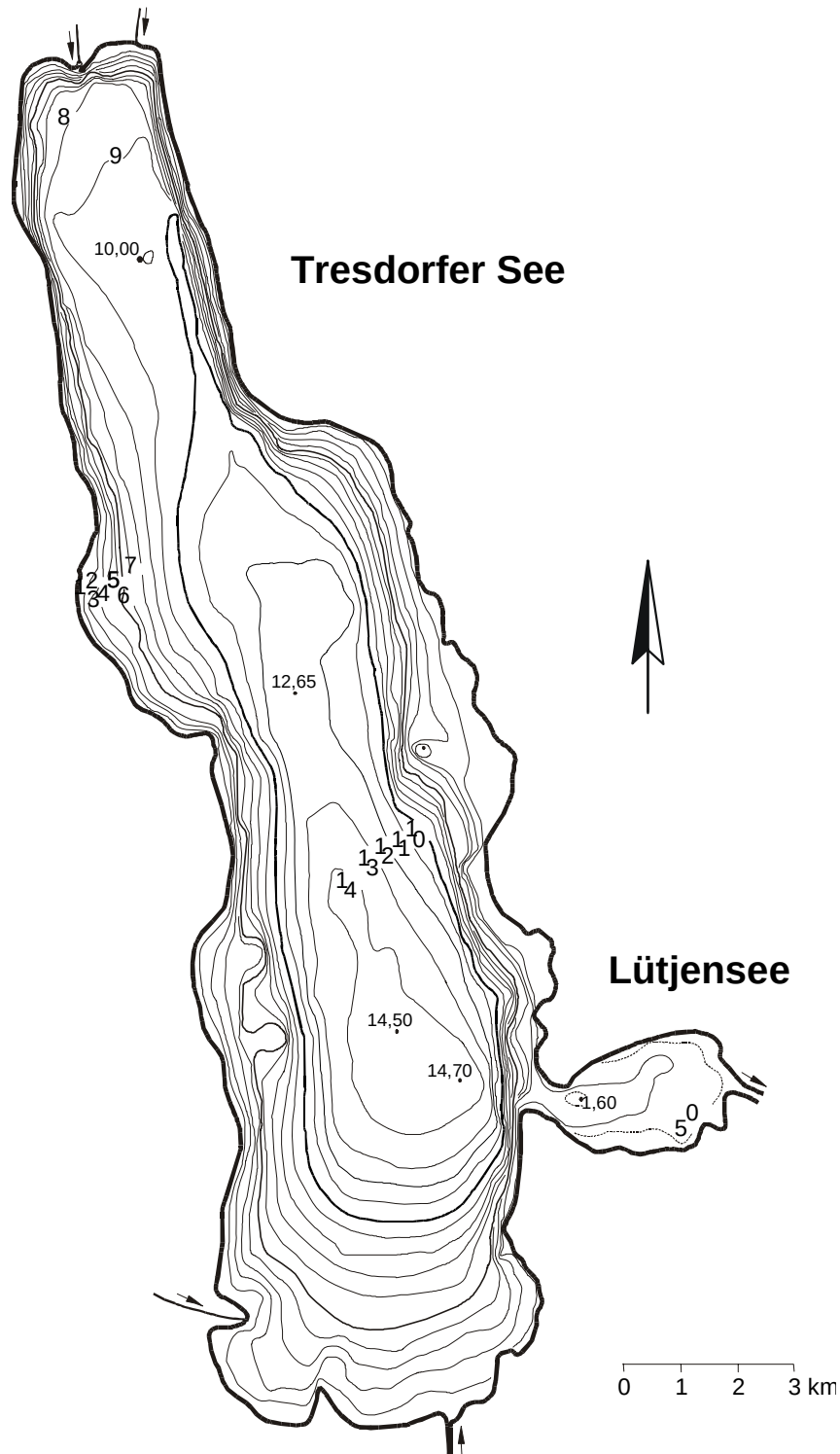


Abb. 53: Tiefenplan des Tresdorfer Sees mit Lütjensee

Ufer

Die Ufervegetation des Tresdorfer Sees wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (1999) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Ufergehölze fehlen über weite Strecken an den als Grünland genutzten Uferbereichen am mittleren und südlichen Westufer sowie am mittleren Ostufer. Am mittleren Ostufer sind sie z.T. durch artenreiches Feuchtgrünland mit den nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins (MIERWALD & BELLER 1990) gefährdeten Arten Purgier-Lein *Linum catharticum* und Sumpf-Sternmiere *Stellaria palustris* sowie dem stark gefährdeten Flachen Quellried *Blysmus compressus* ersetzt. Süd- und Südostufer sind dagegen auf über 2 km von breiten Bruchwäldern gesäumt. Insbesondere am Lütjensee sind wertvolle naturnahe Erlen- bzw. Weidenbrüche in Breiten von z.T. über 100 m großflächig entwickelt. An den nördlichen Uferbereichen grenzt ein meist nur 5 bis 10 m breiter Gehölzsaum mit Schwarzerle *Alnus glutinosa* den See von der Acker- nutzung ab. Der Saum erweitert sich am Ostufer nach Süden zu einem schließlich 50 m breiten Erlenbruch, der im Unterwuchs Stickstoff zeigende Pflanzen, insbesondere die Brennnessel *Urtica dioica* aufweist.

Die **Röhrichtzone** ist in ihrer Ausdehnung sehr unterschiedlich ausgebildet. Im Bereich der Verlandungszonen im Süden und Südosten sind geschlossene Schilfbestände in Breiten zwischen 10 und 20 m, oft mit Schwingdecken, ausgebildet. Im Nordteil des Sees ist ebenfalls ein geschlossener Röhrichtgürtel vorhanden, der durch die hier steilen Ufer in seiner Breite aber auf etwa 5 m begrenzt bleibt. Am Westufer fehlt das Röhricht wegen der Beweidung fast völlig. Südlich von Tresdorf sind die Bestände zwar lückig, breiten sich wegen der inzwischen durchgehenden Abzäunung jedoch aus. Am mittleren Ostufer, vor dem ehemaligen Weideland dagegen fehlt das Wasserröhricht noch immer, während das Landröhricht schon wieder größere Flächen besiedelt. In allen Bereichen dominiert Schilf *Phragmites australis*, an gefährdeten Arten wurde Gilbweiderich *Lysimachia tyrsoflora* recht häufig, der Sumpffarn *Thelypteris palustris* dagegen nur vereinzelt gefunden.

Schwimblattpflanzen kommen nur auf etwa einem Zehntel der Uferlinie, vor allem im Lütjensee, vor. Meist dominiert die Gelbe Teichrose *Nuphar lutea*, teilweise kommt sie mit der Weißen Seerose *Nymphaea alba* gemeinsam vor.

Die **Unterwasservegetation** des Tresdorfer Sees ist besonders in den flach abfallenden unbeschatteten Uferbereichen gut ausgeprägt. Mit 13 Arten ist sie recht artenreich. Mit Kammlaichkraut *Potamogeton pectinatus*, Spreizendem Wasserhahnenfuß *Ranunculus circinatus*, Kanadischer Wasserpest *Elodea canadensis*, Krausem Laichkraut *P. crispus* und Teichfaden *Zannichellia palustris* dominieren allerdings nährstoffliebende Arten, während gefährdete Arten wie Spiegel-Laichkraut *P. lucens*, Zwerglaichkraut *P. pusillus* und das stark gefährdete Stachelspitzige Laichkraut *P. friesii* nur selten oder als Einzelexemplare gefunden wurden. Als einzige Armleuchteralge wurde die nach der Roten Liste der Armleuchteralgen Schleswig-Holstein (GARNIEL & HAMANN in Vorb.) gefährdete Gegensätzliche Armleuchteralge *Chara contraria* im Flachwasserbereich des Ostufers gefunden. Das häufige Auftreten von fädigen Grünalgen (insbesondere *Enteromorpha*) zwischen den Wasserpflanzen zeigt ebenfalls Nährstoffreichtum an. Es wurden Wassertiefen bis durchschnittlich 2,5 m (maximal 3,2 m) besiedelt. In einer älteren Untersuchung von SCHUMANN (1992) unterschied sich die Tauchblattvegetation deutlich von der 1999 festgestellten: damals wurden mit sieben Unterwasserpflanzenarten deutlich weniger gefunden, und das nährstoffliebende Hornblatt *Ceratophyllum demersum* bildete größere Bestände.

Durch die ausgedehnten naturnahen Bereiche, insbesondere am Lütjensee, haben sich einige seltene Vogelarten angesiedelt, so der Seeadler *Haliaeetus albicilla*, der Eisvogel *Alcedo atthis* und das Braunkehlchen *Saxicola rubetra*.

Insgesamt gesehen ist die submerse Vegetation des Tresdorfer Sees zwar als teilweise gestört anzusehen, es gibt aber Anzeichen für eine Verbesserung der Besiedlung sowohl bezüglich der Artenvielfalt als auch der Zusammensetzung. Die Ufer- und Gehölzzone ist zwar in Teilbereichen ebenfalls gestört, einige Bereiche, insbesondere die um den Lütjensee herum ausgebildeten Verlandungsbereiche, sind aber als ausgesprochen wertvoll anzusehen.

Freiwasser

Der Tresdorfer See wies eine stabile sommerliche Temperaturschichtung auf (Abb. 55). Bei einer Säurekapazität von über 4 mmol/l war das Wasser bei Calciumkonzentrationen von etwa 70 mg/l sehr gut gepuffert, so dass die pH-Werte auch bei höherer Bioproduktion unter 9 blieben. Die hohe Leitfähigkeit mit Werten um 54 mS/m spiegelt die Größe des Einzugsgebietes mit einem entsprechend hohen Austrag an gelösten Stoffe wider.

Die Gesamtphosphorkonzentrationen zur Frühjahrszirkulation (Abb. 56) waren mit Werten von fast 0,08 mg/l Phosphor vergleichsweise hoch. Sehr hoch waren mit fast 5 mg/l Stickstoff die Gesamtstickstoffkonzentrationen. Der Gesamtstickstoff setzte sich zu diesem Zeitpunkt überwiegend aus Nitrat zusammen, das bei hohen Abflussmengen (Abb. 51) vermutlich aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen eingetragen wurde. Sowohl Phosphat als auch anorganischer Stickstoff waren fast ständig im Oberflächenwasser vorhanden. Die Phytoplanktonproduktion war also vermutlich zumindest bis zum Juli durch das Lichtangebot oder andere Faktoren limitiert. Lediglich das Phosphat sank im Juli vorübergehend unter die Bestimmungsgrenze. Gelöste Kieselsäure, ein wichtiger Nährstoff für Kieselalgen, lag im Frühjahr in sehr hoher Konzentration vor (19 mg/l SiO₂).

Die Primärproduktion erschien im Verhältnis zu den Nährstoffkonzentrationen vergleichsweise gering (Abb. 54 und Abb. 56): Der

Frühjahrsblüte mit 14 µg/l Chlorophyll a folgte ein Klarwasserstadium mit Sichttiefen von bis zu 4,4 m, das zumindest den gesamten Juni über anhielt. Die Ursache für dies Klarwasserstadium bleibt unklar, da zum einen noch Nährstoffe in ausreichender Menge vorhanden waren, zum anderen großes Zooplankton, das die Phytoplanktonmasse hätte reduzieren können, nicht gefunden wurde. Im Juli war die Produktivität trotz geringer Chlorophyll a-Konzentration bei Sichttiefen unter 1,5 m, Sauerstoffsättigungen von 150 % und starker Abnahme der Hydrogenkarbonatkonzentrationen wieder erhöht. Ebenso im August.

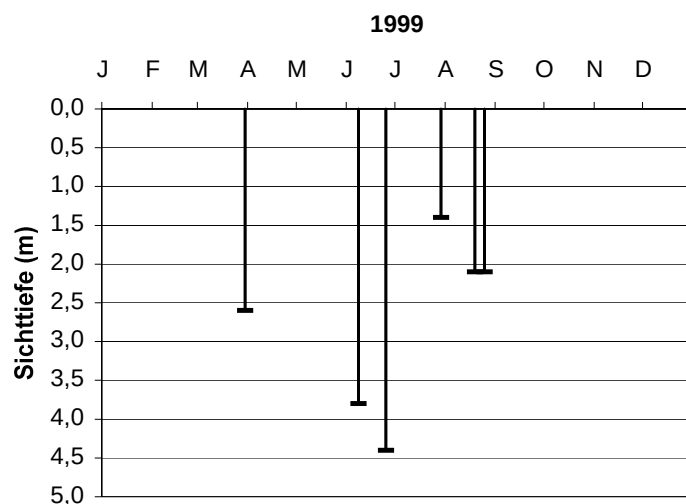


Abb. 54: Sichttiefen des Tresdorfer Sees 1999; Daten des LANU ergänzt nach STUHR (1999)

Der Gesamtphosphor (0,045 mg/l P) zeigte im Epilimnion von Juni bis August kaum eine Abnahme (Abb. 56), vermutlich, da aus dem oberen Hypolimnion Phosphor ins Epilimnion eingemischt wurde. Der Gesamtstickstoff nahm dagegen deutlich auf 1,9 mg/l N ab, wobei neben der Sedimentation der Biomasse auch Denitrifikationsvorgänge wahrscheinlich gekoppelt mit Nitrifikation des Ammoniums eine Rolle spielten. Die sehr hohen Nitritkonzentrationen von bis zu über 0,05 mg/l N zeigen die Intensität dieser Prozesse an.

Im Hypolimnion des Tresdorfer Sees fanden intensive Zehrungsprozesse statt. Bereits im Juni war das gesamte Hypolimnion nahezu sauerstofffrei, im August war auch das Metalimnion vollständig anaerob (Abb. 55). Die hohen Nitratkonzentrationen verhinderten jedoch bis zum August eine deutliche Desulfurikation im Tiefenwasser (Abb. 56). Im August war in 14 m Tiefe das Nitrat aufgezehrt und das Einsetzen von intensiver Desulfurikation wurde am H₂S-Geruch und der Abnahme der Sulfatkonzentrationen deutlich. Die Phosphorzunahme im Tiefenwasser im Juli war also vermutlich zum Großteil auf Abbau von sedimentierter Biomasse zurückzuführen, während ab August Phosphor aus dem Sediment freigesetzt wurde. Die hypolimnischen Konzentrationen stiegen auf fast 0,8 mg/l Phosphor. Die ab Juli stark reduzierenden Verhältnisse im Tiefenwasser werden auch an der Zunahme der Ammoniumkonzentrationen in 10 und 14 m Wassertiefe deutlich.

Das **Plankton** im Tresdorfer See wurde im Auftrag des Landesamtes von SPETH (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind ihrem Bericht entnommen.

Das Frühjahrsmaximum des Phytoplanktons setzte sich überwiegend aus einzelligen Kieselalgen zusammen, die von Grünalgen und Schlundalgen (Cryptophyceen) begleitet wurden. Im Frühsommer war die Dichte des Phytoplanktons gering, es bestand überwiegend aus Cryptophyceen und verschiedenen Grünalgen. Im Juli und August herrschten fädige und koloniebildende Formen von Kieselalgen und Blaualgen vor. Bei den Blaualgen dominierten im Juli neben *Microcystis aeruginosa* stickstofffixierende *Anabaena*- und *Aphanizomenon*-Arten, die im Juli durch *Limnithrix redeckei* verdrängt wurden. Die Blaualgen wurden im Juli und August von einer artenreichen Grünalgengemeinschaft begleitet, die mengenmäßig jedoch von untergeordneter Bedeutung war.

Das Zooplankton war insgesamt durch kleine Formen dominiert. Im März und Juni herrschten Nauplien vor, die im Juli und August von Rädertieren (*Keratella quadrata*, *K. cochlearis*, *Pompholyx sulcata*, *Conochilus unicornis*) begleitet wurden. Erwachsene Cyclopiden erlangten nur im August eine etwas größere Häufigkeit, Cladoceren waren durchweg selten.

Nach Angaben des Eigentümers gibt es Karpfen, Barsche, Aale, Welse und wenige Hechte im See. Bei diesen Fischarten erfolgt ein Besatz. Ein Besatz mit der Kleinen Maräne war, wie angesichts der Sauerstoffbedingungen nicht verwunderlich, erfolglos. Die vorhandenen Fische bilden nach Angaben des Eigentümers größtenteils Hungerformen aus. Möglicherweise wirken sich die hohen Nitritkonzentrationen negativ auf das Wachstum der Fische aus. Es wurde versucht, den übermäßigen Bestand an Weißfischen durch mehrmaliges Abfischen mit Schleppnetzen zu reduzieren.

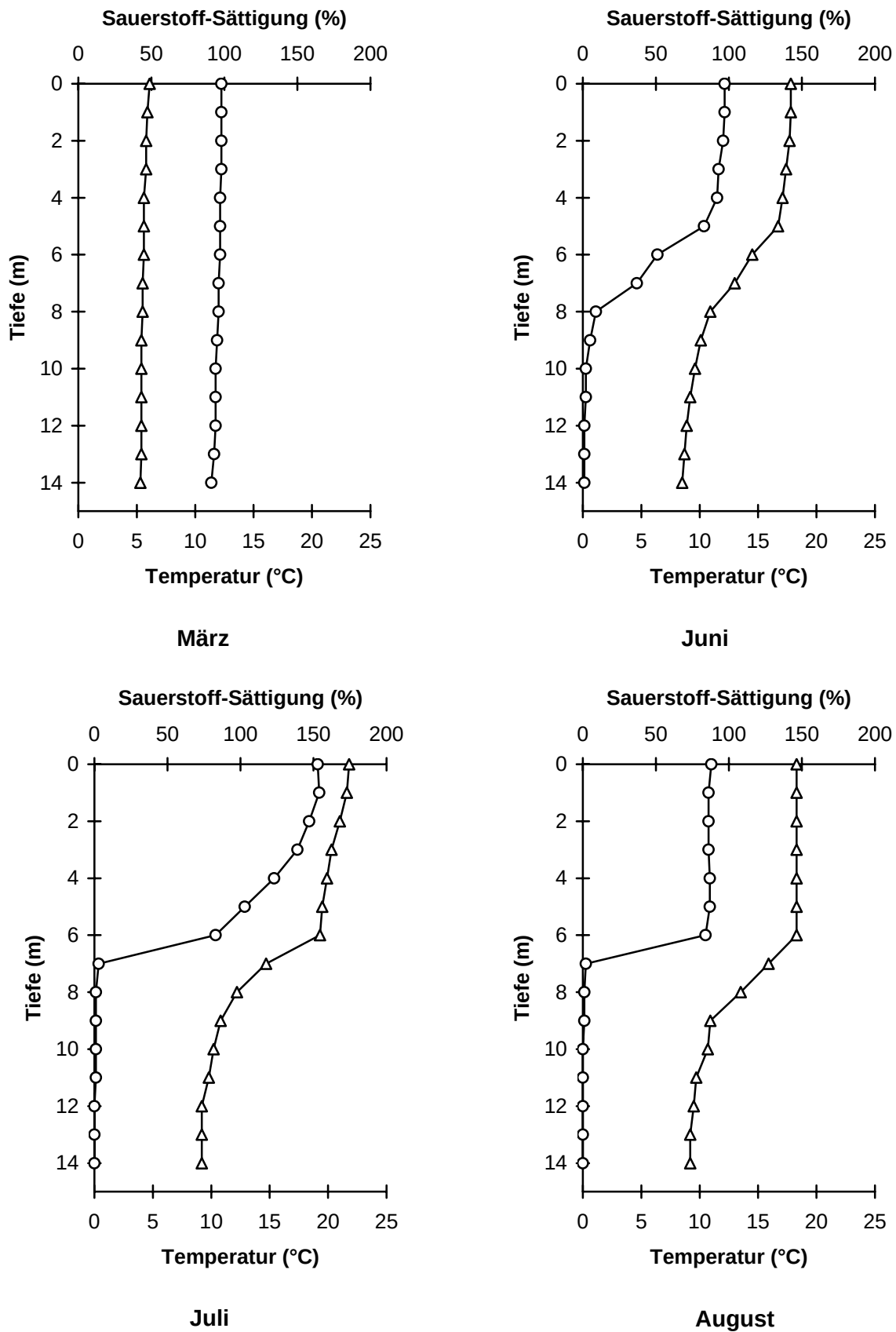


Abb. 55: Tiefenprofile von Temperatur (°C) und Sauerstoff-Sättigung (%) im Tresdorfer See im Frühjahr und Sommer 1999; Temperatur Δ Sauerstoff o

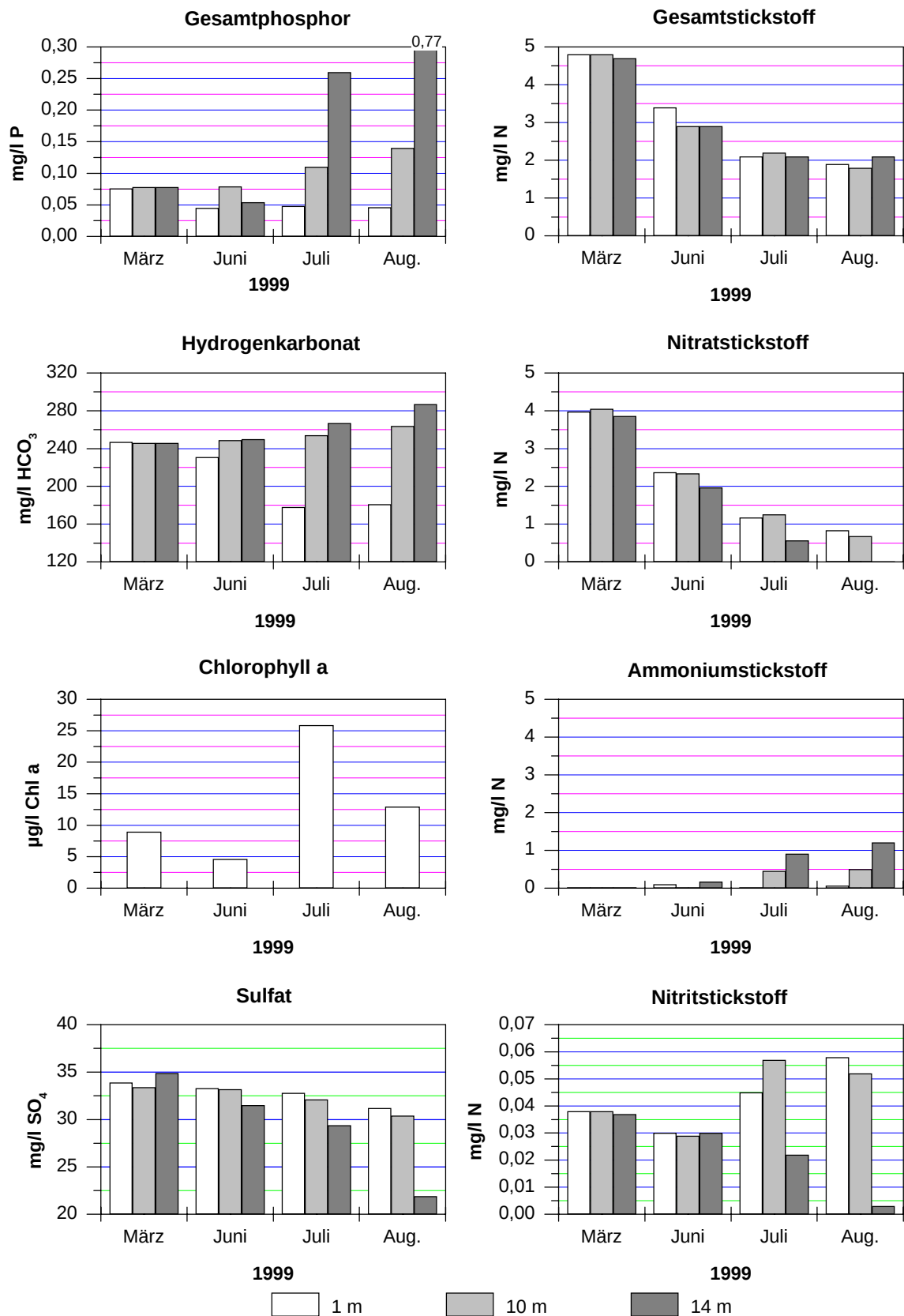


Abb. 56: Phosphor (mg/l) und verschiedene Stickstofffraktionen (mg/l) sowie Hydrogenkarbonat (mg/l), Chlorophyll a (µg/l) und Sulfat (mg/l) in den verschiedenen Probetiefen im

Tresdorfer See 1999

Seegrund

Das Sediment im Tresdorfer See wurde durch graubraunen/schwarz melierten Schlamm weicher Konsistenz ohne Schwefelwasserstoffgeruch gebildet.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Tresdorfer See wurde im Auftrag des Landesamtes von OTTO (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Am Tresdorfer See wurden in 5, 10 und 14,7 m Wassertiefe Proben für das Benthos entnommen. In allen Tiefen herrschten typische Arten der Tiefenzone vor, was vermutlich auf die geringe Ausprägung der Uferzone im Tresdorfer See zurückzuführen ist. Die Gesamtartenzahl blieb dadurch mit 16 Arten relativ gering. Von den fünf Weichtier-Arten wurde nur eine lebend nachgewiesen, die übrigen wurden nur als Schalenfunde registriert. Die Zuckmückenlarven waren mit fünf Arten vertreten. Am häufigsten waren in 5 und 10 m Tiefe die Wenigborster mit fast 1500 Tieren/m² sowie die Zuckmückenlarve *Procladius* sp. mit fast 1200 Tieren/m². In 10 m Tiefe waren die Wenigborster weiterhin häufig, *Procladius* jedoch wesentlich seltener, darüber hinaus trat vermehrt die Büschelmückenlarve *Chaoborus flavicans* auf, die in 14,7 m Tiefe mit fast 2300 Tieren/m² große Dichten erreichte. Oligochaeten und verschiedene Chironomiden (*Procladius* sp., *Chironomus plumosus*-Gruppe, *Polypedilum* cf. *nubeculosum*) waren ebenfalls noch vorhanden. Insgesamt war der Unterschied zwischen den einzelnen Tiefen bemerkenswert gering.

Da sich kein klarer Übergang zwischen Ufer- und Tiefenzone abgrenzen ließ, war eine Bewertung nach THIENEMANN (1922) schwierig. Insgesamt deutet die Zusammensetzung der Besiedlung auf einen eutrophen See hin.

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Der Tresdorfer **See** liegt im Landschaftsschutzgebiet "Tresdorfer See, Rottensee und Umgebung" (Kreisverordnung vom 30.3.1999). Er wird nur durch den Eigentümer befischt.

Bootsstege sind an den **Ufern** nicht vorhanden. Es gibt vier kleine Badestellen am Nordende und eine südlich von Tresdorf. Nördlich von Tresdorf wird das Ufer auf einer Strecke von ca. 700 m Länge beweidet. Südlich von Tresdorf werden zwei schmale Stellen als Viehtränke genutzt.

Das **Einzugsgebiet** des Sees wird zu gut drei Vierteln landwirtschaftlich, überwiegend als Acker, genutzt. Der Waldanteil ist mit 11 % durchschnittlich für Schleswig-Holstein. 3 % des Einzugsgebietes sind bebaut. Die Zahl der Großvieheinheiten lag bei durchschnittlich 0,67 GVE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

Im Einzugsgebiet fällt das **Abwasser** von nachgerüsteten Hauskläranlagen der Ortslage Tresdorf an (42 EW).

Belastungssituation des Sees

Aufgrund der **Flächennutzung** und der **Abwasserbeseitigung** im Einzugsgebiet sowie der **Niederschlagsbeschaffenheit** werden im folgenden die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Tresdorfer See grob abgeschätzt (Abb. 57 und Tab. 16).

Tab. 16: Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Tresdorfer See aus verschiedenen Quellen (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)

Flächennutzung	(ha) bzw. Stück	(kg/ha·a) P bzw. (kg/GVE·a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/ha·a) N bzw. (kg/GVE·a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Acker	3528	0,5	1764	20	70560
Grünland	1308	0,2	262	10	13080
Großvieheinheiten	3260	0,2	652	0,9	2934
Wald	716	0,05	36	7	5012
Siedlung	172	0,75	129	13	2236
Gewässer	386		0		0
Sonstiges	134		0		0
Summe (ha)	6244		2842		93822

Niederschlag auf die Seefläche	117	0,12	14	11,6	1357
--	-----	------	-----------	------	-------------

Punktquellen	EW	(kg/EW·a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/EW·a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Abwasser	42	0,3	13	3	126
Summe			13		126

Gesamteintrag in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	2869	95305
bezogen auf die Seefläche (g/a·m ²)	2,45	81
Gesamtaustrag aus dem Landeinzugsgebiet (kg/a·ha Landfläche) (ohne Niederschlag auf die Seefläche)	0,47	15

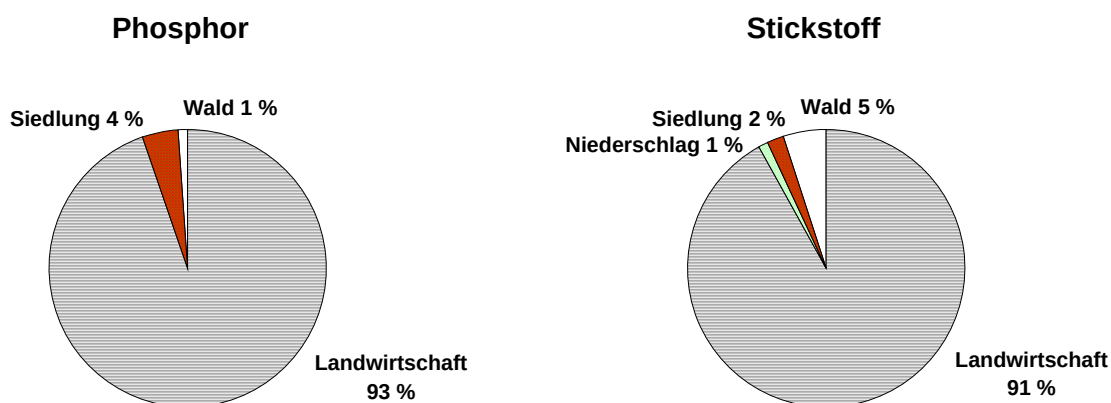


Abb. 57: Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Tresdorfer See

Die Abschätzung der Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag ergab insgesamt 2.869 kg/a Phosphor und über 95 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (über 90 %) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Die Abwasserbeseitigung spielt für die Phosphor-Belastung kaum eine Rolle.

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KEREKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des Wasseraustausches die zu erwartende Phosphor-Konzentration im See abschätzen:

$$P_E = \frac{L * T_W}{z (1 + \sqrt{T_W})}$$

P_E :		= erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
L :	2,45	= jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m ²)
T_W :	0,4	= theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
z :	7,6	= mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{2,45 * 0,4}{7,6 (1 + \sqrt{0,4})} = \mathbf{0,08 \text{ mg/l P}}$$

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphor-Konzentration im See liegt mit 0,08 mg/l P etwa bei der tatsächlichen Konzentration von 0,076 mg/l P. Trotz der im Spätsommer vermutlich stattfindenden P-Rücklösung findet also über das Jahr gesehen anscheinend keine Nettofreisetzung von Phosphor statt. Möglicherweise wird der im Sommer freigesetzte Phosphor zu einem großen Teil in der wasseraustauschreichen Phase von November bis März ausgespült, so dass er zwar die Produktivität desselben Jahres beeinflusst, die Phosphorkonzentrationen des folgenden Jahres aber nicht merklich erhöht.

Bewertung

Die derzeitige Phosphorbelastung des Tresdorfer Sees ist mit 2,45 g/a·m² Seefläche Phosphor, das ist das fünffache des schleswig-holsteinischen Durchschnitts (0,53 g/a·m² Phosphor), sehr hoch. Die Belastung stammt zu über 90 % aus der Landwirtschaft.

Angesichts dieser sehr hohen Flächenbelastung war die Produktivität, gemessen am Chlorophyll a-Gehalt, bei Gesamtposphorkonzentrationen im Frühjahr von fast 0,08 mg/l Phosphor zumindest im Beobachtungsjahr vergleichsweise gering. Die Zehrungsaktivität im Hypolimnion dagegen führte bereits im Juni zur Sauerstofffreiheit über das gesamte Hypolimnion, im Juli war auch das Metalimnion vom Sauerstoffschwund erfasst. Durch extrem hohe Nitratkonzentrationen, die im Tiefenwasser erst im August völlig aufgezehrt waren, wurde jedoch bis zu diesem Zeitpunkt eine Desulfurikation größeren Ausmaßes verhindert, so dass eine massive Phosphorrücklösung aus dem Sediment erst im Spätsommer einsetzte. Durch den hohen Wasseraustausch wird dieser freigesetzte Phosphor im Winter ausgespült, so dass es insgesamt nicht zu einem Konzentrationsanstieg im See kommt. In diesem Fall muss also von einer positiven Auswirkung des aus der Landwirtschaft eingespülten Nitrats ausgegangen werden. Im Frühjahr 2002 hatte der Tresdorfer See 0,066 mg/l Gesamtposphor. Ob diese verringerte Konzentration einen abnehmenden Trend anzeigt oder im Bereich der normalen Schwankungen dieses Sees liegt, kann bisher nicht festgestellt werden.

Auch hinsichtlich von Artenspektrum und maximaler Besiedlungstiefe der Unterwasservegetation zeigte der Tresdorfer See ein erstaunlich positives Bild, im Vergleich mit älteren Vegetationsuntersuchungen deutete sich eine Verbesserung des Trophiezustands an. Beim Röhricht, das in weiten Bereichen durch Beweidung stark geschädigt ist, wurde an den Uferstrecken, die inzwischen abgezäunt wurden, bereits eine Regeneration beobachtet. Weite Bereiche bleiben aber derzeit dem Vieh noch frei zugänglich. Die Benthosfauna des Sees zeigte die eutrophen Verhältnisse an und bietet von der Quantität her eine gute Nahrungsgrundlage für die Fische.

Weniger positiv ist die Planktonzusammensetzung zu beurteilen. Zwar herrschten Blaualgen erst ab Juli vor, durch das weitgehende Fehlen von großen Arten hatte das Zooplankton jedoch vermutlich keinen direkten Einfluss auf das Phytoplanktonwachstum und die Detritusnahrungskette herrschte vor.

Der Referenzzustand nach LAWA des Tresdorfer Sees ist oligotroph, sein gegenwärtiger Zustand wurde als eutroph 1 klassifiziert, so dass er nur mit 3 bewertet werden kann. Das Entwicklungsziel, ein mesotropher Zustand, weicht um eine Stufe vom Istzustand ab, so dass Handlungsbedarf besteht.

Empfehlungen

Um einen mesotrophen Zustand (mit Gesamtposphor im Frühjahr von 0,04 mg/l P) zu erreichen, müssten die Phosphorfrachten von gegenwärtig 2,9 t/a P auf höchstens 1,45 t/a P verringert werden, das entspricht einer Halbierung der Phosphorfrachten.

Durch das große landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiet des Tresdorfer Sees ist eine solche umfassende Reduzierung der Nährstofffrachten in diesen See schwierig. Trotzdem sollten sich mit einigen vergleichsweise einfachen Maßnahmen, die den direkten Nährstoffeintrag aus den Uferbereichen und die Struktur der Nahrungsketten betreffen, deutliche Verbesserungen erreichen lassen:

- Die am nördlichen West- und Ostufer angrenzenden Äcker, die auf steilen Ufern liegen, sollten extensiviert oder zumindest mit einem breiten Pufferstreifen zum See hin versehen werden.
- Der Stoffrückhalt an den Zuläufen sollte erhöht werden. Daher sollte die Anlage von Retentionsräumen in natürlichen Senken in den Hauptzuläufen geprüft werden.
- Der nördlich von Tresdorf am Westufer beweidete Bereich sollte abgezäunt werden. Da sich das Röhricht an den bereits abgezäunten Uferbereichen größtenteils gut erholt hat, bestehen gute Chancen, dass sich wieder ein intakter Röhrichtgürtel entwickelt, der zum Stoffrückhalt im Uferbereich beitragen kann.
- Es sollte geprüft werden, ob die Struktur der Nahrungsketten verbessert werden kann. Nach Angaben des Eigentümers des Tresdorfer Sees wurde bereits mehrfach versucht den überhöhten Bestand an Weißfischen durch Befischung mit Schleppnetzen zu verringern, was aber bisher nicht gelungen scheint. Die derzeitige Zusammensetzung des Phytoplanktons und auch der Benthosbesiedlung scheint trotz vergleichsweise hoher Phosphorkonzentrationen günstige Voraussetzung für eine Umstrukturierung der Nahrungsketten zu bieten, allerdings sind die hohen Nitritkonzentrationen für die Entwicklung einer gesunden Fischpopulation hinderlich. Eine Bestandserhebung der Fischfauna sowie die Untersuchung der Ursache für das schlechte Fischwachstum wäre Voraussetzung für eine derartige Maßnahme.

Wielener See (Untersuchungsjahr 1999/2000)

Topographische Karte (1 : 25.000):	1827/1828
Flusssystem:	Schwentine/Ostsee
Kreis:	Plön
Gemeinde:	Wahlstorf
Eigentümer:	privat
Pächter:	Anglergemeinschaft
Lage des oberirdischen Einzugsgebietes:	
Rechtswerte:	358590 - 358928
Hochwerte:	600628 - 601005
Höchster Wasserstand (Abflussjahr 1999/2000) (m ü.NN):	21,00
Mittlerer Wasserstand (Abflussjahr 1999/2000) (m ü.NN):	20,72
Niedrigster Wasserstand (Abflussjahr 1999/2000) (m ü.NN):	20,57
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km ²):	7,01
Seefläche (km ²):	0,25
Seevolumen (m ³) bei 20,58 m ü.NN:	1.575.000
Maximale Tiefe (m):	15,4
Mittlere Tiefe (m):	6,3
Uferlänge (km):	3,4
Theoretische Wasseraufenthaltszeit (a):	0,7
(bei einem geschätzten Abfluss von 10 l/s·km ²)	
Umgebungsarealfaktor (m ² /m ²):	27,0
Umgebungsvolumenfaktor (m ² /m ³):	4,3
Uferentwicklung:	1,9
Hypolimnion/Epilimnion (m ³ /m ³):	0,9
Mischungsverhalten:	im Sommer stabil geschichtet

Entstehung

Der Wielener See liegt zwischen zwei Endmoränen der Preetz-Plöner Eiszunge, die einer Serie aufeinanderfolgender Stillstandsphasen des Eisrandes entsprechen und im Norden als Wälle ausgebildet sind (MUUSS et al. 1973). Es handelt sich bei dem Wielener See also um einen Zungenbeckensee.

Einzugsgebiet und Morphologie des Sees

Der Wielener See liegt im Kreis Plön etwa zwischen Plön und Preetz westlich der Ortschaft Wielen (Abb. 58). Im Einzugsgebiet dominiert die landwirtschaftliche Nutzung. Das Einzugsgebiet ist im Verhältnis zur Seefläche groß (Abb. 2).

Die Böden im Einzugsgebiet bestehen überwiegend aus Geschiebelehm, nur vereinzelt gibt es sandige Bereiche mit untergeordnetem Kies. An der Südspitze, im Bereich des Zulaufs, befindet sich Niedermoorboden.

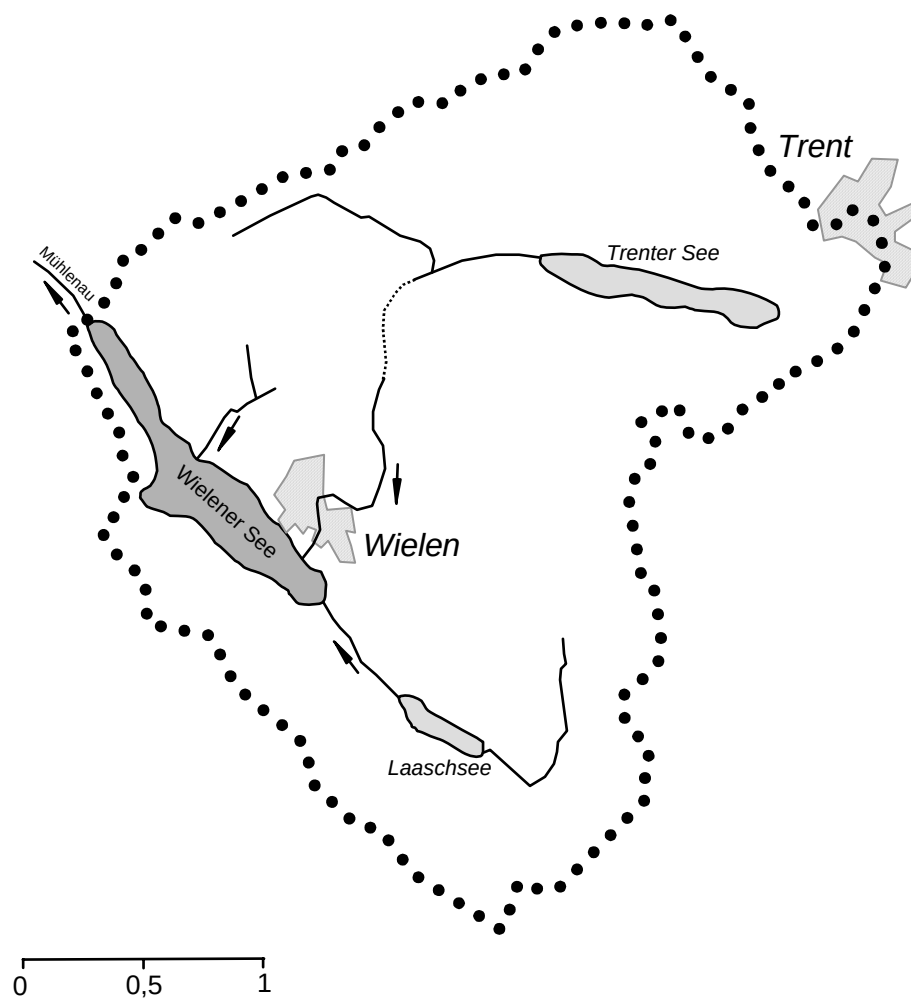


Abb. 58: Einzugsgebiet des Wielener Sees

Der Wielener See besitzt drei Zuläufe (Abb. 58), von denen der nordwestlich von Wielen gelegene nur im März und April Wasser führte, dann aber relativ große Mengen. Von den beiden anderen Zuflüssen brachte der südliche, aus dem Laaschsee kommende etwas geringere Mengen als der aus dem Trenter See kommende Zufluss. Den Ablauf im Norden bildet die Mühlenau mit Abflussmengen zwischen 10 und 230 l/s (Abb. 59). Der Seewasserstand schwankte in den Abflussjahren 1999/2000 um etwa 40 cm (Abb. 60).

Die theoretische Wasseraufenthaltszeit im Wielener See beträgt 0,7 Jahre bei einem zugrunde gelegten Gebietsabfluss von 10 l/s·km². Da die beobachteten Abflussspenden etwa im Bereich der erwarteten lagen, scheint diese theoretische Austauschzeit realistisch.

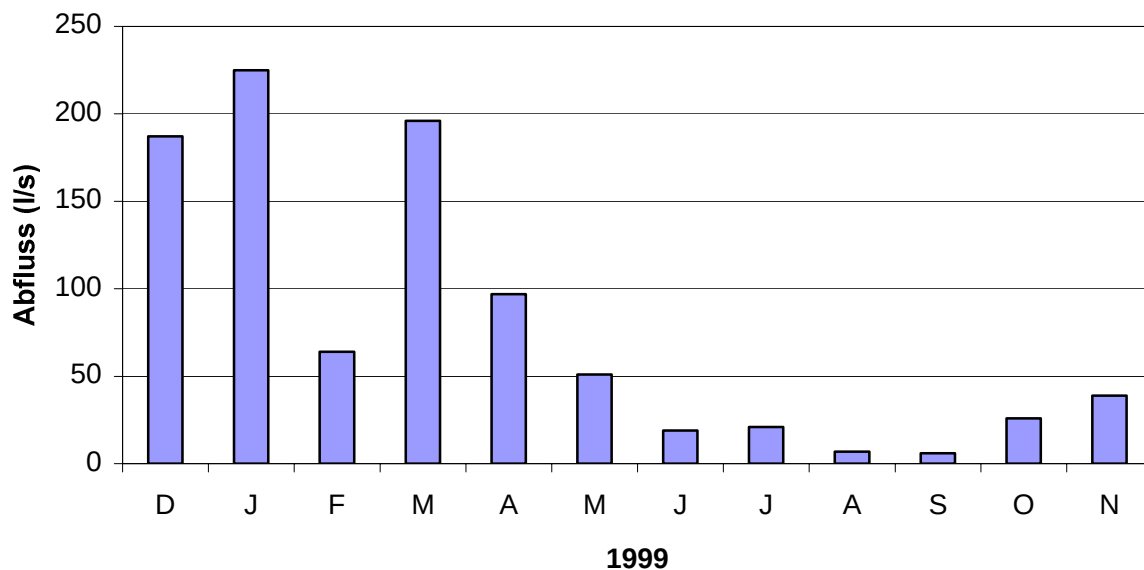


Abb. 59: Abflussmengen (l/s) der Mühlenau (Ablauf des Wielener Sees) im Abflussjahr 1999 (Einzelmessungen), Einzugsgebiet 7,01 km²

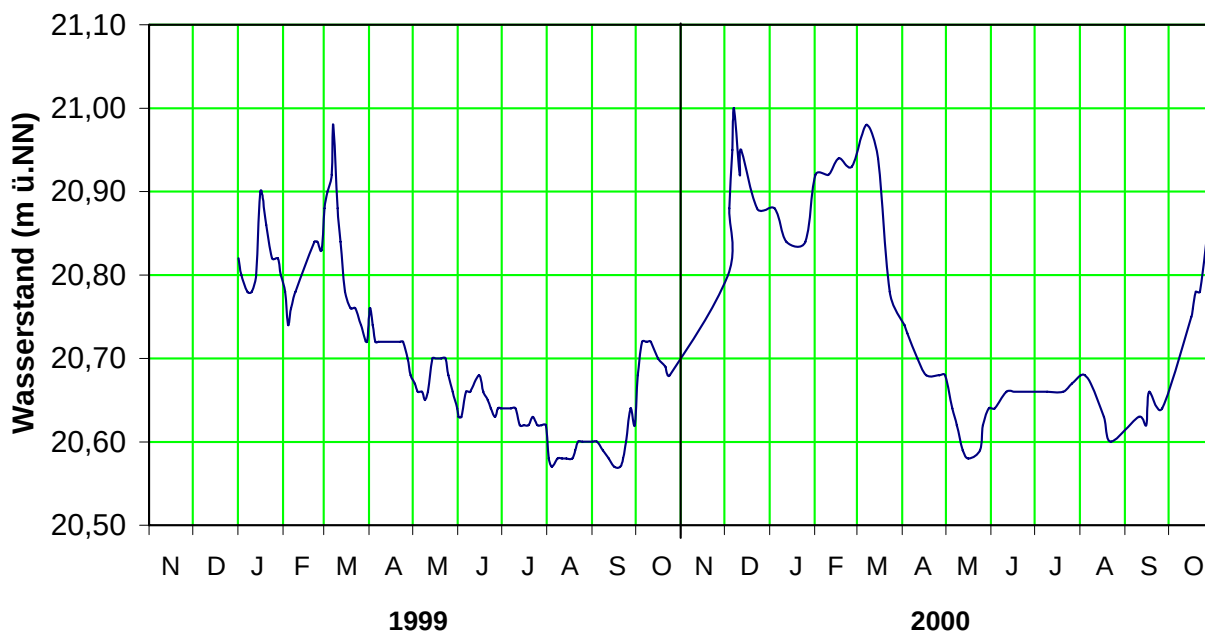


Abb. 60: Seewasserstände (m ü.NN) im Wielener See (Einzelmessungen)

Das ungegliederte rinnenförmige Becken des Wielener Sees erstreckt sich von Nordwesten nach Südosten und besitzt außer an der westlichen Ausbuchtung und an der Südspitze sehr steile Ufer (Abb. 61). Die tiefste Stelle (15,45 m) befindet sich etwa in der Mitte. Das Verhältnis Hypo- zu Epilimnion-Volumen ist mit 0,9 verhältnismäßig groß.

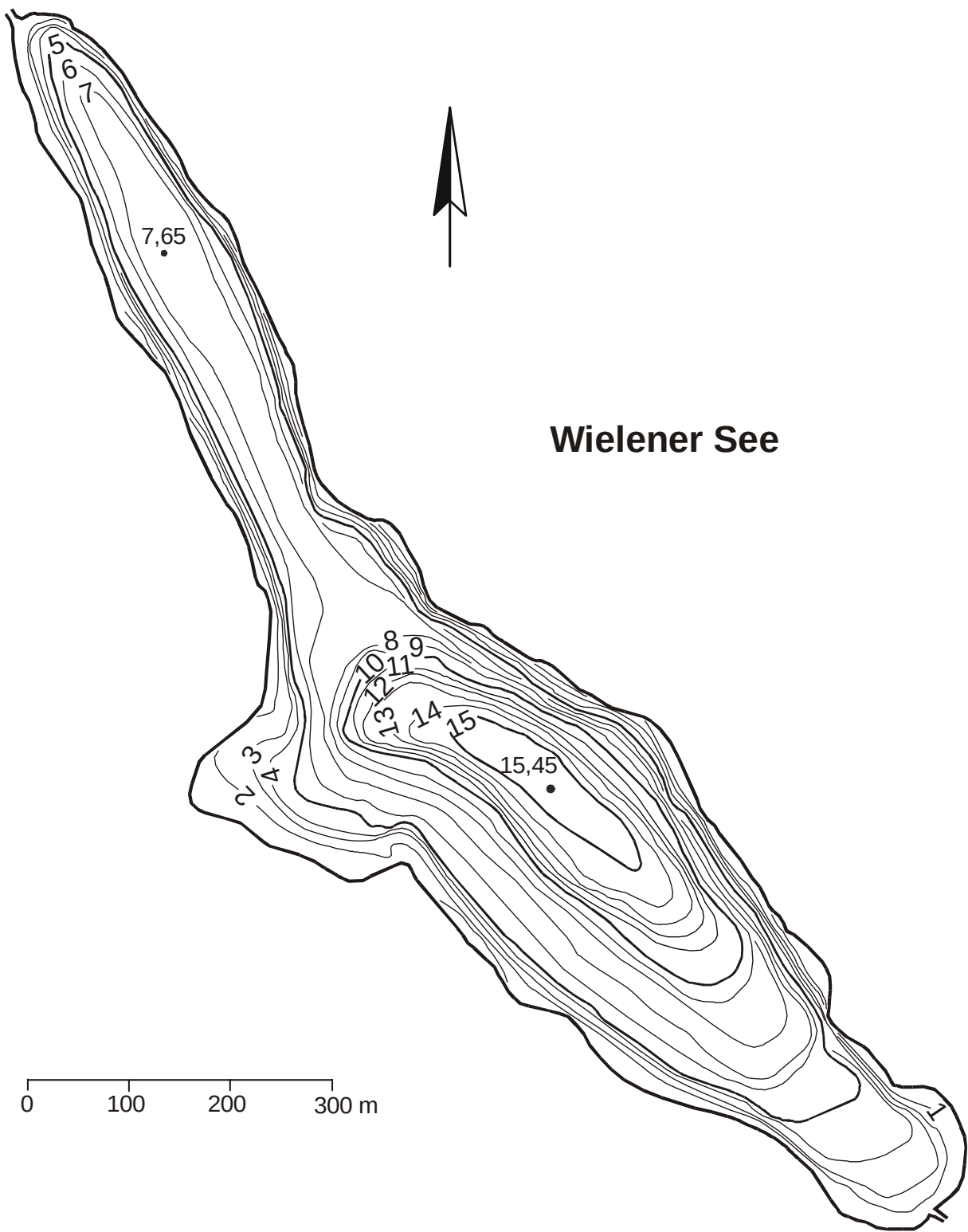


Abb. 61: Tiefenplan des Wielener Sees

Ufer

Die Ufervegetation des Wielener Sees wurde im Auftrag des Landesamtes von STUHR (1999) grob erfasst. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Die Ufer des Sees sind durchgehend mit **Ufergehölzen** bestanden, die aber meist nur einen einreihigen etwa 5 m breiten Saum bilden, nur am mittleren Nordufer erreichen sie Breiten von bis zu 20 m. Vorherrschend ist die Schwarzerle *Alnus glutinosa*, daneben kommen Esche *Fraxinus excelsior* und verschiedene Weidenarten vor.

Der **Röhrichtgürtel** ist entsprechend der steil abfallenden Ufer meist nur sehr schmal (unter 5 m breit). Im Nordteil des Sees ist das Röhricht wegen der Beschattung durch Ufergehölze sehr lückig und meist nur als Landröhricht ausgeprägt. Vorherrschend ist Schilf *Phragmites australis*, es wird jedoch stellenweise von Kalmus *Acorus calamus*, Ästigem Igelkolben *Sparganium erectum*, Sumpfschilf *Carex acutiformis*, Wasserschwaden *Glyceria maxima* und Gemeiner Sumpfbinsen *Eleocharis palustris* ersetzt. Seeseitig gibt es vielfach kleinere Bestände von Schmalblättrigem Rohrkolben *Typha angustifolia* und Seebinsen *Schoenoplectus lacustris*.

Die **Schwimblattzone** ist schmal, aber mit Ausnahme einer größeren Lücke am Ostufer und einer kleineren im schattigen Nordteil mehr oder weniger geschlossen und besteht überwiegend aus der Gelben Teichrose *Nuphar lutea*.

Auch die Zone der **Unterwasserpflanzen** ist am Wielener See wegen der steilen Ufer nur schmal. Die maximale Besiedlungstiefe war angesichts der geringen sommerlichen Sichttiefen (siehe unten) mit 4 m erstaunlich hoch. Neun Arten wurden gefunden. Häufigste Art war das nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins (MIERWALD & BELLER 1990) gefährdete Spiegel-Laichkraut *Potamogeton lucens*, außerdem waren das Krause Laichkraut *P. crispus* und die kanadische Wasserpest *Elodea canadensis* häufig. Als einzige Armleuchteralge wurde *Chara vulgaris* in wenigen Exemplaren gefunden.

Insgesamt waren wegen der steilen Ufer alle Zonen der Ufervegetation nur schmal ausgeprägt. Aufgrund der nur mäßig artenreichen Besiedlung wird die Vegetation des Wielener Sees als von mittlerer Bedeutung bewertet.

Freiwasser

Der See war durch seine relativ große Tiefe im Sommer thermisch stabil geschichtet, das Metalimnion lag zwischen 3 und 5 m (Abb. 63). Mit einer Säurekapazität um 4 mmol/l war der See bei hohen Calciumkonzentrationen um 70 mg/l sehr gut gepuffert, so dass der pH-Wert auch bei intensiver Primärproduktion stets unter 9 blieb. Entsprechend der hohen Konzentrationen von aus dem Einzugsgebiet eingetragenen Salzen war die Leitfähigkeit mit 55 mS/m vergleichsweise hoch.

Mit einer Gesamtphosphorkonzentration von 0,074 mg/l Phosphor und einer Gesamtstickstoffkonzentration von 4,3 mg/l Stickstoff (Abb. 64) war der Wielener See im Frühjahr mit Nährstoffen sehr gut versorgt. Der Gesamtstickstoff bestand zu diesem Zeitpunkt überwiegend aus Nitrat, das bei hohen Abflüssen vermutlich aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen eingetragen wurde. Das Phosphat war im Epilimnion des Wielener Sees ständig bis unter die Bestimmungsgrenze aufgezehrt. Bereits im März hatte ein intensives Phytoplanktonwachstum eingesetzt, wie an den Chlorophyll a-Konzentrationen von über 60 µg/l bei Sichttiefen von deutlich unter 1 m (Abb. 62) und an der Sauerstoffsättigung von über 140 % (Abb. 63) zu sehen war.

Anfang Mai nahmen die Sichttiefen zu und es setzte ein Klarwasserstadium mit maximalen Sichttiefen von über 5 m ein, das mehrere Wochen anhielt. Zum Teil war dies Klarwasserstadium durch die Dominanz der großzelligen Algen *Ceratium* spp. bedingt, die bei vergleichsweise hohen Biomassen hohe Sichttiefen erlauben. Anfang Juni waren die Chlorophyll a-Werte mit knapp 6 µg/l noch immer gering, die Sauerstoffsättigung im Epilimnion lag bei 100 %. Der Gesamtphosphor hatte, vermutlich durch Sedimentation der Biomasse, stark abgenommen (0,034 mg/l P). Da im Epilimnion an keinem der Messtage anorganischer Phosphor vorhanden war, ist zu vermuten, dass das Klarwasserstadium zumindest durch Phosphormangel gefördert wurde. Die geringe Durchmischung des Epilimnions trug vermutlich zu dieser Nährstoffverknappung bei. Ab Ende Juni nahm die Phytoplanktonmasse wieder stark zu, die Chlorophyll a-Konzentrationen stiegen auf über 80 µg/l, die Sichttiefen verringerten sich schnell. Die Sauerstoffsättigung im Oberflächenwasser betrug zum Messzeitpunkt im Juli 170 %. Die intensive Primärproduktion wird in dieser austauscharmen Phase auch an einer starken Abnahme der Hydrogenkarbonatkonzentrationen im Oberflächenwasser um über 70 mg/l sichtbar. Dabei stiegen die Gesamtphosphorkonzentrationen wieder leicht an, während die Gesamtstickstoffkonzentrationen weiterhin abfielen. Im August blieben die Chlorophyll a-Konzentrationen hoch (79 µg/l Chl a), die geringen Sichttiefen um 1 m zeigten, dass dieser Zustand bis Ende Oktober anhielt.

Bereits im März führten Zehrungsprozesse im Tiefenwasser des Wielener Sees zu deutlicher Sauerstoffuntersättigung (62 %). Möglicherweise wurde dieses Sauerstoffdefizit durch eine unvollständige Frühjahrszirkulation bzw. eine sehr früh einsetzende Schichtung begünstigt, wie sie bei dem entgegen der Hauptwindrichtung ausgerichteten, rinnenförmigen Becken des Wielener Sees denkbar ist. Bereits im Juni war das gesamte Hypolimnion des Wielener Sees sauerstofffrei, ansteigende Ammoniumkonzentrationen und zeitweilig besonders im Metalimnion sehr hohe Nitritkonzentrationen von bis zu 0,14 mg/l Stickstoff zeigten die Intensität von Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgängen an. Im Juli war auch das Metalimnion (ab 5 m) anaerob. Durch die hohen anfänglichen Nitratkonzentrationen schien jedoch bis zu diesem Zeitpunkt noch keine Desulfurikation einzusetzen. Erst im August wurde im Hypolimnion eine Abnahme der Sulfatkonzentrationen beobachtet, die jetzt allerdings sehr deutlich und mit starkem H₂S-Geruch verbunden war. Die Phosphorkonzentrationen waren im Hypolimnion schon ab Juli stark angestiegen, im August erreichten sie mit 1 mg/l Phosphor einen extrem hohen Wert, der auf massive Freisetzung aus dem Sediment schließen lässt.

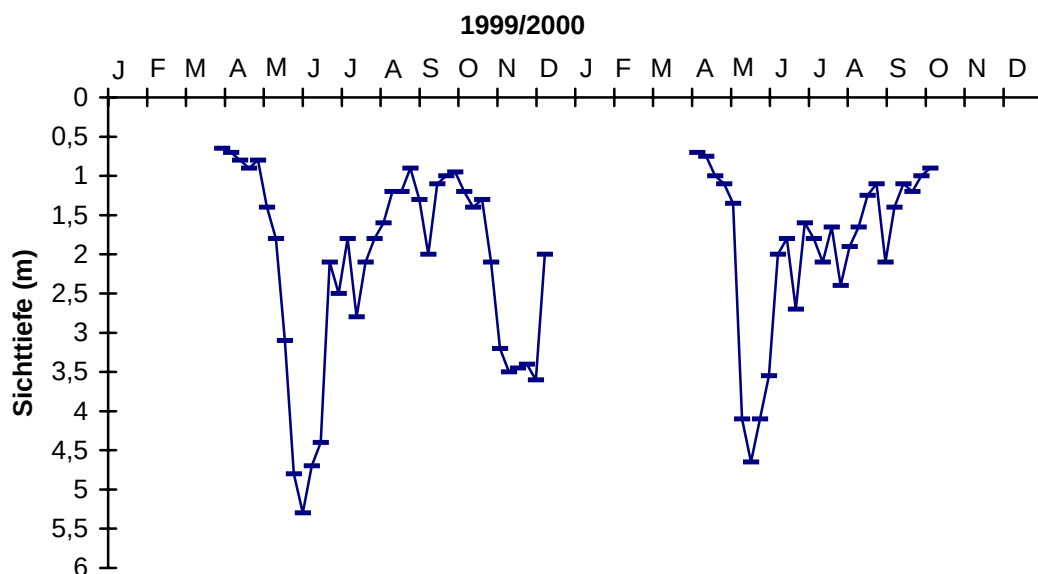


Abb. 62: Sichttiefen (m) im Wielener See 1999 und 2000

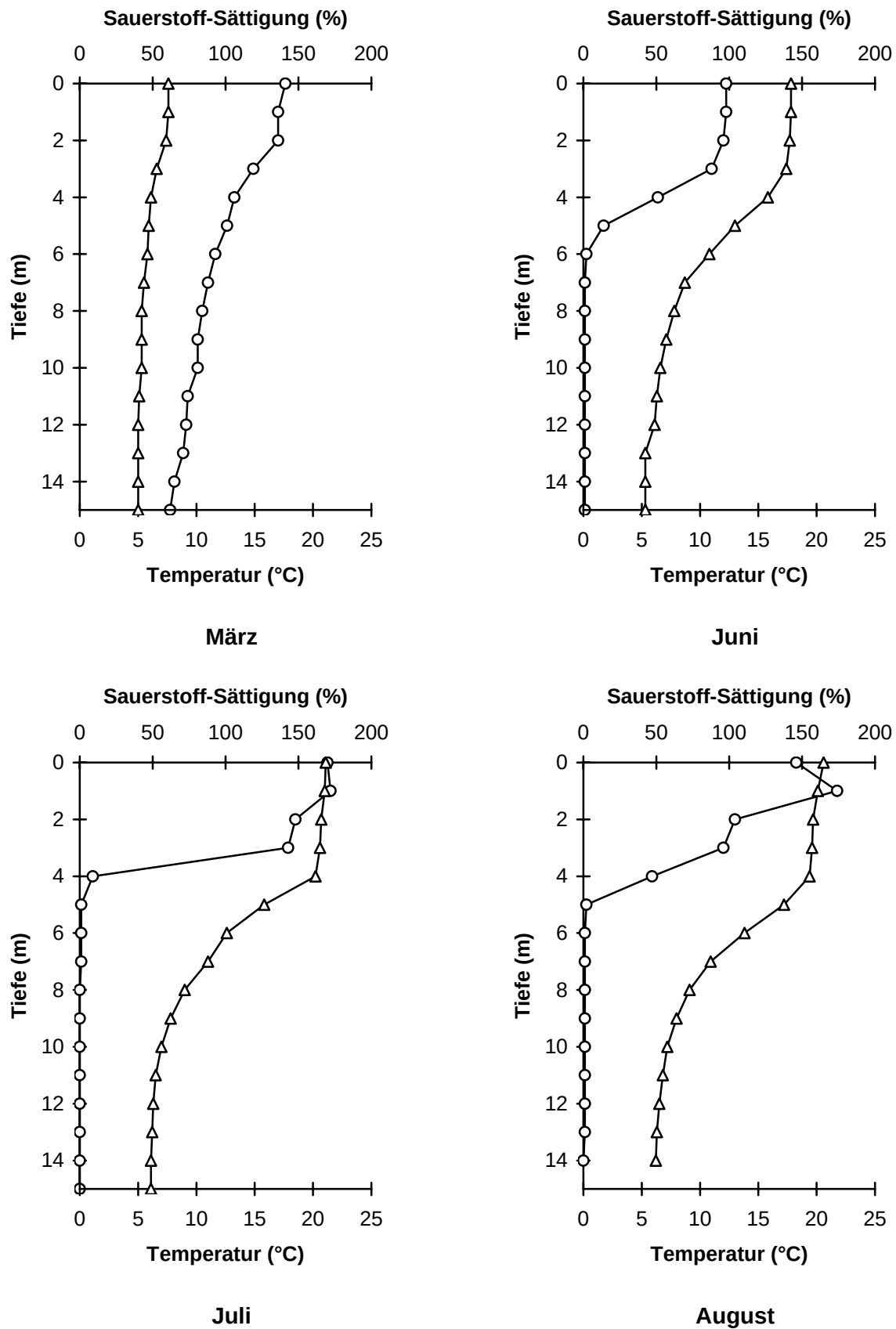


Abb. 63: Tiefenprofile von Temperatur (°C) und Sauerstoff-Sättigung (%) im Wielener See im Frühjahr und Sommer 1999; Temperatur Δ Sauerstoff o

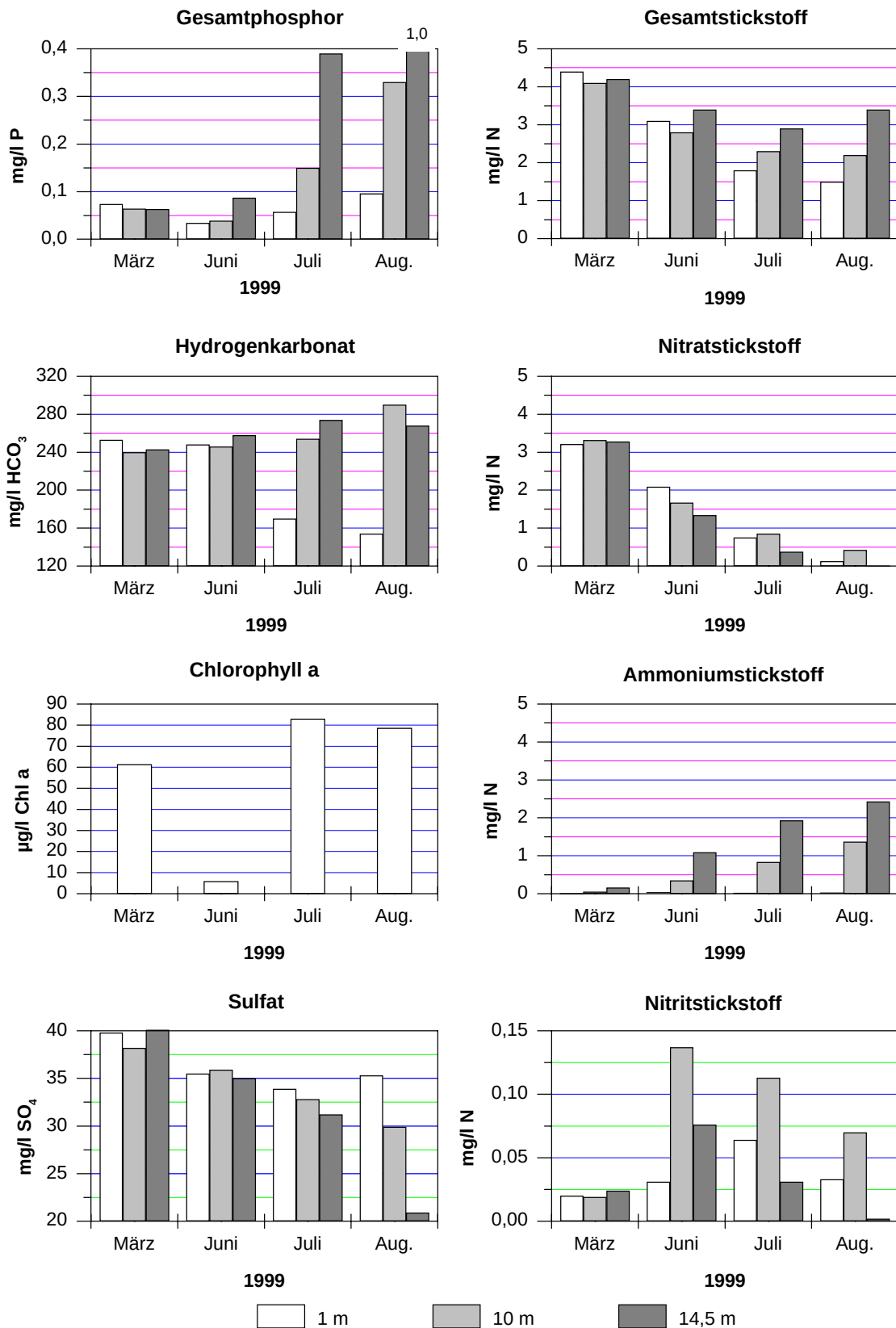


Abb. 64: Phosphor (mg/l) und verschiedene Stickstofffraktionen (mg/l) sowie Hydrogenkarbonat (mg/l), Chlorophyll a ($\mu\text{g/l}$) und Sulfat (mg/l) in den verschiedenen Probetiefen im Wielener See 1999

Das **Plankton** im Wielener See wurde im Auftrag des Landesamtes von SPETH (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind ihrem Bericht entnommen.

Das Phytoplankton des Wielener Sees wurde im Frühjahr von einzelligen Formen beherrscht. Neben zentrischen Kieselalgen traten *Rhodomonas* spp. und verschiedene kleine Grünalgenarten sowie als größere Formen die koloniebildende Kieselalge *Asterionella formosa* und die fädige Blaualge *Limnothrix* sp. auf. Im Juni während des Klarwasserstadiums setzte sich die Phytoplanktongemeinschaft überwiegend aus *Rhodomonas minuta* und *Ceratium* spp. zusammen. Die großen Flagellaten *Ceratium* spp. blieben im Juli und August häufig. Sie wurden im Juli von koloniebildenden Chrysophyceen (*Dinobryon sociale*, *Uroglena* sp.) und im August von fädigen Blaualgen (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Planktothrix aghardii*) begleitet.

Im Zooplankton dominierten im Frühjahr Nauplien, während im Frühsommer während des Klarwasserstadiums neben Rädertieren vermehrt Daphnien des *longispina*-Komplexes auftraten. Im Juli und August erreichte die Cladocere *Diaphanosoma brachyurum* eine gewisse Häufigkeit, im August trat zusätzlich *Bosmina coregoni* auf. Copepoden blieben insgesamt von untergeordneter Bedeutung.

Insgesamt schienen mit den Cladoceren im Wielener See größere Zooplankton-Arten einen stärkeren Einfluss zu haben als in den anderen hier dargestellten Seen. Da das Phytoplankton im Frühjahr überwiegend aus kleinen, gut fressbaren Formen bestand, ist anzunehmen, dass das Zooplankton im Wielener See für das ausgeprägte Klarwasserstadium zumindest mitverantwortlich war.

Nach Angaben der ansässigen Angelgemeinschaft gibt es im Wielener See Zander, Hecht, Barsch, Schleie und Karpfen sowie seit 1994/95 eine sehr große Population des Amerikanischen Flusskrebsses. Besatz erfolgt derzeit nur noch mit Aal (etwa 100 kg /Jahr, überwiegend Jungaal, aber auch ältere Exemplare). Etwa 1995 wurden 25.000 Hechte ausgesetzt, die sich aber wegen des reichlichen Angebots kleinerer Fische (überwiegend verbutterte Barsche) kaum fangen lassen.

Des Weiteren leben nach Angaben der Angelgemeinschaft etwa 500 bis 600 Graugänse am See, Kormorane sind ebenfalls vorhanden.

Seegrund

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Wielener See wurde im Auftrag des Landesamtes von OTTO (1999) untersucht. Die folgenden Ausführungen sind seinem Bericht entnommen.

Im Wielener See wurden Benthosproben aus 5, 10 und 15 m Tiefe entnommen. Das Sediment war bei 5 m Tiefe grau-braunes, bei 10 m dunkelgrau und an der tiefsten Stelle grau-schwarzes organisches Material. Es war in allen drei Tiefen ohne Schwefelwasserstoffgeruch.

Mit nur 18 Taxa war das Benthos das artenärmste der hier dargestellten Seen, vermutlich auch, weil auf Grund der steilen Ufer kaum litorale Arten auftraten. Die Individuendichte war jedoch hoch. In 5 und 10 m Tiefe herrschten Wenigborster mit Dichten von über 6500 Tieren/m² und Zuckmückenlarven der *Chironomus plumosus*-Gruppe mit Dichten von über 1100 Tieren/m² vor. An der tiefsten Stelle waren nur noch Büschelmückenlarven *Chaoborus flavicans*, allerdings in großer Dichte von über 3400 Tieren/m², vorhanden. Durch ihre Mobilität kann die Büschelmückenlarve vorübergehend Sauerstoffmangel tolerieren. Entsprechend der Uferausprägung des Wielener Sees waren litorale Arten auch in 5 m Tiefe selten.

Ein Vergleich mit Untersuchungen aus den 20er Jahren des 20. Jahrhunderts (LUNDBECK 1926) ergab für 1999 eine leichte Verschlechterung, da das Maximum der Besiedlungsdichte sich in geringere Wassertiefen verschoben hat, während die Individuendichten angestiegen sind.

Die Bewertung der Bodenfauna nach THIENEMANN (1922) ist schwierig, da die Grenze zwischen Ufer- und Tiefenzone nicht eindeutig festzulegen ist. Auf Grund des Vorkommens von Zuckmückenlarven der *Plumosus*-Gruppe in allen untersuchten Tiefen wird der Wielener See als eutrophes Gewässer bewertet, wobei die hohe Dichte von Büschelmückenlarven und die Artenarmut darauf hinweisen, dass der See sich im Übergang zum hypertrophen Zustand befindet.

Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes

Der **See** wird durch eine Angelgemeinschaft genutzt.

Die an die **Ufer** des Wielener Sees grenzenden Flächen werden im südöstlichen Bereich überwiegend als Grünland, im südwestlichen als Acker genutzt. Am Südufer des Sees befinden sich drei, bei Wielen zwei weitere Stege. Am Westufer und südlich von Wielen befinden sich kleine Badestellen. Auf sieben kurzen Strecken (10 bis 40 m Breite) des Ostufers wird das Ufer beweidet (Viehtränken).

Das **Einzugsgebiet** des Sees wird zu über 80 % landwirtschaftlich genutzt, 2/3 davon als Acker. Der Waldanteil beträgt 10 %, 6 % sind Gewässer. Etwa 4 % werden von Siedlungen eingenommen. Die Zahl der Großvieheinheiten lag bei durchschnittlich 0,75 GVE/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche.

Der See erhielt 1999 **Abwasser** aus der Kläranlage Wielen (232 EW), die seit 1996 in Betrieb ist und mit einer 2. Reinigungsstufe ausgerüstet ist.

Belastungssituation des Sees

Aufgrund der **Flächennutzung** und der **Abwasserbeseitigung** im Einzugsgebiet sowie der **Niederschlagsbeschaffenheit** werden im folgenden die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Wielener See grob abgeschätzt (Abb. 65 und Tab. 17).

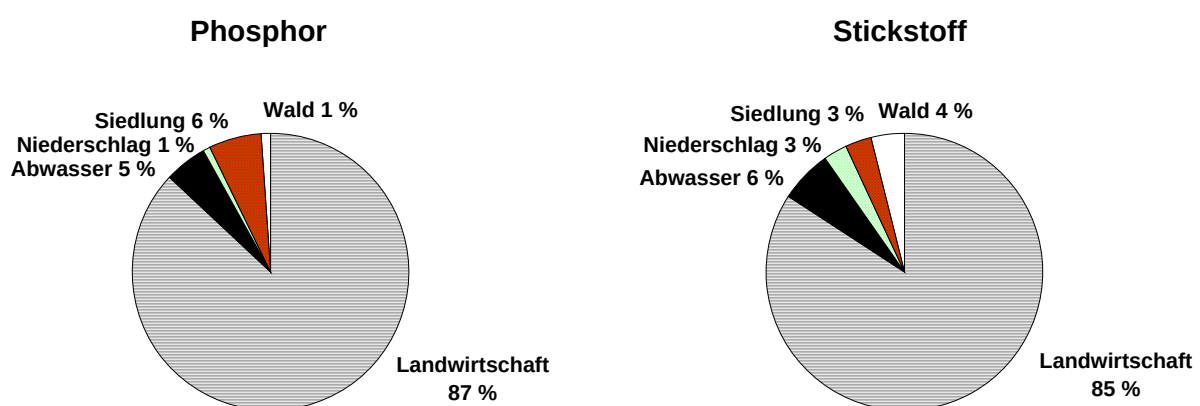


Abb. 65: Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Wielener See

Tab. 17: Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Wielener See aus verschiedenen Quellen (Abschätzung gemäß Kapitel Auswertungsmethoden)
 * Daten der behördlichen Überwachung

Flächennutzung	(ha) bzw. Stück	(kg/ha-a) P bzw. (kg/GVE-a) P	Phosphoreintrag (kg/a)	(kg/ha-a) N bzw. (kg/GVE-a) N	Stickstoffeintrag (kg/a)
Acker	375	0,5	188	20	7500
Grünland	190	0,2	38	10	1900
Großvieheinheiten	407	0,2	81	0,9	366
Wald	67	0,05	3	7	469
Siedlung	26	0,75	20	13	338
Gewässer	40		0		0
Sonstiges	3		0		0
Summe (ha)	701		330		10573

Niederschlag auf die Seefläche	25	0,12	3	11,6	290
-----------------------------------	----	------	---	------	-----

Punktquellen	EW	Phosphoreintrag (kg/EW-a) P (kg/a)	Stickstoffeintrag (kg/EW-a) N (kg/a)
Abwasser	232	19*	678*
Summe		19	678

Gesamteintrag in den See	Phosphor	Stickstoff
Summe (kg/a)	352	11541
bezogen auf die Seefläche (g/a·m²)	1,41	46
Gesamtaustrag aus dem Landeinzugsgebiet (kg/a·ha Landfläche) (ohne Niederschlag auf die Seefläche)	0,52	17

Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei gut 350 kg/a Phosphor und bei über 11,5 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (ca. 85 %) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Die Abwasserbeseitigung macht knapp 5 % der Phosphor-Belastung aus. Bezogen auf die Seefläche ist die Phosphorbelastung mit 1,4 g/a m² recht hoch.

Anhand der ermittelten Phosphoreinträge lässt sich nach VOLLENWEIDER & KERÉKES (1980) unter Einbeziehung der Seebeckengestalt und des Wasseraustausches die zu erwartende Phosphor-Konzentration im See abschätzen:

$$P_E = \frac{L * T_w}{z (1 + \sqrt{T_w})}$$

P_E : = erwartete Phosphor-Konzentration im See (mg/l)
 L : 1,41 = jährliche Phosphor-Belastung pro Seefläche (g/a·m²)
 T_w : 0,7 = theoretische Wasseraufenthaltszeit (a)
 z : 6,3 = mittlere Tiefe des Sees (m)

$$P_E = \frac{1,41 * 0,7}{6,3 (1 + \sqrt{0,7})} = 0,09 \text{ mg/l P}$$

Die nach VOLLENWEIDER zu erwartende Phosphor-Konzentration im See liegt mit 0,09 mg/l Phosphor über der gemessenen von 0,074 mg/l Phosphor. Vermutlich liegen die Phosphoreinträge niedriger als in der vorliegenden Schätzung, da die beiden Hauptzuflüsse Seen durchfließen, die die Funktion von Absetzbecken übernehmen und damit die Nährstofffrachten in den Wielener See verringern.

Bewertung

Der Wielener See erhält hohe Nährstofffrachten aus seinem relativ großen Einzugsgebiet. Durch seine vergleichsweise kurze Wasseraustauschzeit, die weniger als ein Jahr beträgt, ist die Nährstoffversorgung stark durch externe Faktoren geprägt. Aus den nur von einem schmalen Gehölzstreifen vom See getrennten Äckern, die auf steilen Hängen liegen, fließen dem See vermutlich zusätzlich Nährstoffe zu. Da die Gemeinde Wielen erst 1996 an die zentrale Abwasserentsorgung angeschlossen wurde, war die Belastung in der Vergangenheit noch deutlich höher.

Trotz der vergleichsweise hohen Phosphorkonzentrationen setzte 1999 nach der Frühjahrsalgenblüte ein relativ lang anhaltendes Klarwasserstadium mit Sichttiefen von maximal über 5 m ein. Neben der Aufzehrung des anorganischen Phosphors, die vermutlich durch die geringe Durchmischung des Epilimnions begünstigt wurde, war eine günstige Struktur der Planktongemeinschaft hierfür verantwortlich.

Intensive Zehrungsprozesse wurden 1999 im Hypolimnion schon im Frühjahr deutlich. Die hohen Nitratkonzentrationen verhindern jedoch bis zum August weitgehend das Einsetzen der Desulfurikation.

Der Wielener See wird im Rahmen des Seenbeobachtungsprogrammes (KREIS PLÖN 1998) seit 1992 mit jeweils einer Herbstbeprobung und seit 1991 mit regelmäßigen Sichttiefenmessungen untersucht. Demnach lagen die Gesamtposphorkonzentrationen 1992 mit 0,18 mg/l P deutlich höher als 1999 (0,10 mg/l P). Die Ganglinie der Sichttiefen zeigt auch in den vergangenen Jahren ein deutliches Klarwasserstadium im Frühjahr, das jedoch meist weniger lang anzuhalten schien. Insgesamt scheint sich der Trophiezustand des Wielener Sees also verbessert zu haben.

Durch Anschluss weiterer Gemeinden an die Kläranlage Wielen war die Phosphorfracht aus dem eingeleiteten Abwasser bis zum Jahre 2001 von ehemals 19 auf 138 kg/a P gestiegen, das Abwasser trägt damit jetzt 30 % zur P-Belastung des Wielener Sees bei, was der beschriebenen Erholung des Sees zukünftig entgegensteht.

Der Referenzzustand des Wielener Sees nach LAWA ist oligotroph. Da sein gegenwärtiger Zustand, eutroph 2, drei Stufen hiervon abweicht, muss er mit 4 bewertet werden. Es ist also dringender Handlungsbedarf gegeben.

Empfehlungen

Wegen seiner stabilen Schichtung, seiner relativ kurzen Austauschzeit und seiner gut strukturierten Nahrungsketten ist anzunehmen, dass der Wielener See – zumindest auf Grundlage seines 1999 festgestellten Zustands - gute Regenerationschancen besitzt. Dazu ist jedoch eine deutliche Reduzierung der derzeitigen Phosphorfrachten um mindestens 150 kg/a (verglichen mit den für 1999 berechneten Frachten) notwendig. Die weitere Erhöhung der Frachten, wie bereits durch Erhöhung des Anschlussgrades auf Grund neuer Baugebiete geschehen, ist dagegen als äußerst

kritisch anzusehen, da sie den See aus einer noch vergleichsweise günstigen Entwicklungsphase in einen Zustand versetzen kann, in dem durch exponentiell zunehmende Phosphorfreisetzung aus dem Sediment eine Umkehrung des Eutrophierungsprozesses mit vertretbarem Aufwand kaum noch zu erreichen ist. Folgende Maßnahmen müssen daher dringend umgesetzt werden:

- Ausrüstung des Klärwerks mit einer dritten Reinigungsstufe (Phosphatfällung) und Nitrifikation. Durch die Phosphatfällung würde der jetzige Beitrag des Klärwerks zur P-Belastung des Sees auf den Stand von 1999 gesenkt werden. Durch die Nitrifikation des Ammoniums wird der Sauerstoffhaushalt des Sees entlastet und die Phosphorrücklösung aus dem Sediment verzögert. Neuere Messungen (KREIS PLÖN, unveröff.) zeigen, dass die Ammoniumwerte in den letzten Jahren deutlich angestiegen sind. Dies bedeutet, abgesehen von der weiteren Nährstoffbelastung, eine weitere Belastung des Sauerstoffhaushaltes mit allen negativen Folgen. Die Einleitung dieses nitrifizierten Klärwerksablaufs direkt über dem Sediment möglichst an der tiefsten Stelle des Sees würde sich besonders günstig auswirken (nach RIPL 1976, RIPL 1986). Hierzu wären weitere Untersuchungen notwendig.

Entsprechend dem hohen Anteil der Landwirtschaft an der Belastung des Sees sind zur Entlastung des Wielener Sees zusätzlich Maßnahmen in diesem Bereich zu ergreifen. Hierbei muss nicht das gesamte weitläufige Einzugsgebiet, sondern vordringlich die seenahe Nutzung berücksichtigt werden.

- Durch Einrichtung von Pufferstreifen zwischen dem See und den am Südufer dicht angrenzenden Äckern könnte der Nährstoffeintrag aus der unmittelbaren Umgebung vermindert werden.
- Die Abzäunung der Viehtränken am Ostufer könnte ebenfalls zur Verringerung der Nährstoffeinträge beitragen.
- Es sollte geprüft werden, inwieweit der derzeit als Grünland genutzte Niedermoorbereich an der Südspitze des Sees unter Anhebung des Grundwasserspiegels extensiviert werden könnte.

Literatur

- ALLEN, H.E. & KRAMER, J.R. (1972): Nutrients in natural waters.- J. Wiley Sons, New York.
- BUCKSTEEG, K. & HOLLFELDER, F. (1975): Phosphor und Gewässerschutz, Bau-intern.- Wasser u. Abwasser 6, 115 - 120.
- CASPERS, S. J., KREY, L. & PROFT, G. (1985): Fallen leaves in Lake Stechlin, in: Lake Stechlin – A temperate oligotrophic lake.- S. J. Casper (ed.), Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, 1985, S. 401-409.
- CHORUS, I. (1996): Seensanierung in Berlin - Beispiele. - Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 1995 (Berlin), S. 177-181.
- DILLON, P.J. & KIRCHNER, W.B. (1975): The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds.- Water Res. 9, 135 - 148.
- GARNIEL, A. & HAMANN, U. (in Vorb.): Rote Liste der Armleuchteralgen Schleswig-Holstein.- Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.), Flintbek.
- HAMM, A. (1976): Zur Nährstoffbelastung von Gewässern aus diffusen Quellen: Flächenbezogene P-Abgaben - eine Ergebnis- und Literaturzusammenstellung.- Z. Wasser, Abw.- Forsch. 9 (1), 4 - 10.
- KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz.- Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart 1992.
- KREIS PLÖN (1998): Seen-Beobachtung - 50 Gewässer aus dem Kreis Plön im Vergleich.- Bericht des Kreises Plön, Plön.
- LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1996a): Seenkurzprogramm 1993.- Bericht des Landesamtes, Reihe B, Flintbek.
- LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1996b): Lankauer See.- Bericht des Landesamtes, Reihe B, Flintbek.
- LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1997a): Seenkurzprogramm 1994.- Bericht des Landesamtes, Reihe B, Flintbek.
- LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1997b): Grammsee.- Bericht des Landesamtes, Reihe B, Flintbek.
- LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1998): Nährstoffvorrat und Pufferkapazität von Seen in Schleswig Holstein - eine Übersicht bis 1997.- Bericht des Landesamtes, Flintbek.
- LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1999a): Seenkurzprogramm 1995.- Bericht des Landesamtes, Reihe B, Flintbek.
- LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1999b): Wardersee.- Bericht des Landesamtes, Reihe B, Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1999c):
Gewässerbeobachtung – Zahlentabelle 1997/1998 – Bericht des Landesamtes, Reihe C
Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2000a):
Erprobung der „Vorläufigen Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen
nach trophischen Kriterien“ (LAWA) an 42 schleswig-holsteinischen Seen.- Bericht des
Landesamtes, Reihe B, Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2000b):
Seenkurzprogramm 1997.- Bericht des Landesamtes, Reihe B, Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2000c):
Gewässerbeobachtung – Zahlentafel 1999 – Bericht des Landesamtes, Reihe C Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2001a):
Großer Plöner See.- Bericht des Landesamtes, Reihe B, Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2001b):
Chemische Untersuchungen ausgewählter Seensedimente in Schleswig-Holstein.- Bericht des
Landesamt, Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2001c):
Gewässerbeobachtung – Zahlentafel 2000 – Bericht des Landesamtes, Reihe C Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2001d):
Seenkurzprogramm 1998.- Bericht des Landesamtes, Reihe B, Flintbek.

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN (1975 - 1995):
Seenberichte.- Berichte des Landesamtes, Reihe B, Kiel.

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN (1985 - 1995):
Seenkontrollmessprogramm.- Berichte des Landesamtes, Reihe M, Kiel.

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN (1991):
Grundsätze zum Schutz und zur Regeneration von Gewässern.- Der Minister für Natur, Umwelt
und Landesentwicklung des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel.

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN (1995):
Seenkurzprogramm 1991 - 1992.- Berichte des Landesamtes, Reihe B, Kiel.

LAWA-Arbeitskreis „Gewässerbewertung - stehende Gewässer“ (1998): Vorläufige Richtlinie für
eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien.-
Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.).

LUNDBECK, J. (1926): Die Bodentierwelt norddeutscher Seen.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 7: 1-173

MIERWALD, U. & BELLER, J. (1990): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein.
3. Fassung, Stand September 1990.- Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege
Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel.

- MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE RÄUME, LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND TOURISMUS (1996): Verwaltungsvorschrift für den Vollzug der Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung).- Amtsblatt für Schleswig-Holstein 52.
- MUUSS, U., PETERSEN, M. & KÖNIG, D. (1973): Die Binnengewässer Schleswig-Holsteins.- Wachholtz, Neumünster .
- NOWAK, K. E. (1975): Die Bedeutung des Zooplanktons für den Stoffhaushalt des Schierensee.- Arch. Hydrobiol.75(2), 149-224.
- OHLE, W. (1934): Chemische und physikalische Untersuchungen norddeutscher Seen.- Arch. Hydrobiol. 26(4): 584-658.
- OHLE, W. (1959): Die Seen Schleswig-Holsteins, ein Überblick nach regionalen, zivilisatorischen und produktionsbiologischen Gesichtspunkten. Jahrbuch Vom Wasser 26, 16-41.
- OTTO, C.-J. (1999): Makrozoobenthon des Garrensees, Holzsees, Kleiner Pönitzer Sees, Schierensees, Trammer Sees, Tresdorfer Sees und Wielener Sees.- Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.
- OTTO, C.-J. (2000): Makrozoobenthon des Einfelder Sees.- Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.
- RIPL, W. (1976): Biochemical oxidation of polluted lake sediments with nitrate – A new lake restoration method. – Ambio 5(3):132-135.
- RIPL, W. (1986): Restaurierung der Schlei. Bericht über ein Forschungsvorhaben. - Hrsg.: Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, D 5. Kiel.
- RIPL, W. (1995): Entwicklung eines Land-Gewässer-Bewirtschaftungskonzeptes zur Senkung von Stoffverlusten an Gewässern am Beispiel der Stör.- Abschlussbericht des BMBF-Projektes Stör, unveröffentlicht.
- SCHMIDTKE, K.-D. (1992): Die Entstehung Schleswig-Holsteins.- Wachholtz Verlag, Neumünster 1992.
- SCHULZ, F. (2002): Die Moose Schleswig-Holsteins. - Rote Liste - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.), Flintbek.
- SCHUMANN, M. (1992): Untersuchungen im Rahmen des Landschaftsplanes der Gemeinde Grebin.- Biol. Gutachten, Polykopie, Preetz.
- SCHWERTMANN, U. (1973): Der landwirtschaftliche Anteil am Phosphoreintrag in Gewässer (Literaturübersicht) und die Bedeutung des Bodens hierfür.- Z. Wasser, Abw.- Forsch. 6, 190 - 195.
- STUHR, J. (1999): Die Ufer- und Unterwasservegetation des Garrensees, des Holzsees, des Kleinen Pönitzer Sees, des Schierensees, des Trammer Sees, des Tresdorfer Sees und des Wielener Sees. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.

- STUHR, J. (2000): Die Ufer- und Unterwasservegetation des Bottschlotter Sees, des Einfelder Sees, des Fastensees, des Großen Binnensees, des Neustädter Binnenwasser, des Pinnsees, des Sehlendorfer Binnensees und des Wenkendorfer Sees. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.
- SPETH, B. (1999): Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus Garrensee, Holzsee, Kleiner Pönitzer See, Schierensee, Trammer See, Tresdorfer See und Wielener See. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.
- SPETH, B. (2000): Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons des Einfelder Sees. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.
- THIENEMANN, A. (1922): Die beiden Chironomus-Arten der Tiefenfauna der norddeutschen Seen.- Arch. Hydrobiol. 13, 609 - 646.
- VOLLENWEIDER, R.A. & KERÉKES, J. (1980): The loading concept as a basis for controlling eutrophication.- Progress in Water Technol. 12, 5 - 39.
- WEGEMANN, G. (1915): Die Seen Mittelholsteins - Abhandlung der Königl. Preuß. Geologischen Landesanstalt Neue Folge, Heft 64.

Anhang

Allgemeine Erläuterungen	132
---------------------------------	-----

Biologische, physikalische und chemische Ergebnisse

Einfelder See	135
Garrensee	144
Holzsee	154
Kleiner Pönitzer See	163
Schierensee	172
Trammer See	182
Tresdorfer See	192
Wielener See	202

Allgemeine Erläuterungen

Ufer- und Unterwasservegetation

In der Spalte „Rote Liste“ werden die Gefährdungskategorien aufgeführt. Die Status-Angaben richten sich nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein (MIERWALD & BELLER 1990). Die Skala umfaßt die Kategorien:

- 0: ausgestorben
- 1: vom Aussterben bedroht
- 2: stark gefährdet
- 3: gefährdet
- 4: potentiell gefährdet

Die Angaben für Armleuchteralgen stammen aus der Roten Liste der Armleuchteralgen Schleswig-Holstein (GARNIEL & HAMANN in Vorb.)

Die Häufigkeit der vorkommenden Arten wird nach folgender Abstufung geschätzt:

- D: dominant
- Z: zahlreich
- W: wenige Exemplare vorhanden, vereinzelter Auftreten

Die Angaben beziehen sich jeweils auf die jeweilige Vegetationszone und/oder auf längere Uferabschnitte.

Phytoplankton

Häufigkeitsklassen:	Zellen/ml
selten (s)	0 - 50
wenig (w)	50 - 500
mittel (mi)	500 - 5000
häufig (h)	5000 - 50000
massenhaft (ma)	50000 - 500000

Zooplankton

Häufigkeitsklassen	Individuen/l
selten (s)	0 - 5
wenig (w)	5 - 25
mittel (mi)	25 - 125
häufig (h)	125 - 625
massenhaft (ma)	625 - 3125

Physikalisch-chemische Befunde

Die Kennziffern für das **Wetter** bedeuten:

- 1: kein
- 2: leichter
- 3: mittlerer
- 4: starker Niederschlag
- 5: Schneeschmelze

Die Kennziffern für die **Färbung** der filtrierten Probe werden als zweistellige Zahlen angegeben; die erste Ziffer entspricht der Farbstärke, die zweite dem Farbton:

Stärke:	1: farblos	Farbton:	1: weiß	6: blau
	3: sehr schwach		2: gelb	7: grün
	5: schwach		3: orange	8: braun
	7: mittel		4: rot	9: schwarz
	0: sonstige		5: violett	0: sonstige

Die Kennziffer für die **Trübung** gibt an:

- Stärke:**
- 1: ohne
 - 3: sehr schwach (fast klar)
 - 5: schwach
 - 7: mittel
 - 9: stark (undurchsichtig)
 - 0: sonstige

Die Kennziffern für den **Geruch** der Probe bedeuten:

Stärke:	1: ohne	Art:	1: Gewürze
	3: sehr schwach		2: Erde, Torf, Moder
	5: schwach		3: Jauche, Silage
	7: mittel		4: Fisch, Tran
	9: stark		5: Urin, Fäkalien
	0: sonstige		6: organische Säuren
			7: Mineralöl-Produkte
			8: Chlor
			9: Schwefelwasserstoff, Mercaptan

Die angegebenen Parameter wurden nach folgenden **Methoden** bestimmt:

Parameter	Formel	Einheit	Methode
Wassertemperatur	T	°C	DIN 38 404- C4 - 2, Dezember 1976
elektrische Leitfähigkeit	LF	mS/m	DIN EN 27888, November 1993 (DEV C8)
pH-Wert	pH		DIN 38 404- C5, Januar 1984
Sauerstoff (iodometrisch)	O ₂	mg/l	DIN EN 25813, Januar 1993 (DEV G21)
Sauerstoffsättigungsindex		%	DIN 38 408 - G23, November 1987
TOC, DOC, TIC		mg/l	DIN EN 1484, August 1997 (DEV H3)
Säurekapazität pH 4,3	K _S	mmol/l	DIN 38 409 - H7, Mai 1979
Basekapazität pH 8,2	K _B	mmol/l	DIN 38 409 - H7, Mai 1979
Hydrogencarbonat	HCO ₃	mg/l	berechnet aus der Säurekapazität
Chlorid	Cl	mg/l	DIN 38 405 - D 1 - 2, Dezember 1985
Ammoniumstickstoff	NH ₄ -N	mg/l	CFA ¹⁾ , DIN EN ISO 11732, Sept. 1997 (DEV E 23)
Nitritstickstoff	NO ₂ -N	mg/l	CFA ¹⁾ , DIN EN ISO 13395, Dez. 1996 (DEV D 28)
Nitratstickstoff	NO ₃ -N	mg/l	CFA ¹⁾ , DIN EN ISO 13395, Dez. 1996 (DEV D 28)
Gesamtstickstoff	N	mg/l	Peroxodisulfat, DIN EN ISO 11905-1 (DEV H 36)
Orthophosphat	PO ₄ -P	mg/l	DIN EN 1189, Dez. 1996 (DEV D 11)
Gesamtphosphor	P	mg/l	DIN EN 1189, Dez. 1996 (DEV D 11) mit Peroxodisulfat
Sulfat	SO ₄	mg/l	FIA ²⁾ , Trübungsmessung
Kieselsäure	SiO ₂	mg/l	FIA ²⁾ , mit Ammoniummolybdat
Natrium	Na	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998 (DEV E 22)
Kalium	K	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998 (DEV E 22)
Calcium	Ca	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998 (DEV E 22)
Magnesium	Mg	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998 (DEV E 22)
Eisen	Fe	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998 (DEV E 22), DIN 38406-32, Mai 2000 (DEV E 32)
Mangan	Mn	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998 (DEV E 22), DIN 38406-33, Juni 2000 (DEV E 33)
Aluminium	Al	mg/l	DIN EN ISO 11885, April 1998, DIN EN ISO 12020, Mai 2000 (DEV E 25)
Chlorophyll a		µg/l	nach NUSCH (1980): Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination.- Arch. Hydrobiol. Beih. 14, 14-36
Phaeophytin		µg/l	nach NUSCH (1980): Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination.- Arch. Hydrobiol. Beih. 14, 14-36

¹⁾ CFA: Continuous Flow Analyzer

²⁾ FIA : Flow Injektion Analyzer

Einfelder See - Ufer- und Unterwasservegetation

Armleuchteralgenzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Chara globularis</i>	Zerbrechliche Armleuchteralge		W
<i>Nitella flexilis</i>	Biegsame Glanzleuchteralge	3	W

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Eleocharis acicularis</i>	Nadelige Sumpfbirse	3	W
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest		W
<i>Elodea nuttallii</i>	Nuttalls Wasserpest		Z
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Quellmoos	3	W
<i>Lemna trisulca</i>	Dreifurchige Wasserlinse		W
<i>Littorella uniflora</i>	Strandling	2	Z
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Wechselblütiges Tausendblatt	1	Z
<i>Potamogeton crispus</i>	Krauses Laichkraut		W
<i>Potamogeton gramineus</i>	Gras-Laichkraut	1	Z*
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	Stumpfbältriges Laichkraut	2	Z
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		Z
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Durchwachsendes Laichkraut		Z
<i>Ranunculus aquatilis</i> agg.	Wasser-Hahnenfuß		W
<i>Ranunculus circinatus</i>	Spreizender Wasserhahnenfuß		Z
<i>Stratiotes aloides</i>	Krebsschere	3	W **

* = nur in einem Abschnitt; ** = Spülsaumfund

Schwimtblattzone und Wasserlinsendecken

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse		W
<i>Nuphar lutea</i>	Gelbe Teichrose		Z
<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerose		W
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		D
<i>Potamogeton natans</i>	Schwimmendes Laichkraut		W

Röhrichte, Bruchwälder und weitere angrenzende Flächen

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Achillea ptarmica</i>	Sumpf-Schafgarbe		W
<i>Aegopodium podagraria</i>	Giersch		Z
<i>Agrostis canina</i>	Hunds-Straußgras		W
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras		Z
<i>Agrostis tenuis</i>	Rotes Straußgras		Z
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Gemeiner Froschlöffel		W
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle		D
<i>Angelica sylvestris</i>	Wald-Engelwurz		W

Röhrichte, Bruchwälder und weitere angrenzende Flächen (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Berula erecta</i>	Berle		W
<i>Betula pendula</i>	Hänge-Birke		W
<i>Betula pubescens</i>	Moor-Birke		W
<i>Bidens tripartita</i>	Dreiteiliger Zweizahn		W
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras		Z
<i>Caltha palustris</i>	Sumpf-Dotterblume		Z
<i>Calystegia sepium</i>	Echte Zaunwinde		Z
<i>Carex elata</i>	Steif-Segge		D
<i>Carex elongata</i>	Walzen-Segge		W
<i>Carex gracilis</i>	Schlank-Segge		Z
<i>Carex hirta</i>	Haar-Segge		Z
<i>Carex nigra</i>	Wiesen-Segge		W
<i>Carex oederi</i>	Kleine Gelb-Segge	3	W
<i>Carex panicea</i>	Hirsen-Segge	3	W
<i>Carex pseudocyperus</i>	Scheinzyper-Segge		Z
<i>Carex rostrata</i>	Schnabel-Segge		W
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel		W
<i>Cornus alba</i>	Weißer Hartriegel		Z
<i>Corylus avellana</i>	Hasel		Z
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele		Z
<i>Eleocharis palustris</i>	Gemeine Sumpfbirse		D
<i>Epilobium angustifolium</i>	Schmalblättriges Weidenröschen		Z
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen		Z
<i>Equisetum fluviatile</i>	Teich-Schachtelhalm		W
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost		Z
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß		Z
<i>Frangula alnus</i>	Faulbaum		W
<i>Fraxinus excelsior</i>	Esche		Z
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut		Z
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut		W
<i>Galium harycinum</i>	Harzer Labkraut		W
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann		Z
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden		Z
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden		D
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen		Z
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Wassernabel		W
<i>Iris pseudacorus</i>	Gelbe Schwertlilie		Z
<i>Isolepis setacea</i>	Borstige Schuppensimse	3	W
<i>Juncus articulatus</i>	Glieder-Binse		Z
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse		Z
<i>Juncus tenuis</i>	Zarte Binse		W
<i>Lolium perenne</i>	Weidelgras		Z
<i>Lotus uliginosus</i>	Sumpf-Hornklee		W
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke		W
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp		Z

Röhrichte, Bruchwälder und weitere angrenzende Flächen (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut	3	Z
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gemeiner Gilbweiderich		Z
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich		Z
<i>Malus sylvestris</i>	Wild-Apfel		W
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze		Z
<i>Mentha x verticillata</i>	Quirl-Minze		W
<i>Molinia caerulea</i>	Pfeifengras		W
<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sumpf-Vergißmeinnicht		Z
<i>Nardus stricta</i>	Borstgras		W
<i>Peucedanum palustre</i>	Sumpf-Haarstrang		W
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras		Z
<i>Phragmites australis</i>	Schilf		D
<i>Populus tremula</i>	Espe		Z
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut		Z
<i>Potentilla erecta</i>	Blutwurz		W
<i>Potentilla palustre</i>	Sumpf-Blutauge		W
<i>Prunus padus</i>	Trauben-Kirsche		W
<i>Quercus robur</i>	Stiel-Eiche	3	Z
<i>Ranunculus lingua</i>	Zungen-Hahnenfuß		W
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß		Z
<i>Ribes nigrum</i>	Schwarze Johannisbeere		Z
<i>Rorippa amphibia</i>	Wasser-Sumpfkresse		Z
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Brombeere		Z
<i>Rubus idaeus</i>	Himbeere		Z
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Hoher Ampfer		W
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide		W
<i>Salix caprea</i>	Sal-Weide		W
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide		D
<i>Salix repens</i>	Kriech-Weide		W
<i>Salix spec.</i>	Weide		Z
<i>Sambucus nigra</i>	Schwarzer Holunder		Z
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Seebirse		D
<i>Scutellaria galericulata</i>	Gemeines Helmkraut		Z
<i>Sium latifolium</i>	Breitblättriger Merk		Z
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten		Z
<i>Sorbus aucuparia</i>	Eberesche		Z
<i>Sparganium erectum</i>	Aufrechter Igelkolben		W
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest	3	Z
<i>Succisa pratensis</i>	Teufelsabbüß		W
<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee		Z
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben		Z
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben		W
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel	3	Z
<i>Valeriana officinalis</i> agg.	Echter Baldrian		W
<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbunge		W
<i>Viola palustris</i>	Sumpf-Veilchen	3	W

Einfelder See - Physikalische und chemische Befunde

EDV - Nr.: 129082

Probenahmedatum		17.02.00		05.06.00		12.07.00		30.08.00	
Uhrzeit [ME(S)Z]		10:00		11:00		11:00		10:30	
Wetter (Niederschlag)		1		1		2		1	
Windrichtung		NW		NO		NW		SW	
Windstärke	Bft.	0-1		0-1		2-3		1-2	
Lufttemperatur	°C	1		17,6		14,5		14,9	
Luftdruck	hPa	997		1017		1000		1015	
Sichttiefe	m	1,20		1,10		0,7		0,8	
Entnahmetiefe	m	1	7	1	7	1	7	1	7
Wassertemperatur	°C	3,8	3,8	18,0	15,2	16,8	16,7	18,7	18,5
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	22,1	22,3	22,2	22,6	22,8	22,3	23,7	22,3
pH - Wert		7,93	7,94	9,33	7,68	8,85	8,8	9,2	9,0
Farbe		32	32	57	57	32	32	32	32
Trübung		3	3	5	5	5	5	5	5
Geruch		1	1	1	1	1	1	1	1
Sauerstoff	mg/l	12,5	12,4	14,4	7,4	8,6	8,6	11,6	10,7
O ₂ -Sättigungsindex	%	96	96	152	73	90	90	124	114
TOC	mg/l	15	14	16	16	16	15	16	16
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	1,27	1,27	1,33	1,37	1,56	1,63	1,70	1,72
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	0,12	0,09		0,09				
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	77	77	81	84	95	99	104	105
Chlorid	mg/l	16	17	17	17	17	17	17	17
Ammonium-N	mg/l	0,418	0,414	0,024	0,125	0,013	0,012	0,028	0,015
Nitrit-N	mg/l	0,012	0,012	0,019	0,021	0,0014	0,0032	0,0010	0,0012
Nitrat-N	mg/l	0,829	0,831	0,266	0,395	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	2,4	2,5	1,7	1,9	1,5	1,5	1,5	1,6
o-Phosphat-P	mg/l	0,027	0,028	<0,005	<0,005	0,0059	<0,005	0,0055	<0,005
Gesamtphosphor	mg/l	0,065	0,066	0,056	0,082	0,081	0,077	0,054	0,065
Sulfat	mg/l	24,4	24,7	23,4	23,2	15,8	17,2	14,1	14,1
SiO ₂	mg/l	<0,1	<0,1	0,189	0,212	0,547	0,545	1,48	1,48
Natrium	mg/l	8,1	8,1						
Kalium	mg/l	3,0	2,9						
Calcium	mg/l	29	28						
Magnesium	mg/l	2,3	2,2						
Eisen	mg/l	0,055	0,058						
Mangan	mg/l	0,015	0,014						
Aluminium	mg/l	0,051	0,048						
Chlorophyll a	µg/l	10,06		51,06		55,99		62,75	
Phaeophytin	µg/l	3,04		2,60		0,95		2,33	

Einfelder See - Phytoplankton

	17.2.2000	5.6.2000	12.7.2000	30.8.2000
Kl. Cyanophyceae				
<i>Anabaena</i> sp.			mi	mi
<i>Anabaena affinis</i> f. <i>viguieri</i>			w	mi
<i>Anabaena planctonica</i>		s	mi	w
<i>Anabaena spiroides</i>			w	mi
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>			s	w
<i>Aphanizomenon gracile</i>		s	mi	mi
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>			mi	w
<i>Aphanocapsa</i> sp.			s	w
<i>Chroococcus limneticus</i>	s	w	w	w
<i>Cyanodictyon</i> cf. <i>imperfectum</i>	w	h	h	mi
<i>Microcystis</i> sp.			w	
<i>Microcystis aeruginosa</i>	w	mi	mi	w
<i>Microcystis viridis</i>	w	h	h	h
<i>Microcystis wesenbergii</i>		h	h	h
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	w	mi	h	w
<i>Planktothrix agardhii</i>		mi	mi	w
<i>Pseudanabaena</i> sp.				ma
<i>Pseudanabaena limnetica</i>		s		
<i>Snowella</i> sp.	s	s	h	mi
<i>Woronichinia naegeliana</i>	mi	mi	h	h
Kl. Cryptophyceae				
<i>Rhodomonas minuta</i>	mi	mi	s	mi
<i>Cryptomonas</i> spp.	w	mi	w	w
Kl. Bacillariophyceae				
Ord.: Centrales				
<i>Aulacosira granulata</i>		s	s	
<i>Stephanodiscus</i> spp.	w	s	s	
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	w			
Kleine zentrische (<10 bzw. 15 µm)	s			
Ord.: Pennales				
<i>Asterionella formosa</i>	w	w		
<i>Fragilaria crotonensis</i>	s			
Kl. Euglenophyceae				
<i>Phacus</i> sp.				s
Kl. Chlorophyceae				
Ord.: Volvocales				
<i>Chlamydomonas</i> spp.		s	s	s
Ord.: Chlorococcales				
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>			s	
<i>Ankyra judayi</i>		s		
<i>Botryococcus braunii</i>	w	w		s
<i>Coelastrum astroideum</i>		mi	mi	mi

	17.2.2000	5.6.2000	12.7.2000	30.8.2000
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	s	mi	w	
<i>Monoraphidium contortum</i>		s		
<i>Monoraphidium minutum</i>		w	w	s
<i>Oocystis</i> spp.	s	mi	w	s
<i>Pediastrum boryanum</i>	s	h	mi	w
<i>Pediastrum biradiatum</i>	s	s		
<i>Pediastrum duplex</i>	s	mi	w	w
<i>Pediastrum simplex</i>			s	s
<i>Pediastrum tetras</i>		w		
<i>Scenedesmus</i> spp.	mi	mi	mi	mi
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		w	s	
<i>Scenedesmus obtusus</i>		w	s	w
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	s			
<i>Schroederia setigera</i>		mi		
<i>Tetraedron minimum</i>	w	w	w	mi
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	s	w		
<i>Tetrastrum triangulare</i>		w		
<i>Treubaria setigera</i>			w	
Ord.: Ulotrichales				
<i>Elakatothrix genevensis</i>	s		s	
<i>Koliella longiseta</i>	s			
Kl. Conjugatophyceae				
<i>Closterium</i> sp.	s			
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	s	s	s	s
<i>Closterium limneticum</i>	s			
<i>Cosmarium</i> sp.	s	s	s	w
<i>Cosmarium</i> sp.		s	s	
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planct.</i>			s	
<i>Staurastrum</i> sp.	s	s	s	s
<i>Staurastrum</i> cf. <i>smithii</i>	s	s	s	
<i>Staurastrum</i> cf. <i>subcruciatum</i>	s		s	s
<i>Staurodesmus</i> sp.	s	s	s	s
Kl. Haptophyceae				
<i>Chrysochromulina parva</i>			w	mi
Kl. Dinophyceae				
<i>Ceratium furcoides</i>			s	s
<i>Ceratium hirundinella</i>		s	s	s
<i>Peridinium</i> sp.		s	s	
<i>Kolkwitzia acuta</i>			s	s
Kl. Xanthophyceae				
<i>Tribonema</i> sp.		w		

Einfelder See - Zooplankton

	17.2.2000	5.6.2000	12.7.2000	30.8.2000
Ciliata				
Ciliata indet.	S			
<i>Epistylis rotans</i>		mi	W	W
<i>Tintinnopsis</i> sp.		W	S	
<i>Trichodina pediculus</i>		S		
Rotatoria				
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	S			S
<i>Asplanchna priodonta</i>	S		S	
<i>Brachionus angularis</i>	S			S
<i>Brachionus diversicornis</i>			W	
<i>Collotheca</i> sp.		S	S	S
<i>Conochilus unicornis</i>		S	S	
<i>Filinia longiseta</i>				S
<i>Kellicottia longispina</i>	S	W		
<i>Keratella cochlearis</i>	S	mi	W	W
<i>Keratella cochlearis</i> fa. <i>hispida</i>			W	S
<i>Keratella cochlearis</i> fa. <i>tecta</i>		S	S	W
<i>Keratella quadrata</i>		W	S	S
<i>Polyarthra vulgaris</i>		S	S	S
<i>Pompholyx sulcata</i>		W	S	W
<i>Trichocerca capucina</i>		S	S	
<i>Trichocerca similis</i>			S	S
Cladocera				
<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i>			S	
<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni gibbera</i>	W			
<i>Ceriodaphnia</i> sp.				S
<i>Chydorus sphaericus</i>	S	S	W	S
<i>Daphnia longispina</i> -Komplex Summe	S	S	W	S
<i>Daphnia cucullata</i>		S	W	S
<i>Daphnia galeata</i>	S			
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	S		S	
<i>Leptora kindtii</i>		S		
Copepoda				
Nauplien	W	S	W	S
Calanoida				
Copepodide	S	S	S	S
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	S	S	S	S
Cyclopoida				
Copepodide	S	S	S	W
<i>Cyclops vicinus</i>	S			
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		S	S	S
<i>Thermocyclops oithonoides</i>		S	S	S
Diptera				
<i>Chaoborus</i> sp.		S		

Einfelder See - Zoobenthon

17.2.2000	3 m			5 m			8 m		
	Tiere/Greifer		Tiere/m ²	Tiere/Greifer		Tiere/m ²	Tiere/Greifer		Tiere/m ²
	I	II	Mittel	I	II	Mittel	I	II	Mittel
Oligochaeta	16	20	799	25	41	1465	8		178
Hydrachnidia	1		22	1	1	44			
Diptera									
Chaoboridae									
<i>Chaoborus flavicans</i>	11	15	577	10	21	688	2	1	67
Chironomidae									
Tanypodinae									
<i>Procladius sp.</i>	2	5	155	3		67			
Chironominae									
<i>Chironomus plumosus-Gr.</i>	6	5	244	5	5	222	3	3	133
<i>Glyptotendipes sp.</i>				1		22			
<i>Polypedilum cf. nubeculosum</i>	1		22	6		133			
Ceratopogonidae	1	3	89	1		22			

Einfelder See - Klassifizierung/Bewertung nach LAWA

Kriterium

Maßeinheit

1. Referenzzustand

1.1 nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag

Einzugsgebiet	ha	842	
Flächennutzung:			
Wald	ha	129	
intaktes Moor	ha		
potentielle Hochmoore	ha	55	
potentielle Niedermoore	ha	18	
potentiell kalkreiche Mineralböden	ha	458	
potentiell nährstoffarme Sandböden	ha		
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	ha		
Wasser	ha	182	
Einträge aus:			Exportkoeff. kg/ha a P
Wald	kg/a P	6,45	0,05
intaktes Moor	kg/a P		0,2
potentielle Hochmoore	kg/a P	82,5	1,5
potentielle Niedermoore	kg/a P	1,8	0,1
potentiell kalkreiche Mineralböden	kg/a P	22,9	0,05
potentiell nährstoffarme Sandböden	kg/a P		0,1
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	kg/a P		0,2
Atmosphäre	kg/a P	54,6	0,3
Summe der Mindesteinträge	kg/a P	168,25	
Jahresabflussmenge (Q)	10 ⁶ m ³ /a	2,6	
theoretische mittlere Verweilzeit (R _t)	a	2,3	
theoret. mittl. Zufluss-Konzentration (P _i)	mg/m ³	64,7	
theoret. mittl. Phosphor-Konz. im See (P _i)	mg/m ³	25,6	

Trophiegrad nach potentielltem P-Eintrag

mesotroph

1.2 nach Morphometrie

Gewässerfläche (A)	ha	182	Umgebungsvolumenfaktor
Gewässervolumen	10 ⁶ m ³	6,04	1,1
mittlere Tiefe (Z _m)	m	3,4	
maximale Tiefe (Z _{max})	m	8,4	Umgebungsarealfaktor
effektive Länge (L _{eff})	km	4,91	3,6
effektive Breite (B _{eff})	km	1,33	
theoretische Epilimniontiefe (Z _{epi})	m		
Tiefengradient (F)		1,05 (verändert)	
Verknüpfung Z _m und F (theoret. Sichttiefe)	m	1,75	
Trophiegrad nach Morphometrie		eutroph e1	ungeschichtet geschichtet Kleinseen
			F ≤ 1,5 F > 1,5 Seefläche ≤ 5 ha

Resultierender Referenzzustand

eutroph e1

2. Istzustand

	Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll (Mai bis September ohne KW)	mg/m ³	57	4,02	10
Sichttiefe (Mai bis September ohne KW)	m	0,7	3,76	7,00
Gesamt-Phosphor (Frühjahrszirkulation)	mg/m ³	65	3,40	5,00
Gesamt-Phosphor (Mai bis September)	mg/m ³	64	3,27	5,00
			3,70	27
				99,85

Resultierender Istzustand

polytroph p1 ungeschichtet
geschichtet
Kleinseen

3. Bewertung

3

Garrensee - Ufer- und Unterwasservegetation

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Isoetes lacustris</i>	See-Brachsenkraut	1	Z
<i>Littorella uniflora</i>	Strandling	2	D

Schwimtblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Nuphar lutea</i>	Gelbe Teichrose		W
<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerose		W
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		Z

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Froschlöffel		W
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle		D
<i>Betula pendula</i>	Hänge-Birke		Z
<i>Betula pubescens</i>	Moor-Birke		Z
<i>Callitriche cf. platycarpa</i>	Flachfrüchtiger Wasserstern		W
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras		Z
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge		D
<i>Carex canescens</i>	Grau-Segge		W
<i>Carex elata</i>	Steif-Segge		D
<i>Carex elongata</i>	Walzen-Segge		Z
<i>Carex pseudocyperus</i>	Scheinzypergras-Segge		W
<i>Carex remota</i>	Winkel-Segge		Z
<i>Carex rostrata</i>	Schnabel-Segge		Z
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel		W
<i>Eleocharis palustris</i>	Gemeine Sumpfbirse		Z
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Quellmoos	3	W
<i>Frangula alnus</i>	Faulbaum		W
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut		Z
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden		W
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Wassernabel		W
<i>Iris pseudacorus</i>	Gelbe Schwertlilie		W
<i>Juncus bufonius</i>	Kröten-Birse		W
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Birse		Z
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse		W
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp		Z
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	Strauß-Gilbweiderich	3	Z
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gemeiner Gilbweiderich		Z
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich		Z
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze		Z
<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sumpf-Vergißmeinnicht		Z

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Peucedanum palustre</i>	Sumpf-Haarstrang		Z
<i>Phragmites australis</i>	Schilf		Z
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		Z
<i>Potentilla palustris</i>	Sumpflutauge		Z
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß		W
<i>Riccia fluitans</i>	Wasser-Lebermoos		W
<i>Rorippa amphibia</i>	Wasser-Sumpfkresse		W
<i>Salix aurita</i>	Ohr-Weide		Z
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide		Z
<i>Salix spec.</i>	Weide		W
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Seebirse		Z
<i>Scutellaria galericulata</i>	Gemeines Helmkraut		Z
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten		Z
<i>Sphagnum spec.</i>	versch. Torfmoose		Z
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben		Z
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben		W
<i>Viburnum opulus</i>	Schneeball		W

Garrensee - Physikalische und chemische Befunde

EDV - Nr.: 129002

Probenahmedatum		23.3.1999			17.6.1999		
Uhrzeit [ME(S)Z]		11:00			11:00		
Wetter (Niederschlag)		3			1		
Windrichtung		S			SO		
Windstärke	Bft.	1-2			2-3		
Lufttemperatur	°C	1,8			21,8		
Luftdruck	hPa	995			1014		
Sichttiefe	m	3,40			3,80		
Entnahmetiefe	m	1	10	22	1	10	22
Wassertemperatur	°C	4,7	4,7	4,5	20,6	5,8	5,2
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	7,55	7,45	7,93	7,22	7,11	7,51
pH - Wert		6,47	6,98	6,79	7,79	6,23	6,12
Farbe		1	1	1	1	1	1
Trübung		3	3	3	3	3	3
Geruch		1	1	1	1	1	1
Sauerstoff	mg/l	13,2			14,2		
O ₂ -Sättigungsindex	%	104			158		
TOC	mg/l	5,0	5,3	4,8	5,7	5,7	5,5
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	0,31	0,16	0,16	0,18	0,17	0,20
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	0,08	0,07	0,07	0,07	0,16	0,26
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	19	10	10	11	10	12
Chlorid	mg/l	7,52	7,54	7,46	7,51	7,35	7,35
Ammonium-N	mg/l	0,011	0,014	0,020	<0,01	0,026	0,378
Nitrit-N	mg/l	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	0,001	0,002
Nitrat-N	mg/l	0,114	0,109	0,124	<0,05	0,049	0,092
Gesamtstickstoff	mg/l	0,53	0,52	0,53	0,51	0,51	0,82
o-Phosphat-P	mg/l	<0,005	0,008	<0,005	<0,005	<0,005	0,041
Gesamtphosphor	mg/l	0,027	0,039	0,020	0,017	0,029	0,069
Sulfat	mg/l	10,8	10,7	10,6	10,7	9,5	9,9
SiO ₂	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,19	0,21
Natrium	mg/l	4,0	3,9	4,0			
Kalium	mg/l	1,2	1,2	1,2			
Calcium	mg/l	5,0	5,1	4,9			
Magnesium	mg/l	0,82	0,86	0,83			
Eisen	mg/l	0,017	0,016	0,014			
Mangan	mg/l	0,006	0,006	0,008			
Aluminium	mg/l	0,003	<0,002	0,006			
Chlorophyll a	µg/l	14,8			3,7		
Phaeophytin	µg/l	1,58			0,72		

Probenahmedatum		21.7.1999			18.8.1999		
Uhrzeit [ME(S)Z]		12:00			12:00		
Wetter (Niederschlag)		1			1		
Windrichtung		SO			S		
Windstärke	Bft.	2-3			2-3		
Lufttemperatur	°C	19,8			17,1		
Luftdruck	hPa	1003			1001		
Sichttiefe	m	4,10			5,70		
Entnahmetiefe	m	1	10	22	1	10	22
Wassertemperatur	°C	23,1	5,9	5,2	20,0	6,4	5,1
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	7,39	7,23	7,94	7,9	7,2	8
pH - Wert		7,76	6,22	6,24	7,22	6,06	6,19
Farbe		1	1	1	1	1	1
Trübung		3	3	3	3	3	3
Geruch		1	1	1	1	1	79
Sauerstoff	mg/l	14,6			18,5		
O ₂ -Sättigungsindex	%	172			206		
TOC	mg/l	5,6	5,5	5,2	5,5	5,0	5,0
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	0,19	0,17	0,27	0,16	0,16	0,27
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	0,06	0,17	0,31	0,04	0,26	0,35
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	12	10	16	10	10	16
Chlorid	mg/l	6,95	6,89	6,87	6,96	6,84	6,77
Ammonium-N	mg/l	0,017	0,034	0,504	0,021	0,019	0,543
Nitrit-N	mg/l	<0,001	0,001	0,003	<0,001	<0,001	0,003
Nitrat-N	mg/l	<0,05	0,105	0,048	<0,05	0,140	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	0,50	0,68	1,1	0,46	0,62	0,96
o-Phosphat-P	mg/l	<0,005	0,007	0,079	<0,005	<0,005	0,129
Gesamtphosphor	mg/l	0,013	0,024	0,12	0,013	0,021	0,14
Sulfat	mg/l	10,9	11,1	10,9	10,3	9,8	9,4
SiO ₂	mg/l	<0,1	<0,1	0,11	0,16	0,15	0,19
Natrium	mg/l						
Kalium	mg/l						
Calcium	mg/l						
Magnesium	mg/l						
Eisen	mg/l						
Mangan	mg/l						
Aluminium	mg/l						
Chlorophyll a	µg/l	4,81			4,81		
Phaeophytin	µg/l	0,39			0,39		

Garrensee - Phytoplankton

	23.3.1999	17.6.1999	21.7.1999	18.8.1999
Cyanophyceae				
<i>Anabaena flos-aquae</i> f. <i>lemmermanni</i>				s
<i>Aphanizomenon</i> sp.				s
<i>Aphanocapsa elachista</i>		mi	s	w
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	w			
<i>Cyanodictyon</i> sp.	h	h	mi	h
<i>Pseudanabaena</i> sp.		s	s	
<i>Woronichinia naegeliana</i>		s	s	
Cryptophyceae				
<i>Rhodomonas</i> spp.	mi	w	w	w
<i>Cryptomonas</i> spp.	w	s	s	s
Bacillariophyceae				
Centrales				
<i>Stephanodiscus</i> sp.	s			
Ord.: Pennales				
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	w	s	w	s
<i>Fragilaria</i> spp.	w	s		
<i>Nitzschia</i> sp.		s		
Kl. Chlorophyceae				
Ord.: Volvocales				
<i>Eudorina elegans</i>		s	w	w
<i>Pandorina morum</i>		s	s	s
<i>Volvox tertius</i>			w	s
Ord.: Chlorococcales				
<i>Ankyra judayi</i>	w		w	w
<i>Botryococcus braunii</i>			s	s
<i>Monoraphidium contortum</i>	mi			
<i>Pediastrum boryanum</i>				
<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>longicorne</i>		s	s	
<i>Pediastrum duplex</i>				s
<i>Scenedesmus</i> spp.		s	s	
<i>Scenedesmus dimorphus</i>		s	s	
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>			w	
<i>Tetradron minimum</i>			w	s
<i>Willea vilhelmii</i>		h	mi	w
Ord.: Ulotrichales				
<i>Elakatothrix biplex</i>			w	w
<i>Elakatothrix genevensis</i>		s		
<i>Koliella longiseta</i>	s	s		
<i>Koliella longiseta</i> f. <i>tenuis</i>	s			

	23.3.1999	17.6.1999	21.7.1999	18.8.1999
Kl. Conjugatophyceae				
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	s		s	
<i>Cosmarium</i> sp.			s	
<i>Micrasterias americana</i>		s		
<i>Mougeotia</i> sp.			s	
<i>Spirogyra</i> sp.			s	
<i>Staurastrum</i> sp.			s	s
<i>Staurastrum</i> sp.		s		
<i>Staurastrum chaetoceras</i>		s	s	
<i>Staurastrum lunatum</i> var. <i>planctonicum</i>			s	s
<i>Staurastrum planctonicum/pingue</i>		s	s	s
Kl. Chrysophyceae				
<i>Mallomonas</i> cf. <i>akrokomos</i>	w			s
Kl. Haptophyceae				
<i>Chrysochromulina parva</i>		h	w	w
Kl. Dinophyceae				
<i>Ceratium furcoides</i>		s	s	s
<i>Ceratium hirundinella</i>				s
<i>Gymnodinium</i> sp.	s			
<i>Peridinium/Peridiniopsis</i> sp.		s		
<i>Peridinium willei</i>	w	s	s	s
Flagellaten indet. (< 10 µm)			w	w

Garrensee - Zooplankton

	23.3.1999	17.6.1999	21.7.1999	18.8.1999
Ciliata				
Ciliata indet.	w	w	s	s
Rotatoria				
<i>Anuraeopsis fissa</i>				s
<i>Ascomorpha ecaudis</i>			s	s
<i>Collotheca</i> sp.				s
<i>Euchlanis</i> cf. <i>dilatata</i>		s	s	
<i>Filinia terminalis</i>	s	w	s	s
<i>Kellicottia longispina</i>	mi	mi	w	w
<i>Keratella cochlearis</i>	w	w	s	s
<i>Keratella cochlearis</i> fa. <i>hispida</i>		w	s	s
<i>Keratella quadrata</i>	s		s	
<i>Ploesoma hudsoni</i>		s	s	
<i>Polyarthra</i> sp.	s	w	s	s
<i>Synchaeta</i> sp.				s
<i>Trichocerca capucina</i>		s	s	s
<i>Trichocerca longiseta</i>				s
<i>Trichocerca similis</i>		s	s	s
Cladocera				
<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i>		s	s	s
<i>Ceriodaphnia</i> sp.			s	
<i>Daphnia longispina</i> -Komplex Summe	s	s	s	s
<i>Daphnia longispina</i> -Komplex			s	
<i>Daphnia cucullata</i>	s			
<i>Daphnia hyalina</i>		s	s	s
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		s	s	s
<i>Leptodora kindtii</i>			s	
Copepoda				
Nauplien	s	s	s	s
Calanoida				
Copepodide	s	s	s	s
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	s	s	s	s
Cyclopoida				
Copepodide	s	s	s	s
<i>Cyclops</i> sp.		s		
<i>Cyclops</i> cf. <i>bohater</i>			s	s
<i>Cyclops kolensis</i>		s		
<i>Thermocyclops oithonoides</i>		s	s	s

Garrensee - Zoobenthon

23.3.1999	2 m		5 m		13 m		23 m	
	Tiere/Greifer I II	Tiere/m ² Mittel	Tiere/Greifer I II	Tiere/m ² Mittel	Tiere/Greifer I II	Tiere/m ² Mittel	Tiere/Greifer I II	Tiere/m ² Mittel
Mollusca								
Bivalvia								
<i>Pisidium sp.</i>	1t	0						
Oligochaeta	1	22	2	44				
<i>Stylaria lacustris</i>								
Hydrachnidia			1 3	89				
Crustacea								
<i>Asellus aquaticus</i>			2	44				
<i>Gammarus pulex</i>								
Ephemeroptera								
<i>Caenis horaria</i>								
<i>Caenis luctuosa</i>								
<i>Caenis sp.</i>								
<i>Leptophlebia vespertina</i>								
Coleoptera								
<i>Coelostoma orbiculara</i>								
<i>Platambus maculatus</i>								
Megaloptera								
<i>Sialis lutaria</i>	1	22	2 1	67				
Trichoptera								
<i>Anabolia furcata</i>								
Athripsodes sp.								
<i>Cynurus flavidus</i>			1	22				
<i>Halesus radiatus</i>								
<i>Limnephilus flavicornis</i>								
<i>Limnephilus sp.</i>	3Kö 6Kö							
<i>Molanna angustata</i>	3Kö		1 1Kö	22				
<i>Mystacides azurea</i>								
<i>Mystacides nigra</i>								
<i>Mystacides sp.</i>								
<i>Notidobia ciliaris</i>								
<i>Oecetis testacea</i>								
Diptera								
Chaoboridae								
<i>Chaoborus flavicans</i>					2	44	2 10	266
Chironomidae								
Tanypodinae			1	22				
<i>Ablabesmyia longistyla</i>								
<i>Ablabesmyia sp.</i>			3 23	577				
<i>Conchapelopia melanops</i>								
<i>Procladius sp.</i>			2 6	178				
<i>Procladius choreus</i>								
Orthoclaadiinae			1	22				
<i>Corynoneura sp.</i>	1 1	22						
<i>Orthocladus sp.</i>	1	22						
<i>Psectrocladius sordidellus</i>			1	22				
Chironominae								
<i>Chironomus anthracinus</i>								
<i>Chironomus anthracinus-Gr.</i>								
<i>Cryptochironomus sp.</i>								
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>								
<i>Dicrotendipes modestus</i>								
<i>Microtendipes cf. chloris</i>								
<i>Microtendipes chloris</i>								
<i>Polypedilum cf. nubeculosum</i>								
<i>Polypedilum sordens</i>								
<i>Polypedilum sp.</i>								
<i>Sergentia coracina</i>					2	44		
<i>Stictochironomus sp.</i>								
<i>Tribelos intextus</i>	2 1	67						
Pseudochironomini								
<i>Pseudochironomus prasinatus</i>			1	22				

5.5.1999	0,5 m Tiere/m ² Mittel	2 m Tiere/m ² Mittel	5 m Tiere/m ² Mittel	10 m Tiere/m ² Mittel	15 m Tiere/m ² Mittel	Kescher Anzahl
Mollusca						
Bivalvia						
<i>Pisidium sp.</i>		33				
Oligochaeta	676		44			1
<i>Stylaria lacustris</i>						1
Hydrachnidia	123	228	44	22		
Crustacea						
<i>Asellus aquaticus</i>		33				2
<i>Gammarus pulex</i>						1
Ephemeroptera						
<i>Caenis horaria</i>		65				
<i>Caenis luctuosa</i>	184	196				3
<i>Caenis sp.</i>			22			
<i>Leptophlebia vespertina</i>						3
Coleoptera						
<i>Coelostoma orbiculara</i>						1
<i>Platambus maculatus</i>						2
Megaloptera						
<i>Sialis lutaria</i>						
Trichoptera						
<i>Anabolia furcata</i>						3
Athripsodes sp.		33				1
<i>Cyrnus flavidus</i>						
<i>Halesus radiatus</i>						6
<i>Limnephilus flavicornis</i>						1
<i>Limnephilus sp.</i>						1
<i>Molanna angustata</i>	61	131				2
<i>Mystacides azurea</i>	184					4
<i>Mystacides nigra</i>						4
<i>Mystacides sp.</i>	61					3
<i>Notidobia ciliaris</i>						7m,1w
<i>Oecetis testacea</i>						4
Diptera						
Chaoboridae						
<i>Chaoborus flavicans</i>				777	155	
Chironomidae						
Tanypodinae						
<i>Ablabesmyia longistyla</i>						1Pu
<i>Ablabesmyia sp.</i>	61	33		44		2
<i>Conchapelopia melanops</i>						1
<i>Procladius sp.</i>		65	200	22		
<i>Procladius choreus</i>						1m,1Pu
Orthocladiinae						
<i>Corynoneura sp.</i>						
<i>Orthocladus sp.</i>						
<i>Psectrocladius sordidellus</i>						
Chironominae						
<i>Chironomus anthracinus</i>						1m
<i>Chironomus anthracinus-Gr.</i>				533		
<i>Cryptochironomus sp.</i>	61					
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>						1m
<i>Dicrotendipes modestus</i>						1m
<i>Microtendipes cf. chloris</i>		33				
<i>Microtendipes chloris</i>						1m
<i>Polypedilum cf. nubeculosum</i>				22		1
<i>Polypedilum sordens</i>						1
<i>Polypedilum sp.</i>	184					
<i>Sergentia coracina</i>			22	44		
<i>Stictochironomus sp.</i>		33	22			
<i>Tribelos intextus</i>						
Pseudochironomini						
<i>Pseudochironomus prasinatus</i>	61	1077	67			1

Garrensee - Klassifizierung/Bewertung nach LAWA

Kriterium

Maßeinheit

1. Referenzzustand

1.1 nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag

Einzugsgebiet	ha	93	
Flächennutzung:			
Wald	ha	63	
intaktes Moor	ha		
potentielle Hochmoore	ha		
potentielle Niedermoore	ha	1	
potentiell kalkreiche Mineralböden	ha	11	
potentiell nährstoffarme Sandböden	ha		
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	ha		
Wasser	ha	18	
Einträge aus:			Exportkoeff. kg/ha a P
Wald	kg/a P	3,15	0,05
intaktes Moor	kg/a P		0,2
potentielle Hochmoore	kg/a P		1,5
potentielle Niedermoore	kg/a P	0,1	0,1
potentiell kalkreiche Mineralböden	kg/a P	0,55	0,05
potentiell nährstoffarme Sandböden	kg/a P		0,1
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	kg/a P		0,2
Atmosphäre	kg/a P	5,1	0,3
Summe der Mindesteinträge	kg/a P	8,9	
Jahresabflussmenge (Q)	10 ⁶ m ³ /a	0,29	
theoretische mittlere Verweilzeit (R _t)	a	6,4	
theoret. mittl. Zufluss-Konzentration (P _i)	mg/m ³	30,7	
theoret. mittl. Phosphor-Konz. im See (P _i)	mg/m ³	8,7	

Trophiegrad nach potentielltem P-Eintrag

oligotroph

1.2 nach Morphometrie

Gewässerfläche (A)	ha	17	Umgebungsvolumenfaktor
Gewässervolumen	10 ⁶ m ³	1,89	0,4
mittlere Tiefe (Z _m)	m	10,1	
maximale Tiefe (Z _{max})	m	23	Umgebungsarealfaktor
effektive Länge (L _{eff})	km	1,02	4,5
effektive Breite (B _{eff})	km	0,24	
theoretische Epilimniontiefe (Z _{epi})	m		
Tiefengradient (F)		4,51	
Verknüpfung Z _m und F (theoret. Sichttiefe)	m	4,99	
Trophiegrad nach Morphometrie			ungeschichtet F ≤ 1,5 mesotroph geschichtet F > 1,5 Kleinseen Seefläche ≤ 5 ha

Resultierender Referenzzustand

oligotroph

2. Istzustand

	Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll (Mai bis September ohne KW)	mg/m ³	4,4	1,83	10
Sichttiefe (Mai bis September ohne KW)	m	4,5	1,80	7,00
Gesamt-Phosphor (Frühjahrszirkulation)	mg/m ³	27	2,03	5,00
Gesamt-Phosphor (Mai bis September)	mg/m ³	14	1,85	5,00
			1,86	27
				50,25

Resultierender Istzustand

 mesotroph ungeschichtet
 geschichtet
 Kleinseen

3. Bewertung

2

Holzsee - Ufer- und Unterwasservegetation

Armleuchteralgenzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Chara contraria</i>	Gegensätzliche Armleuchteralge	3	W

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume		W
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Rauhes Hornblatt		D
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest		Z
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Quellmoos	3	Z
<i>Lemna trisulca</i>	Untergetauchte Wasserlinse		W
<i>Potamogeton crispus</i>	Krauses Laichkraut		W
<i>Potamogeton lucens</i>	Spiegel-Laichkraut	3	W
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		W
<i>Potamogeton pusillus</i> agg.	Zwerg-Laichkraut	3	W
<i>Ranunculus circinatus</i>	Spreizender		W
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Pfeilkraut		W

Schwimblattzone und Wasserlinsendecken

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Froschbiß		Z
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse		W
<i>Nuphar lutea</i>	Gelbe Teichrose		D
<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerose		D
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	Vielwurzelige Teichlinse		W

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus		W
<i>Aegopodium podagraria</i>	Giersch		Z
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras		Z
<i>Ajuga reptans</i>	Kriechender Günsel		W
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Froschlöffel		Z
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle		D
<i>Alnus incana</i>	Grau-Erle		Z
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz		Z
<i>Angelica sylvestris</i>	Wald-Engelwurz		W
<i>Berula erecta</i>	Berle		Z
<i>Bidens cernua</i>	Nickender Zweizahn		W
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume		W

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras		Z
<i>Caltha palustris</i>	Sumpf-Dotterblume		W
<i>Cardamine amara</i>	Bitteres Schaumkraut		Z
<i>Cardamine flexuosa</i>	Wald-Schaumkraut		Z
<i>Cardamine pratensis</i>	Wiesen-Schaumkraut		W
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge		D
<i>Carex elata</i>	Steif-Segge		W
<i>Carex elongata</i>	Walzen-Segge		W
<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge		Z
<i>Carex paniculata</i>	Rispen-Segge		Z
<i>Carex pseudocyperus</i>	Scheinzypergras-Segge		Z
<i>Carex rostrata</i>	Schnabel-Segge		W
<i>Carex strigosa</i>	Dünnährige Segge		W
<i>Cicuta virosa</i>	Wasserschierling		Z
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel		W
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmieie		Z
<i>Eleocharis palustris</i>	Gemeine Sumpfbirse		Z
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen		Z
<i>Equisetum fluviatile</i>	Teich-Schachtelhalm		Z
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost		Z
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß		Z
<i>Fraxinus excelsior</i>	Esche		Z
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut		Z
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut		Z
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann		Z
<i>Glyceria declinata</i>	Blaugrüner Schwaden		W
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden		W
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden		Z
<i>Glyceria plicata</i>	Falten-Schwaden		W
<i>Hypericum tetrapterum</i>	Vierflügeliges Johanniskraut		W
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen		Z
<i>Impatiens noli-tangere</i>	Rühr mich nicht an		Z
<i>Iris pseudacorus</i>	Gelbe Schwertlilie		Z
<i>Juncus articulatus</i>	Glieder-Binse		Z
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse		W
<i>Juncus inflexus</i>	Blaugrüne Binse		W
<i>Listera ovata</i>	Zweiblatt		W
<i>Lotus uliginosus</i>	Sumpf-Hornklee		W
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke		W
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp		Z
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut		W
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	Strauß-Gilbweiderich	3	Z
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gemeiner Gilbweiderich		Z
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich		W
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze		Z
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Fiebersklee	3	Z
<i>Myosotis palustris</i>	Sumpf-Vergißmeinnicht		Z

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Peucedanum palustre</i>	Sumpf-Haarstrang		W
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras		Z
<i>Phragmites australis</i>	Schilf		D
<i>Platanthera chlorantha</i>	Grünliche Waldhyazinthe	3	W
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		W
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut		Z
<i>Potentilla palustris</i>	Sumpfbloodauge		W
<i>Prunus padus</i>	Gewöhnliche Traubenkirsche		Z
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	Wolliger Hahnenfuß		Z
<i>Ranunculus lingua</i>	Zungen-Hahnenfuß	3	Z
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß		Z
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß		W
<i>Ribes nigrum</i>	Schwarze Johannisbeere		W
<i>Rumex conglomeratus</i>	Knäuel-Ampfer		W
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Hoher Ampfer		Z
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide		Z
<i>Salix pentandra</i>	Lorbeer-Weide		W
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Seebirse		D
<i>Schoenoplectus</i>	Salz-Teichsimse		W
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Waldsimse		W
<i>Scutellaria galericulata</i>	Gemeines Helmkraut		Z
<i>Sium latifolium</i>	Breitblättriger Merk		W
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten		Z
<i>Sparganium erectum</i>	Aufrechter Igelkolben		Z
<i>Stellaria alsine</i>	Quell-Sternmiere		W
<i>Stellaria nemorum</i>	Wald-Sternmiere		W
<i>Thelypteris palustris</i>	Sumpffarn	3	Z
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben		D
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben		W
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel		Z
<i>Valeriana officinalis agg.</i>	Echter Baldrian		W
<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbunge		Z
<i>Viburnum opulus</i>	Schneeball		W
<i>Viola palustris</i>	Sumpf-Veilchen	3	W

Holzsee - Physikalische und chemische Befunde

EDV - Nr.: 129120

Probenahmedatum		18.3.1999		16.6.1999		15.7.1999		17.8.1999	
Uhrzeit [ME(S)Z]		09:00		11:00		12:00		10:00	
Wetter (Niederschlag)		1		1		1		1	
Windrichtung		S		-		S		SW	
Windstärke	Bft.	1-2		-		3-4		0-1	
Lufttemperatur	°C	4,9		19,5		17,9		14,7	
Luftdruck	hPa	1022		1023		1006		1003	
Sichttiefe	m	1,80		1,90		1,10		1,50	
Entnahmetiefe	m	1	6	1	6	1	6	1	6
Wassertemperatur	°C	5,3	5,2	19,9	12,8	22,6	14,9	19,5	16,9
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	42,0	42,1	40,9	48,4	38,2	47,1	42,0	47,5
pH - Wert		8,43	8,42	8,66	7,57	8,28	7,48	8,04	7,40
Farbe		1	1	1	1	1	1	1	1
Trübung		3	3	3	5	3	5	3	5
Geruch		1	1	1	1	1	32	1	52
Sauerstoff	mg/l	14,3		19,4		12,8		12,4	
O ₂ -Sättigungsindex	%	112		211		149		136	
TOC	mg/l	6,4	6,5	6,5	6,9	7,3	10	7,0	9,4
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	3,35	3,34	3,46	4,35	2,85	3,94	3,06	4,12
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	-	-	-	0,4	-	0,3	0,09	0,5
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	204	204	211	265	174	240	187	251
Chlorid	mg/l	20	20	20	21	20	21	19	30
Ammonium-N	mg/l	0,105	0,121	0,032	0,985	0,029	0,734	0,020	0,843
Nitrit-N	mg/l	0,024	0,024	0,023	0,006	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Nitrat-N	mg/l	1,34	1,33	0,312	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	2,0	2,1	1,0	1,8	0,69	1,9	0,63	1,9
o-Phosphat-P	mg/l	0,006	<0,005	0,008	0,009	<0,005	0,006	0,005	0,069
Gesamtphosphor	mg/l	0,026	0,034	0,038	0,071	0,046	0,13	0,047	0,26
Sulfat	mg/l	22,1	20,8	19,9	17,0	17,3	13,5	16,8	12,6
SiO ₂	mg/l	<0,1	<0,1	5,97	21,4	1,09	4,51	3,09	8,71
Natrium	mg/l	9,7	9,7						
Kalium	mg/l	2,6	2,6						
Calcium	mg/l	57	57						
Magnesium	mg/l	5,8	5,7						
Eisen	mg/l	0,031	0,038						
Mangan	mg/l	0,013	0,12						
Aluminium	mg/l	0,013	0,017						
Chlorophyll a	µg/l	17,02		12,95		8,14		19,61	
Phaeophytin	µg/l	1,00		2,65		1,48		1,41	

Holzsee - Phytoplankton

	18.3.1999	16.6.1999	15.7.1999	17.8.1999
Cyanophyceae				
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		mi	mi	w
<i>Aphanizomenon gracile</i>		s	s	w
<i>Aphanocapsa</i> sp.	s			
<i>Cyanodictyon</i> sp.		h		
<i>Gomphosphaeria</i> -Komplex			s	
<i>Merismopedia tenuissima</i>		s	s	s
<i>Microcystis</i> sp.		s	w	
<i>Microcystis wesenbergii</i>			w	
<i>Planktothrix agardhii</i>			mi	ma
<i>Snowella lacustris</i>			w	
<i>Woronichinia naegeliana</i>		s	s	
Cryptophyceae				
<i>Rhodomonas minuta</i>	mi	mi	mi	w
<i>Cryptomonas</i> spp.	w	mi	w	s
Bacillariophyceae				
Centrales				
<i>Acanthoceras zachariasii</i>			s	w
<i>Aulacosira</i> sp.	w			
<i>Aulacosira granulata</i>		s		s
<i>Cyclotella</i> / <i>Stephanodiscus</i> spp. (> 12 µm)	mi	s	s	s
Kleine zentrische (<12µm)	w			
Ord.: Pennales				
<i>Asterionella formosa</i>	mi		s	s
<i>Fragilaria</i> spp.		w		
<i>Fragilaria crotonensis</i>	w	s	s	w
<i>Synedra</i> sp.	s	s		s
Kl. Euglenophyceae				
<i>Euglena</i> sp.				s
<i>Euglena</i> cf. <i>tripteris</i>			s	
<i>Phacus</i> sp.			s	
<i>Phacus</i> sp. (cf. <i>textus</i>)			s	
<i>Phacus pleuronectes</i>			s	
<i>Phacus tortus</i>			s	
Kl. Chlorophyceae				
Ord.: Volvocales				
<i>Chlamydomonas</i> spp.			s	
<i>Volvox tertius</i>		h	s	

	18.3.1999	16.6.1999	15.7.1999	17.8.1999
Ord.: Chlorococcales				
<i>Ankyra judayi</i>		s	w	
<i>Botryococcus braunii</i>			s	s
<i>Coelastrum astroideum</i>			s	s
<i>Coelastrum reticulatum</i>			s	
<i>Crucigenia fenestrata</i>		s		
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	s			
<i>Eutetramorus</i> sp.			s	s
cf. <i>Komarekia</i> sp.		w		
<i>Micractinium</i> sp.			s	
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	s			
<i>Oocystis</i> spp.	s	w		s
<i>Pediastrum boryanum</i>				s
<i>Pediastrum duplex</i>		s	s	s
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillimum</i>			s	
<i>Scenedesmus</i> spp.	s	mi	s	s
<i>Scenedesmus obtusus</i>			s	
<i>Tetraedron minimum</i>	s	s	w	
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	s			
Ord.: Ulotrichales				
<i>Elakatothrix genevensis</i>	s			s
<i>Koliella</i> sp. (spiculiformis)			mi	
<i>Koliella longiseta</i>	w	s		
Kl. Conjugatophyceae				
<i>Closterium aciculare</i>			s	s
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>		w	s	s
<i>Staurastrum</i> sp.	s			
<i>Staurastrum chaetoceras</i>			s	
<i>Staurastrum tetracerum</i>			s	s
Kl. Chrysophyceae				
<i>Dinobryon crenulatum</i>		w	w	w
<i>Mallomonas</i> sp.	w			
<i>Mallomonas</i> cf. <i>akrokomos</i>	s			
<i>Mallomonas</i> cf. <i>caudata</i>			s	
Kl. Haptophyceae				
<i>Chrysochromulina parva</i>			mi	h
Kl. Dinophyceae				
<i>Ceratium furcoides</i>		s	s	s
<i>Ceratium hirundinella</i>		s	w	s
<i>Gymnodinium</i> spp.	s	mi	w	
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i>		s	s	s
<i>Peridiniopsis polonicum</i>			s	s
<i>Peridinium</i> sp.			s	s
<i>Peridinium umbonatum</i> -Komplex			s	s
Flagellaten indet. (< 10 µm)		mi	w	mi

Holzsee - Zooplankton

	18.3.1999	16.6.1999	15.7.1999	17.8.1999
Ciliata				
Ciliata indet.	w	mi	w	s
<i>Tintinnidium</i> sp.	s			
Rotatoria				
<i>Anuraeopsis fissa</i>				mi
<i>Ascomorpha ecaudis</i>		s		s
<i>Asplanchna priodonta</i>	s		s	s
<i>Brachionus calyciflorus</i>	s			
<i>Collotheca</i> sp.			s	s
<i>Conochilus unicornis</i>		w	mi	s
<i>Gastropus</i> sp.		s	s	
<i>Filinia longiseta</i> var. <i>limnetica</i>				w
<i>Filinia terminalis</i>	s			
<i>Kellicottia longispina</i>	s	w	s	s
<i>Keratella cochlearis</i>	w	s	w	w
<i>Keratella cochlearis</i> fa. <i>hispida</i>				w
<i>Keratella cochlearis</i> fa. <i>tecta</i>				s
<i>Keratella quadrata</i>	w	s	s	s
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	s			
<i>Polyarthra vulgaris</i>			s	s
<i>Synchaeta</i> sp.	w	s		
<i>Trichocerca capucina</i>				s
<i>Trichocerca pusilla</i>				s
<i>Trichocerca rousseleti</i>			s	
<i>Trichocerca similis</i>				w
Cladocera				
<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i>		s	w	s
<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i>	s			
<i>Ceriodaphnia</i> sp.				s
<i>Daphnia longispina</i> -Komplex Summe	s	s		s
<i>Daphnia cucullata</i>		s	w	s
<i>Daphnia galeata</i>	s			
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			s	s
Copepoda				
Nauplien	w	s	w	w
Calanoida				
Copepodide	s	s	s	s
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	s	s	w	s
<i>Eudiaptomus graciloides</i>		s	s	
Cyclopoida				
Copepodide	s	s	w	w
<i>Cyclops kolensis</i>	s			
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>		s	s	
<i>Thermocyclops crassus</i>		s		
<i>Thermocyclops oithonoides</i>		s	s	s
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		s	s	s

Holzsee - Zoobenthon

18.3.1999	3 m			5 m			6,9 m		
	Tiere/Greifer		Tiere/m ²	Tiere/Greifer		Tiere/m ²	Tiere/Greifer		Tiere/m ²
	I	II	Mittel	I	II	Mittel	I	II	Mittel
Mollusca									
Gastropoda									
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1t		0						
<i>Radix sp.</i>								1t	0
<i>Valvata piscinalis</i>	1t		0					1t	0
Bivalvia									
<i>Pisidium sp.</i>	1t		0	1t	1t	0	7t	3t	0
Oligochaeta	78	66	3197	93	83	3907			
Hydrachnidia	1	3	89	2		44			
Diptera									
Chaoboridae									
<i>Chaoborus flavicans</i>	3	8	244	9	21	666	62	57	2642
Chironomidae									
Tanytopodinae									
<i>Procladius sp.</i>	6	10	355		1	22			
<i>Tanytus cf. vilipennis</i>	2	2	89						
Chironominae									
<i>Chironomus plumosus-Gr.</i>	9	9	400	11	3	311	6	4	222
<i>Chironomus sp.</i>	19	14	733	4	5	200	3	1	89
<i>Cryptochironomus sp.</i>	1		22						
<i>Polypedilum cf. nubeculosum</i>		1	22	3		67	1		22
Tanytarsini									
<i>Tanytarsus sp. (lugens-Gr.)</i>		2	44						
Ceratopogonidae	20	17	821	8	8	355			

Holzsee - Klassifizierung/Bewertung nach LAWA

Kriterium

Maßeinheit

1. Referenzzustand

1.1 nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag

Einzugsgebiet	ha	181	
Flächennutzung:			
Wald	ha	41	
intaktes Moor	ha		
potentielle Hochmoore	ha		
potentielle Niedermoore	ha	5	
potentiell kalkreiche Mineralböden	ha	115	
potentiell nährstoffarme Sandböden	ha		
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	ha		
Wasser	ha	20	
Einträge aus:			Exportkoeff. kg/ha a P
Wald	kg/a P	2,05	0,05
intaktes Moor	kg/a P		0,2
potentielle Hochmoore	kg/a P		1,5
potentielle Niedermoore	kg/a P	0,5	0,1
potentiell kalkreiche Mineralböden	kg/a P	5,75	0,05
potentiell nährstoffarme Sandböden	kg/a P		0,1
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	kg/a P		0,2
Atmosphäre	kg/a P	6	0,3
Summe der Mindesteinträge	kg/a P	14,3	
Jahresabflussmenge (Q)	10 ⁶ m ³ /a	0,57	
theoretische mittlere Verweilzeit (R _t)	a	1,3	
theoret. mittl. Zufluss-Konzentration (P _i)	mg/m ³	25,1	
theoret. mittl. Phosphor-Konz. im See (P _i)	mg/m ³	11,7	

Trophiegrad nach potentielltem P-Eintrag
oligotroph

1.2 nach Morphometrie

Gewässerfläche (A)	ha	20	Umgebungsvolumenfaktor
Gewässervolumen	10 ⁶ m ³	0,735	2,2
mittlere Tiefe (Z _m)	m	3,7	
maximale Tiefe (Z _{max})	m	6,9	Umgebungsarealfaktor
effektive Länge (L _{eff})	km	0,855	8,1
effektive Breite (B _{eff})	km	0,415	
theoretische Epilimniontiefe (Z _{epi})	m		
Tiefengradient (F)		1,35	
Verknüpfung Z _m und F (theoret. Sichttiefe)	m	1,95	
Trophiegrad nach Morphometrie		eutroph e1	ungeschichtet geschichtet Kleinseen
			F ≤ 1,5 F > 1,5 Seefläche ≤ 5 ha

Resultierender Referenzzustand
eutroph e1

2. Istzustand

	Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll (Mai bis September ohne KW)	mg/m ³	14	2,82	10
Sichttiefe (Mai bis September ohne KW)	m	1,32	3,08	7,00
Gesamt-Phosphor (Frühjahrszirkulation)	mg/m ³	26	2,71	5,00
Gesamt-Phosphor (Mai bis September)	mg/m ³	44	2,97	5,00
			2,90	27
				78,17

Resultierender Istzustand
eutroph e1 ungeschichtet
geschichtet
Kleinseen

3. Bewertung

1

Kleiner Pönitzer See - Ufer- und Unterwasservegetation

Armleuchteralgenzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Chara contraria</i>	Gegensätzliche Armleuchteralge	3	Z
<i>Chara globularis</i>	Zerbrechliche Armleuchteralge		W
<i>Tolypella glomerata</i>	Knäuel-Armleuchteralge	2	W

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume		W
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Rauhes Hornblatt		W
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest		W
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Quellmoos	3	D
<i>Lemna trisulca</i>	Untergetauchte Wasserlinse		W
<i>Potamogeton crispus</i>	Krauses Laichkraut		W
<i>Potamogeton friesii</i>	Stachelspitziges Laichkraut	2	W
<i>Potamogeton lucens</i>	Spiegel-Laichkraut	3	W
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		D
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Durchwachsenes Laichkraut		W
<i>Potamogeton pusillus</i>	Zwerg-Laichkraut	3	W
<i>Ranunculus aquatilis</i> agg.	Wasserhahnenfuß		W
<i>Ranunculus circinatus</i>	Spreizender		Z
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Pfeilkraut		W
<i>Zannichellia palustris</i>	Teichfaden		Z

Schwimmbblattzone und Wasserlinsendecken

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse		W
<i>Nuphar lutea</i>	Gelbe Teichrose		D
<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerose		Z

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder /

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus		D
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras		Z
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle		D
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz		Z
<i>Alopecurus pratensis</i>	Wiesen-Fuchsschwanz		Z
<i>Angelica sylvestris</i>	Wald-Engelwurz		W
<i>Berula erecta</i>	Berle		W
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume		W
<i>Caltha palustris</i>	Sumpf-Dotterblume		W

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder / Feuchtgrünland (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Calystegia sepium</i>	Echte Zaunwinde		W
<i>Cardamine pratensis</i>	Wiesen-Schaumkraut		Z
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge		Z
<i>Carex disticha</i>	Kamm-Segge		Z
<i>Carex gracilis</i>	Schlank-Segge		D
<i>Carex paniculata</i>	Rispen-Segge		W
<i>Carex pseudocyperus</i>	Scheinzypergras-Segge		W
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel		Z
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele		Z
<i>Eleocharis palustris</i>	Gemeine Sumpfbirse		W
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen		Z
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost		Z
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß		W
<i>Fraxinus excelsior</i>	Esche		Z
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut		Z
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut		Z
<i>Geum rivale</i>	Bach-Nelkenwurz		W
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann		Z
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden		Z
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden		Z
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras		Z
<i>Hypericum tetrapterum</i>	Vierflügeliges Johanniskraut		W
<i>Iris pseudacorus</i>	Gelbe Schwertlilie		Z
<i>Juncus articulatus</i>	Glieder-Binse		Z
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse		D
<i>Lotus uliginosus</i>	Sumpf-Hornklee		W
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke		W
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp		Z
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	Strauß-Gilbweiderich	3	W
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gemeiner Gilbweiderich		W
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich		W
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze		Z
<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sumpf-Vergißmeinnicht		Z
<i>Peucedanum palustre</i>	Sumpf-Haarstrang		W
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras		Z
<i>Phragmites australis</i>	Schilf		D
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		W
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut		Z
<i>Ranunculus acris</i>	Scharfer Hahnenfuß		W
<i>Ranunculus flammula</i>	Flammender Hahnenfuß		Z
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß		Z
<i>Ribes nigrum</i>	Schwarze Johannisbeere		W
<i>Rorippa amphibia</i>	Wasser-Sumpfkresse		W
<i>Rumex acetosa</i>	Sauerampfer		W
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Hoher Ampfer		W

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder / Feuchtgrünland (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide		Z
<i>Salix spec.</i>	Weide		W
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Seebirse		Z
<i>Scutellaria galericulata</i>	Gemeines Helmkraut		Z
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten		Z
<i>Sparganium erectum</i>	Aufrechter Igelkolben		Z
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest		W
<i>Stellaria palustris</i>	Sumpf-Sternmiere	3	W
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben		Z
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben		W
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel		Z
<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbunge		W
<i>Viburnum opulus</i>	Schneeball		W

Kleiner Pönitzer See - Physikalische und chemische Befunde

EDV - Nr.: 129121

Probenahmedatum		25.3.1999		3.6.1999		20.7.1999		16.8.1999	
Uhrzeit [ME(S)Z]		11:00		11:00		11:00		14:30	
Wetter (Niederschlag)		1		1		1		1	
Windrichtung		SO		W		SW		SW	
Windstärke	Bft.	2		3-4		2-3		2-3	
Lufttemperatur	°C	8,9		17,3		20,1		18,7	
Luftdruck	hPa	1003		1008		1009		1003	
Sichttiefe	m	2,20		2,70		1,60		1,10	
Entnahmetiefe	m	1	8	1	8	1	8	1	8
Wassertemperatur	°C	5,8	5,5	19,9	11,3	23,2	13,4	19,6	13,0
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	53,9	53,8	55,1	56,1	49,0	56,6	51,0	58,1
pH - Wert		8,41	8,34	8,65	7,59	8,42	7,50	7,95	7,24
Farbe		1	1	1	1	1	34	37	54
Trübung		3	3	3	3	3	5	3	5
Geruch		1	1	1	79	1	79	1	99
Sauerstoff	mg/l	14,0		11,3		14,8		13,1	
O ₂ -Sättigungsindex	%	113		125		174		144	
TOC	mg/l	9,8	9,5	9,0	8,7	11	10	11	11
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	3,47	3,47	3,54	3,83	2,96	3,85	3,1	4,32
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	-	-	-	0,27	-	0,31	0,07	0,55
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	212	212	216	234	181	235	189	264
Chlorid	mg/l	35	35	36	35	36	36	36	36
Ammonium-N	mg/l	0,017	0,010	0,028	0,857	0,021	1,29	0,016	2,72
Nitrit-N	mg/l	0,007	0,007	0,012	0,004	0,001	0,002	<0,001	0,001
Nitrat-N	mg/l	0,958	0,865	0,342	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	1,7	1,7	1,3	1,8	0,98	2,4	0,96	3,4
o-Phosphat-P	mg/l	<0,005	<0,005	0,006	0,276	0,006	0,266	0,008	0,663
Gesamtphosphor	mg/l	0,061	0,036	0,027	0,28	0,036	0,35	0,089	0,5 *)
Sulfat	mg/l	51,2	53,5	50,2	44,3	42,6	35,5	44,1	24,3
SiO ₂	mg/l	13,9	14,5	1,24	29,3	1,73	10,5	4,30	12,6
Natrium	mg/l	16	16						
Kalium	mg/l	3,5	3,5						
Calcium	mg/l	68	69						
Magnesium	mg/l	5,7	5,8						
Eisen	mg/l	0,012	0,012						
Mangan	mg/l	0,012	0,011						
Aluminium	mg/l	0,002	<0,002						
Chlorophyll a	µg/l	28,86		11,84		14,8		43,66	
Phaeophytin	µg/l	0,82		0,66		1,84		6,78	

Kleiner Pönitzer See - Phytoplankton

	25.3.1999	3.6.1999	20.7.1999	16.8.1999
Cyanophyceae				
<i>Anabaena</i> sp.			w	s
<i>Anabaena flos-aquae</i>		s		w
<i>Anabaena cf. planctonica</i>			w	
<i>Anabaena solitaria</i>		s	mi	s
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>			w	
<i>Aphanizomenon gracile</i>			w	
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>				w
<i>Chroococcus limneticus</i>		s		s
<i>Cyanodictyon imperfectum</i>		h		
<i>Limnothrix</i> sp.			h	
<i>Microcystis aeruginosa</i>				w
<i>Microcystis wesenbergii</i>			s	mi
<i>Pseudanabaena</i> sp.			w	
<i>Snowella lacustris</i>		s		
Cryptophyceae				
<i>Rhodomonas minuta</i>	mi	mi	s	mi
<i>Cryptomonas</i> spp.	w	mi	w	mi
<i>Cryptomonas rostratiformis</i>	s			
Bacillariophyceae				
Centrales				
<i>Acanthoceras zachariasii</i>			w	s
<i>Aulacosira</i> sp.	mi			
<i>Aulacosira granulata</i>				s
<i>Melosira varians</i>		s		
<i>Stephanodiscus</i> sp.		s		
Kleine zentrische (<12 µm)	mi			
Ord.: Pennales				
<i>Asterionella formosa</i>	h	mi		s
<i>Diatoma</i> sp.	mi			
<i>Diatoma</i> sp. II	s			
<i>Fragilaria capucina</i> -Sippenkomplex	s			
<i>Fragilaria crotonensis</i>	w	mi		s
<i>Nitzschia</i> sp.		s		
<i>Synedra</i> sp.	w		s	
Kl. Euglenophyceae				
<i>Euglena</i> sp.			s	
<i>Phacus tortus</i>			s	s
<i>Trachelomonas</i> sp.			mi	
<i>Trachelomonas hispida</i>			w	
Kl. Chlorophyceae				
Ord.: Volvocales				
<i>Eudorina elegans</i>			w	w
<i>Pandorina morum</i>		s	s	mi
<i>Phacotus lenticularis</i>		s	s	
<i>Volvox aureus</i>		w	mi	mi
Ord.: Tetrasporales				
<i>Paulschulzia tenera</i>		s		

	25.3.1999	3.6.1999	20.7.1999	16.8.1999
Ord.: Chlorococcales				
<i>Actinastrum hantzschii</i>			S	
<i>Ankyra judayi</i>		mi		S
<i>Botryococcus braunii</i>		mi	W	S
<i>Coelastrum astroideum</i>			S	S
<i>Monoraphidium contortum</i>	S			
<i>Monoraphidium minutum</i>	S		W	
<i>Oocystis</i> spp.		W		S
<i>Pediastrum boryanum</i>		S	S	S
<i>Pediastrum duplex</i>		S	S	W
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillimum</i>			W	
<i>Pediastrum tetras</i>			S	
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>		S		
<i>Scenedesmus</i> spp.		S	S	W
<i>Scenedesmus acuminatus</i>			S	S
<i>Scenedesmus ecornis</i>				S
<i>Scenedesmus obtusus</i>		S		
<i>Scenedesmus quadricauda</i>				W
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>		mi		
<i>Tetraedron minimum</i>			S	S
<i>Treubaria setigera</i>			S	
<i>Westella botryoides</i>			S	
Ord.: Ulotrichales				
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>		S		
Kl. Conjugatophyceae				
<i>Closterium</i> sp.				S
<i>Closterium aciculare</i>		S		S
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>		W		
<i>Cosmarium depressum</i> var.		S		
<i>Mougeotia</i> sp.			W	
<i>Staurostrum</i> sp.			S	
<i>Staurostrum</i> sp.		S		S
<i>Staurostrum planctonicum/pingue</i>		S		S
Kl. Chrysophyceae				
<i>Dinobryon divergens</i>		mi	W	
<i>Dinobryon sociale</i>			W	
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>			mi	
Kl. Haptophyceae				
<i>Chrysochromulina parva</i>	mi		h	W
Kl. Dinophyceae				
<i>Ceratium furcoides</i>		S	S	W
<i>Ceratium hirundinella</i>		S	S	S
<i>Gymnodinium helveticum</i>	W			
<i>Peridiniopsis berlinense</i>			W	
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i>			W	S
<i>Peridiniopsis polonicum</i>			S	S
<i>Peridinium</i> sp.		S		W
<i>Peridinium umbonatum</i> -Komplex			W	
<i>Kolkwitzia acuta</i>			S	
Flagellaten indet. (< 10 µm)	mi	mi	mi	mi

Kleiner Pönitzer See - Zooplankton

	25.3.1999	3.6.1999	20.7.1999	16.8.1999
Ciliata				
Ciliata indet.	w	s	w	w
<i>Epistylis rotans</i>		s		s
<i>Tintinnidium</i> sp.	s			
Rotatoria				
<i>Anuraeopsis fissa</i>			s	s
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	s	s		s
<i>Asplanchna priodonta</i>	s	s	s	s
<i>Brachionus angularis</i>			s	
<i>Brachionus diversicornis</i>			s	
<i>Conochilus unicornis</i>				w
<i>Euchlanis</i> cf. <i>dilatata</i>		s		
<i>Filinia longiseta</i> var. <i>limnetica</i>			s	w
<i>Kellicottia longispina</i>		s		
<i>Keratella cochlearis</i>	s	mi	mi	mi
<i>Keratella cochlearis</i> fa. <i>tecta</i>			s	w
<i>Keratella quadrata</i>		w	s	s
<i>Polyarthra vulgaris</i>			w	w
<i>Pompholyx sulcata</i>				s
<i>Synchaeta</i> sp.		w	s	w
<i>Trichocerca pusilla</i>			w	
<i>Trichocerca similis</i>		w		
Cladocera				
<i>Bosmina</i> (<i>Eubosmina</i>) <i>coregoni</i>	s			
<i>Bosmina</i> (<i>Eubosmina</i>) <i>coregoni</i>		s		
<i>Bosmina</i> (<i>Bosmina</i>) <i>longirostris</i>	s	s	w	s
<i>Ceriodaphnia</i> sp.			s	s
<i>Chydorus sphaericus</i>			s	
<i>Daphnia longispina</i> -Komplex Summe	s	w		
<i>Daphnia galeata</i>	s	w		
<i>Daphnia hyalina</i>		w		
<i>Leptodora kindtii</i>				s
Copepoda				
Nauplien	w	w	s	s
Calanoida				
Copepodide	s	s		s
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	s	s		
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	s	s		
Cyclopoida				
Copepodide	s	w	s	s
<i>Cyclops kolensis</i>	s			
<i>Cyclops vicinus</i>				s
<i>Thermocyclops crassus</i>		s	s	s
<i>Thermocyclops oithonoides</i>		s	s	s
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		s	s	s

Kleiner Pönitzer See - Zoobenthon

25.3.1999	5 m			7 m			8,9 m		
	Tiere/Greifer I	II	Tiere/m ² Mittel	Tiere/Greifer I	II	Tiere/m ² Mittel	Tiere/Greifer I	II	Tiere/m ² Mittel
Mollusca									
Gastropoda									
<i>Bithynia tentaculata</i>				1t		0		1t	0
<i>Planorbarius corneus</i>					1t	0			
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>				3t		0			
<i>Radix</i> sp.				1t		0			
<i>Valvata piscinalis</i>	4t	2t	0	8t	3t	0			
Bivalvia									
<i>Anodonta</i> sp.									
<i>Dreissena polymorpha</i>	1t		0	1t	1t	0			
<i>Pisidium</i> sp.	3t	1t	0	2t	8t	0			
Oligochaeta	63	117	3996	98	58	3463		2	44
Hydrachnidia		2	44		2	44		1	22
Crustacea									
<i>Asellus aquaticus</i>				1		22			
Ephemeroptera									
<i>Caenis horaria</i>					1	22			
Diptera									
Chaoboridae									
<i>Chaoborus flavicans</i>	34	24	1288	44	37	1798	94	163	5705
Chironomidae									
<i>Procladius</i> sp.	15	26	910	40	28	1510	2	11	289
<i>Tanytus</i> cf. <i>vilipennis</i>					2	44			
Chironominae									
Chironomini indet.							1		22
<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.	21	43	1421	53	34	1931	6	26	710
<i>Chironomus</i> sp.				1	1	44	2		44
<i>Cryptochironomus</i> sp.		1	22	1		22			
<i>Glyptotendipes</i> sp.		1	22						
<i>Polypedilum</i> cf. <i>nubeculosum</i>	1	1	44	14	3	377	1		22
Tanytarsini									
<i>Tanytarsus</i> sp. (<i>lugens</i> -Gr.)				1	1	44			
Ceratopogonidae	1	1	44						

Kleiner Pönitzer See - Klassifizierung/Bewertung nach LAWA

Kriterium

Maßeinheit

1. Referenzzustand

1.1 nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag

Einzugsgebiet	ha	1784	
Flächennutzung:			
Wald	ha	239	
intaktes Moor	ha		
potentielle Hochmoore	ha		
potentielle Niedermoore	ha	187	
potentiell kalkreiche Mineralböden	ha	1110	
potentiell nährstoffarme Sandböden	ha		
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	ha		
Wasser	ha	248	
Einträge aus:			Exportkoeff. kg/ha a P
Wald	kg/a P	11,95	0,05
intaktes Moor	kg/a P		0,2
potentielle Hochmoore	kg/a P		1,5
potentielle Niedermoore	kg/a P	18,7	0,1
potentiell kalkreiche Mineralböden	kg/a P	55,5	0,05
potentiell nährstoffarme Sandböden	kg/a P		0,1
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	kg/a P		0,2
Atmosphäre	kg/a P	5,4	0,3
Summe der Mindesteinträge	kg/a P	91,55	
Jahresabflussmenge (Q)	10 ⁶ m ³ /a	5,6	
theoretische mittlere Verweilzeit (R _t)	a	0,2	
theoret. mittl. Zufluss-Konzentration (P _i)	mg/m ³	16,3	
theoret. mittl. Phosphor-Konz. im See (P _i)	mg/m ³	11,3	

Trophiegrad nach potentielltem P-Eintrag

oligotroph

1.2 nach Morphometrie

Gewässerfläche (A)	ha	18	Umgebungsvolumenfaktor
Gewässervolumen	10 ⁶ m ³	0,86	20,5
mittlere Tiefe (Z _m)	m	4,8	
maximale Tiefe (Z _{max})	m	8,9	Umgebungsarealfaktor
effektive Länge (L _{eff})	km	0,825	98,1
effektive Breite (B _{eff})	km	0,32	
theoretische Epilimniontiefe (Z _{epi})	m		
Tiefengradient (F)		1,79	
Verknüpfung Z _m und F (theoret. Sichttiefe)	m	2,43	
Trophiegrad nach Morphometrie			ungeschichtet F ≤ 1,5 mesotroph geschichtet F > 1,5 Kleinseen Seefläche ≤ 5 ha

Resultierender Referenzzustand

oligotroph

2. Istzustand

	Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll (Mai bis September ohne KW)	mg/m ³	23	3,24	10
Sichttiefe (Mai bis September ohne KW)	m	1,8	2,82	7,00
Gesamt-Phosphor (Frühjahrszirkulation)	mg/m ³	61	2,53	5,00
Gesamt-Phosphor (Mai bis September)	mg/m ³	51	2,61	5,00
			2,89	27
				77,92

Resultierender Istzustand

 eutroph e1 ungeschichtet
 geschichtet
 Kleinseen

3. Bewertung

3

Schierensee - Ufer- und Unterwasservegetation

Armleuchteralgenzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Chara contraria</i>	Gegensätzliche Armleuchteralge	3	W
<i>Chara globularis</i>	Zerbrechliche Armleuchteralge		W

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest		Z
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Quellmoos	3	Z
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Ähriges Tausendblatt	3	Z
<i>Potamogeton friesii</i>	Stachelspitziges Laichkraut	2	W
<i>Potamogeton lucens</i>	Spiegel-Laichkraut	3	D
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		Z
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Durchwachsenes Laichkraut		Z
<i>Potamogeton pusillus</i> agg.	Zwerg-Laichkraut	3	W
<i>Ranunculus circinatus</i>	Spreizender Wasserhahnenfuß		Z
<i>Zannichellia palustris</i>	Teichfaden		Z

Schwimmbblattzone und Wasserlinsendecken

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse		W
<i>Nuphar lutea</i>	Gelbe Teichrose		D
<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerose		Z
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		W

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder / Feuchtgrünland

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Aegopodium podagraria</i>	Giersch		Z
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras		Z
<i>Alisma cf. lanceolatum</i>	Lanzettlicher Froschlöffel	1	W
<i>Alisma plantage-aquatica</i>	Gemeiner Froschlöffel		W
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle		D
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz		Z
<i>Alopecurus pratensis</i>	Wiesen-Fuchsschwanz		Z
<i>Angelica sylvestris</i>	Wald-Engelwurz		W
<i>Berula erecta</i>	Berle		Z
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume		W
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras		Z
<i>Caltha palustris</i>	Sumpf-Dotterblume		Z

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder / Feuchtgrünland (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Calystegia sepium</i>	Echte Zaunwinde		Z
<i>Cardamine amara</i>	Bitteres Schaumkraut		W
<i>Cardamine pratensis</i>	Wiesen-Schaumkraut		Z
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge		Z
<i>Carex canescens</i>	Grau-Segge		W
<i>Carex disticha</i>	Kamm-Segge		Z
<i>Carex elata</i>	Steif-Segge		W
<i>Carex gracilis</i>	Schlank-Segge		Z
<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge		Z
<i>Carex nigra</i>	Wiesen-Segge		W
<i>Carex paniculata</i>	Rispen-Segge		Z
<i>Carex pseudocyperus</i>	Scheinzypergras-Segge		Z
<i>Cicuta virosa</i>	Wasserschierling		W
<i>Cirsium oleraceum</i>	Kohldistel		W
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel		Z
<i>Crepis paludosa</i>	Sumpf-Pippau		Z
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele		Z
<i>Eleocharis palustris</i>	Gemeine Sumpfbirse		Z
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen		Z
<i>Epilobium palustre</i>	Sumpf-Weidenröschen		W
<i>Equisetum fluviatile</i>	Teich-Schachtelhalm		W
<i>Equisetum palustre</i>	Sumpf-Schachtelhalm		W
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost		Z
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß		Z
<i>Fraxinus excelsior</i>	Esche		Z
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut		Z
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut		Z
<i>Geum rivale</i>	Bach-Nelkenwurz		W
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann		Z
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden		Z
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden		W
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen		W
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Wassernabel		W
<i>Iris pseudacorus</i>	Gelbe Schwertlilie		W
<i>Juncus articulatus</i>	Glieder-Binse		Z
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse		Z
<i>Lotus uliginosus</i>	Sumpf-Hornklee		Z
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke		W
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp		Z
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut		W
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	Strauß-Gilbweiderich	3	Z
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gemeiner Gilbweiderich		W
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich		W
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze		Z
<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sumpf-Vergißmeinnicht		Z

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder / Feuchtgrünland (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Peucedanum palustre</i>	Sumpf-Haarstrang		W
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras		Z
<i>Phragmites australis</i>	Schilf		D
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		W
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut		Z
<i>Potentilla palustris</i>	Sumpfbloodauge		W
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß		Z
<i>Ranunculus flammula</i>	Flammender Hahnenfuß		W
<i>Ribes nigrum</i>	Schwarze Johannisbeere		Z
<i>Rorippa amphibia</i>	Wasser-Sumpfkresse		W
<i>Rubus idaeus</i>	Himbeere		Z
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Hoher Ampfer		W
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide		W
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide		Z
<i>Salix spec.</i>	Weide		Z
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Seebirse		Z
<i>Scutellaria galericulata</i>	Gemeines Helmkraut		Z
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten		Z
<i>Sparganium erectum</i>	Aufrechter Igelkolben		Z
<i>Sphagnum spec.</i>	Torfmoos		W
<i>Stellaria alsine</i>	Quell-Sternmiere		W
<i>Stellaria palustris</i>	Sumpf-Sternmiere	3	Z
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben		Z
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben		W
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel		Z
<i>Valeriana officinalis agg.</i>	Echter Baldrian		W
<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbunge		W
<i>Veronica scutellata</i>	Helm-Ehrenpreis	3	W

Schierensee - Physikalische und chemische Befunde

EDV - Nr.: 129122

Probenahmedatum		22.3.1999			14.6.1999		
Uhrzeit [ME(S)Z]		10:00			11:00		
Wetter (Niederschlag)		2			1		
Windrichtung		S			SO		
Windstärke	Bft.	1-2			0-1		
Lufttemperatur	°C	5,8			16,2		
Luftdruck	hPa	998					
Sichttiefe	m	2,40			3,20		
Entnahmetiefe	m	1	10	20	1	10	20
Wassertemperatur	°C	5,0	4,9	4,6	18,4	7,4	5,8
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	44,8	44,2	44,5	42,3	45,4	46,4
pH - Wert		8,83	8,82	8,64	8,70	7,52	7,41
Farbe		1	1	1	1	1	1
Trübung		3	3	3	3	3	3
Geruch		1	1	1	1	1	79
Sauerstoff	mg/l	15,9			18,3		
O ₂ -Sättigungsindex	%	126					
TOC	mg/l	6,3	6,2	6,1	6,1	5,4	6
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	3,04	3,06	2,84	2,82	2,89	3,07
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	-	-	-	-	0,26	0,32
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	185	187	173	172	176	187
Chlorid	mg/l	29	29	29	29	29	29
Ammonium-N	mg/l	0,023	0,020	0,062	0,016	0,018	0,622
Nitrit-N	mg/l	0,005	0,005	0,006	0,006	0,005	0,011
Nitrat-N	mg/l	0,420	0,408	0,406	<0,05	0,498	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	1,1	0,99	1,0	0,57	0,99	1,3
o-Phosphat-P	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,183
Gesamtphosphor	mg/l	0,055	0,046	0,058	0,027	0,021	0,22
Sulfat	mg/l	41,9	38,3	39,3	35,4	38,2	35,3
SiO ₂	mg/l	<0,1	<0,1	0,509	1,35	4,59	8,13
Natrium	mg/l	13	13	13			
Kalium	mg/l	3,5	3,5	3,5			
Calcium	mg/l	55	56	55			
Magnesium	mg/l	5,3	5,4	5,4			
Eisen	mg/l	0,012	0,006	0,010			
Mangan	mg/l	0,032	0,019	0,020			
Aluminium	mg/l	<0,002	<0,002	0,31			
Chlorophyll a	µg/l	21,46			4,44		
Phaeophytin	µg/l	0,9			1,0		

Probenahmedatum		14.7.1999			16.8.1999		
Uhrzeit [ME(S)Z]		11:00			09:00		
Wetter (Niederschlag)		1			1		
Windrichtung		SW			SW		
Windstärke	Bft.	2-3			2-3		
Lufttemperatur	°C	18,9			14,8		
Luftdruck	hPa	997			1002		
Sichttiefe	m	3,10			3,90		
Entnahmetiefe	m	1	10	20	1 m	10 m	20 m
Wassertemperatur	°C	23,4	7,5	5,7	19,8	8,0	5,9
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	40,2	45,7	46,7	41,6	46,1	47,3
pH - Wert		8,37	7,48	7,33	7,94	7,43	7,32
Farbe		1	1	1	1	1	1
Trübung		3	3	5	3	3	3
Geruch		1	1	99	1	59	99
Sauerstoff	mg/l	13,9			11,9		
O ₂ -Sättigungsindex	%	166			132		
TOC	mg/l	6,7	5,7	6,2	6,9	6,3	6,0
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	2,42	2,99	3,07	2,46	3,01	3,26
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	-	0,23	0,29	0,06	0,27	0,34
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	148	182	187	150	184	199
Chlorid	mg/l	29	29	30	30	29	29
Ammonium-N	mg/l	0,026	0,081	0,839	0,024	0,311	1,37
Nitrit-N	mg/l	<0,001	0,016	0,007	<0,001	0,003	0,003
Nitrat-N	mg/l	<0,05	0,314	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	0,59	0,89	1,4	0,62	0,71	1,6
o-Phosphat-P	mg/l	<0,005	0,013	0,201	<0,005	0,066	0,287
Gesamtposphor	mg/l	0,016	0,032	0,21	0,029	0,085	0,29
Sulfat	mg/l	39,1	39,3	33,5	37,1	34,8	28,2
SiO ₂	mg/l	0,53	1,76	3,84	0,80	2,67	3,62
Natrium	mg/l						
Kalium	mg/l						
Calcium	mg/l						
Magnesium	mg/l						
Eisen	mg/l						
Mangan	mg/l						
Aluminium	mg/l						
Chlorophyll a	µg/l	3,70			4,81		
Phaeophytin	µg/l	0,72			1,17		

Schierensee - Phytoplankton

	22.3.1999	14.6.1999	14.7.1999	16.8.1999
Cyanophyceae				
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		s		
<i>Chroococcus limneticus</i>		s		s
<i>Cyanodictyon</i> sp.		w	s	
<i>Merismopedia tenuissima</i>				h
<i>Snowella</i> sp.				s
<i>Snowella lacustris</i>		w		
Cryptophyceae				
<i>Rhodomonas</i> cf. <i>lens</i>	mi			
<i>Rhodomonas minuta</i>	mi	mi	w	mi
<i>Cryptomonas</i> spp.	w	w	w	w
<i>Cryptomonas rostratiformis</i>	s			
Bacillariophyceae				
Centrales				
<i>Acanthoceras zachariasii</i>				s
<i>Stephanodiscus</i> / <i>Cyclotella</i> (> 12	mi	w	w	s
Solitäre zentrische (<12 µm)	s			
Ord.: Pennales				
<i>Asterionella formosa</i>	w	s	w	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	w	s	w	w
<i>Nitzschia</i> sp.				s
<i>Synedra</i> sp.	s		s	s
Kl. Chlorophyceae				
Ord.: Volvocales				
<i>Pandorina morum</i>		s	s	
<i>Phacotus lenticularis</i>		s	s	s
Ord.: Chlorococcales				
<i>Ankyra judayi</i>		mi		w
<i>Botryococcus braunii</i>			s	
<i>Coelastrum microporum</i>		s		
cf. <i>Eutetramorus</i> sp.			s	
<i>Oocystis</i> spp.			s	s
<i>Pediastrum boryanum</i>		s	s	s
<i>Pediastrum duplex</i>		s	s	s
<i>Scenedesmus</i> spp.	s	s	s	s
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>		mi		
Ord.: Ulotrichales				
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>		s		
Kl. Conjugatophyceae				
<i>Closterium</i> sp.	s			
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>		s	w	s
<i>Cosmarium</i> sp.			s	s
<i>Staurastrum</i> sp.	s	s	s	s
<i>Staurastrum chaetoceras</i>			s	s

	22.3.1999	14.6.1999	14.7.1999	16.8.1999
Kl. Chrysophyceae				
<i>Dinobryon divergens</i>			mi	
<i>Mallomonas</i> sp.			s	s
Kl. Haptophyceae				
<i>Chrysochromulina parva</i>	w	mi	h	mi
Kl. Dinophyceae				
<i>Amphidinium</i> sp.	s			
<i>Ceratium furcoides</i>		s	s	w
<i>Ceratium hirundinella</i>		w	s	s
<i>Gymnodinium excavatum</i>		s		
<i>Gymnodinium helveticum</i>	s			
<i>Peridinium</i> sp.	s	s	s	s
<i>Peridinium umbonatum</i> -Komplex				s
Flagellaten indet. (<10 µm)	mi	mi	w	mi

Schierensee - Zooplankton

	22.3.1999	14.6.1999	14.7.1999	16.8.1999
Ciliata				
Ciliata indet.	S	S	W	W
<i>Epistylis rotans</i>				
<i>Tintinnidium</i> sp.	S			
Rotatoria				
<i>Asplanchna priodonta</i>		S	S	W
<i>Conochiloides natans</i>	S			
<i>Conochilus unicornis</i>	S	S	S	
<i>Filinia longiseta</i>				S
<i>Filinia terminalis</i>	S			
<i>Kellicottia longispina</i>	W	S	W	S
<i>Keratella cochlearis</i>	S	S	mi	mi
<i>Keratella cochlearis</i> fa. <i>tecta</i>				S
<i>Keratella quadrata</i>	S	S	S	S
<i>Notholca</i> spp.	S			
<i>Polyarthra</i> sp.	S			
<i>Polyarthra vulgaris</i>			W	W
<i>Pompholyx sulcata</i>				W
<i>Synchaeta</i> sp.	W			S
<i>Trichocerca similis</i>			S	W
Cladocera				
<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i>	S	S	S	W
<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i>		S		
<i>Daphnia longispina</i> -Komplex Summe	S	S	W	S
<i>Daphnia longispina</i> -Komplex	S	S		
<i>Daphnia cucullata</i>		S	W	S
<i>Daphnia galeata</i> , <i>hyalina</i> & <i>Hybriden</i>	S		S	
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		S	W	mi
<i>Leptodora kindtii</i>		S	S	S
Copepoda				
Nauplien	W	S	S	S
Calanoida				
Copepodide	S	S	S	S
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	S	S	S	S
Cyclopoida				
Copepodide	S	S	W	S
<i>Cyclops</i> cf. <i>abyssorum</i>		S		
<i>Cyclops kolensis</i>	S	S		
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>		S		S
<i>Thermocyclops oithonoides</i>		S	S	S
<i>Mesocyclops leuckarti</i>			S	S

Schierensee – Zoobenthon

22.3.1999	5 m			13 m			21,5 m		
	Tiere/Greifer I II		Tiere/m ² Mittel	Tiere/Greifer I II		Tiere/m ² Mittel	Tiere/Greifer I II		Tiere/m ² Mittel
Mollusca									
Gastropoda									
<i>Bithynia tentaculata</i>	2t	7t	0						
<i>Gyraulus albus</i>	1t	2t	0						
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	7t	11t	0						
<i>Valvata piscinalis</i>	10t	11t	0						
Bivalvia									
<i>Dreissena polymorpha</i>	17t	27t	0						
<i>Pisidium</i> sp.	8t	39t	0						
<i>Sphaerium corneum</i>		1t	0						
Oligochaeta	4	8	266						
Hydrachnidia	9	10	422						
Heteroptera									
<i>Micronecta</i> sp.		1	22						
Diptera									
Chaoboridae									
<i>Chaoborus flavicans</i>	4	2	133	2		44	146		3241
Chironomidae									
Tanypodinae									
<i>Procladius</i> sp.	1	1	44						
<i>Tanytus</i> cf. <i>vilipennis</i>	2	1	67						
Orthoclaadiinae									
<i>Cricotopus</i> sp.		1	22						
Chironominae									
Chironomini indet.		1	22						
<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.	1		22	3	3	133			
<i>Chironomus</i> sp.	3		67						
<i>Chironomus thummi</i> -Gr.	1		22						
<i>Cladopelma lateralis</i> -Gr.	9	5	311						
<i>Cryptochironomus</i> sp.	1	2	67						
<i>Microtendipes</i> cf. <i>chloris</i>	1	2	67						
<i>Polypedilum</i> cf. <i>nubeculosum</i>		1	22						
<i>Polypedilum</i> sp.	1	2	67						
Ceratopogonidae	1		22						

Schierensee - Klassifizierung/Bewertung nach LAWA

Kriterium

Maßeinheit

1. Referenzzustand

1.1 nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag

Einzugsgebiet	ha	72	
Flächennutzung:			
Wald	ha	8	
intaktes Moor	ha		
potentielle Hochmoore	ha		
potentielle Niedermoore	ha	4	
potentiell kalkreiche Mineralböden	ha	45	
potentiell nährstoffarme Sandböden	ha		
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	ha		
Wasser	ha	15	
Einträge aus:			Exportkoeff. kg/ha a P
Wald	kg/a P	0,4	0,05
intaktes Moor	kg/a P		0,2
potentielle Hochmoore	kg/a P		1,5
potentielle Niedermoore	kg/a P	0,4	0,1
potentiell kalkreiche Mineralböden	kg/a P	2,25	0,05
potentiell nährstoffarme Sandböden	kg/a P		0,1
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	kg/a P		0,2
Atmosphäre	kg/a P	4,5	0,3
Summe der Mindesteinträge	kg/a P	7,55	
Jahresabflussmenge (Q)	10 ⁶ m ³ /a	0,23	
theoretische mittlere Verweilzeit (R _t)	a	4,6	
theoret. mittl. Zufluss-Konzentration (P _i)	mg/m ³	32,8	
theoret. mittl. Phosphor-Konz. im See (P _i)	mg/m ³	10,4	

Trophiegrad nach potentielltem P-Eintrag

oligotroph

1.2 nach Morphometrie

Gewässerfläche (A)	ha	15	Umgebungsvolumenfaktor
Gewässervolumen	10 ⁶ m ³	1,05	0,5
mittlere Tiefe (Z _m)	m	7	
maximale Tiefe (Z _{max})	m	21,5	Umgebungsarealfaktor
effektive Länge (L _{eff})	km	0,615	3,8
effektive Breite (B _{eff})	km	0,325	
theoretische Epilimniontiefe (Z _{epi})	m		
Tiefengradient (F)		4,57	
Verknüpfung Z _m und F (theoret. Sichttiefe)	m	4,20	
Trophiegrad nach Morphometrie			ungeschichtet F ≤ 1,5 mesotroph geschichtet F > 1,5 Kleinseen Seefläche ≤ 5 ha

Resultierender Referenzzustand

oligotroph

2. Istzustand

	Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll (Mai bis September ohne KW)	mg/m ³	4	1,75	10
Sichttiefe (Mai bis September ohne KW)	m	2,8	2,33	7,00
Gesamt-Phosphor (Frühjahrszirkulation)	mg/m ³	55	2,47	5,00
Gesamt-Phosphor (Mai bis September)	mg/m ³	24	2,17	5,00
			2,11	27
				56,93

Resultierender Istzustand

 mesotroph ungeschichtet
 geschichtet
 Kleinseen

3. Bewertung

2

Trammer See - Ufer- und Unterwasservegetation

Armleuchteralgenzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Chara aspera</i>	Rauhe Armleuchteralge	3+	Z
<i>Chara contraria</i>	Gegensätzliche Armleuchteralge	3	D
<i>Chara globularis</i>	Zerbrechliche Armleuchteralge		Z
<i>Chara vulgaris</i>	Gemeine Armleuchteralge		W
<i>Nitellopsis obtusa</i>	Stern-Armleuchteralge	3	Z
<i>Tolypella glomerata</i>	Knäuel-Armleuchteralge	2	W

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Alisma gramineum</i>	Grasblättriger Froschlöffel	1	Z
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume		Z
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Rauhes Hornblatt		Z
<i>Eleocharis acicularis</i>	Nadelige Sumpfbinsse	3	Z
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest		W
<i>Hippuris vulgaris</i>	Tannenwedel	3	Z
<i>Lemna trisulca</i>	Untergetauchte Wasserlinse		W
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Ähriges Tausendblatt	3	Z
<i>Potamogeton filiformis</i>	Faden-Laichkraut	1	Z
<i>Potamogeton friesii</i>	Stachelspitziges Laichkraut	2	Z
<i>Potamogeton lucens</i>	Spiegel-Laichkraut	3	Z
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		D
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Durchwachsendes Laichkraut		D
<i>Potamogeton pusillus</i>	Zwerg-Laichkraut	3	Z
<i>Ranunculus circinatus</i>	Spreizender Wasserhahnenfuß		D
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Pfeilkraut		Z
<i>Zannichellia palustris</i>	Teichfaden		Z

Schwimmbblattzone und Wasserlinsendecken

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse		W
<i>Nuphar lutea</i>	Gelbe Teichrose		D
<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerose		W
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		W
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	Vielwurzelige Teichlinse		W

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder / Feuchtgrünland

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus		D
<i>Aegopodium podagraria</i>	Giersch		Z
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras		Z

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder / Feuchtgrünland (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Ajuga reptans</i>	Kriechender Günsel		W
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle		D
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz		Z
<i>Berula erecta</i>	Berle		W
<i>Blysmus compressus</i>	Flaches Quellried	2	Z
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strandsimse		W
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume		Z
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras		Z
<i>Calamagrostis stricta</i>	Übersehenes Reitgras	2	W
<i>Caltha palustris</i>	Sumpf-Dotterblume		W
<i>Calystegia sepium</i>	Echte Zaunwinde		Z
<i>Cardamine amara</i>	Bitteres Schaumkraut		W
<i>Cardamine pratensis</i>	Wiesen-Schaumkraut		Z
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge		Z
<i>Carex disticha</i>	Kamm-Segge		Z
<i>Carex elata</i>	Steif-Segge		Z
<i>Carex elongata</i>	Walzen-Segge		W
<i>Carex flacca</i>	Blaugrüne Segge		W
<i>Carex gracilis</i>	Schlanksegge		Z
<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge		Z
<i>Carex paniculata</i>	Rispen-Segge		W
<i>Carex pseudocyperus</i>	Scheinzypergras-Segge		W
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge		W
<i>Chenopodium rubrum</i>	Roter Gänsefuß		W
<i>Cirsium acaule*</i>	Stengellose Kratzdistel	1	W
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel		Z
<i>Dactylorhiza majalis</i>	Breitblättriges Knabenkraut	3	W
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele		Z
<i>Eleocharis palustris</i>	Gemeine Sumpfbirse		Z
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen		Z
<i>Equisetum fluviatile</i>	Teich-Schachtelhalm		W
<i>Equisetum palustre</i>	Sumpf-Schachtelhalm		W
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost		Z
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß		Z
<i>Fraxinus excelsior</i>	Esche		Z
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut		Z
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut		Z
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann		Z
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden		Z
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden		Z
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen		Z
<i>Iris pseudacorus</i>	Gelbe Schwertlilie		Z
<i>Juncus articulatus</i>	Glieder-Binse		Z
<i>Juncus bufonius</i>	Kröten-Binse		Z
<i>Juncus compressus</i>	Flatter-Binse		Z
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse		Z
<i>Juncus inflexus</i>	Blaugrüne Binse		Z
<i>Juncus subnodulosus</i>	Stumpfbblütige Binse	3	W

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder / Feuchtgrünland (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Leontodon saxatilis</i>	Nickender Löwenzahn	3	W
<i>Lotus uliginosus</i>	Sumpf-Hornklee		W
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke		W
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp		Z
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut		W
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	Strauß-Gilbweiderich	3	Z
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gemeiner Gilbweiderich		Z
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich		Z
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze		Z
<i>Mentha longifolia</i>	Langblättrige Minze		W
<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sumpf-Vergißmeinnicht		Z
<i>Nasturtium microphyllum</i>	Kleinblättrige Brunnenkresse		W
<i>Odontites vulgaris</i>	Roter Zahntrost		Z
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras		Z
<i>Phragmites australis</i>	Schilf		D
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		Z
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut		Z
<i>Primula elatior</i>	Hohe Schlüsselblume		W
<i>Primula veris</i>	Echte Schlüsselblume	3	W
<i>Primula vulgaris</i>	Stengellose Schlüsselblume	3	W
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß		Z
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß		W
<i>Ribes nigrum</i>	Schwarze Johannisbeere		W
<i>Rumex conglomeratus</i>	Knäuel-Ampfer		W
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Hoher Ampfer		Z
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide		W
<i>Salix caprea</i>	Sal-Weide		Z
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide		D
<i>Salix pentandra</i>	Lorbeer-Weide		W
<i>Salix spec.</i>	Weide		Z
<i>Salix viminalis</i>	Korb-Weide		W
<i>Scrophularia umbrosa</i>	Geflügelte Braunwurz	3	W
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Seebins		Z
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	Salz-Teichsimse		W
<i>Scutellaria galericulata</i>	Gemeines Helmkraut		Z
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten		Z
<i>Sparganium erectum</i>	Aufrechter Igelkolben		Z
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest		Z
<i>Stellaria alsine</i>	Quell-Sternmiere		W
<i>Triglochin palustre</i>	Sumpf-Dreizack	3	W
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben		Z
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben		W
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel		Z
<i>Valeriana dioica</i>	Kleiner Baldrian	3	W
<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbunge		Z
<i>Viburnum opulus</i>	Schneeball		W

* Art trockener Standorte

Trammer See - Physikalische und chemische Befunde

EDV - Nr.: 129123

Probenahmedatum		29.3.1999				7.6.1999			
Uhrzeit [ME(S)Z]		10:30				11:00			
Wetter (Niederschlag)		1				1			
Windrichtung		SO				SW			
Windstärke	Bft.	1-2				2-3			
Lufttemperatur	°C	5,7				14,9			
Luftdruck	hPa	1020				1015			
Sichttiefe	m	3,20				1,90			
Entnahmetiefe	m	1	10	20	32	1	10	20	32
Wassertemperatur	°C	5,6	5,0	4,3	3,9	17,4	9,8	6,5	6,3
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	112	112	113	135	111	115	122	127
pH - Wert		8,78	8,76	8,65	8,03	8,52	8,04	7,77	7,76
Farbe		1	1	1	1	1	1	1	1
Trübung		3	3	3	3	3	3	3	3
Geruch		1	1	1	1	1	1	1	1
Sauerstoff	mg/l	15,9				16,0			
O ₂ -Sättigungsindex	%	126				167			
TOC	mg/l	5,1	5,0	5,4	5,8	5,2	4,8	4,5	4,7
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	3,49	3,59	3,41	3,48	3,19	3,3	3,36	3,36
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	-	-	-	0,09	-	0,09	0,16	0,16
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	213	219	208	212	195	201	205	205
Chlorid	mg/l	229	229	230	290	227	233	251	265
Ammonium-N	mg/l	<0,01	<0,01	0,024	0,301	0,011	0,015	0,346	0,463
Nitrit-N	mg/l	0,004	0,004	0,003	0,004	<0,001	0,002	0,006	0,006
Nitrat-N	mg/l	0,112	0,116	0,124	0,138	<0,05	<0,05	0,119	0,108
Gesamtstickstoff	mg/l	0,52	0,51	0,56	0,89	0,48	0,44	0,78	0,92
o-Phosphat-P	mg/l	0,031	0,021	0,015	0,031	<0,05	0,006	0,074	0,096
Gesamtposphor	mg/l	0,047	0,050	0,052	0,092	0,033	0,034	0,079	0,081
Sulfat	mg/l	36,7	35,5	35,3	35,3	35,3	36,5	34,3	34,2
SiO ₂	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	4,66	2,25	3,06	6,47	7,79
Natrium	mg/l	150	150	150	190				
Kalium	mg/l	3,9	4,2	4,1	4,3				
Calcium	mg/l	44	44	44	46				
Magnesium	mg/l	10	10	9,9	11				
Eisen	mg/l	0,012	0,012	0,018	0,023				
Mangan	mg/l	0,008	0,011	0,02	0,28				
Aluminium	mg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002				
Chlorophyll a	µg/l	14,80				5,92			
Phaeophytin	µg/l	0,76				1,10			

Probenahmedatum		28.7.1999				23.8.1999			
Uhrzeit [ME(S)Z]		11:15				10:30			
Wetter (Niederschlag)		1				1			
Windrichtung		NO				W			
Windstärke	Bft.	1-2				1-2			
Lufttemperatur	°C	20,3				14,9			
Luftdruck	hPa	1024				1019			
Sichttiefe	m	2,20				3,20			
Entnahmetiefe	m	1	10	20	32	1	10	20	32
Wassertemperatur	°C	20,4	11,7	6,6	6,3	18,2	13,8	6,8	6,5
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	108	116	127	140	108	114	128	165
pH - Wert		8,44	7,63	7,55	7,54	8,29	7,65	7,54	7,38
Farbe		1	1	1	1	1	1	1	1
Trübung		3	3	3	3	3	3	3	3
Geruch		1	1	1	79	1	1	79	99
Sauerstoff	mg/l	16,7				13,9			
O ₂ -Sättigungsindex	%	183				146			
TOC	mg/l	5,0	3,9	4,3	4,9	4,8	4,4	4,8	5,6
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	2,81	3,28	3,42	3,6	2,91	3,25	3,50	3,90
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	-	0,16	0,21	0,19	-	0,23	0,22	0,35
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	171	200	209	220	178	198	214	238
Chlorid	mg/l	226	235	265	303	227	234	270	377
Ammonium-N	mg/l	0,011	0,015	0,453	0,897	0,012	0,014	0,496	1,40
Nitrit-N	mg/l	<0,001	<0,001	0,105	0,006	<0,001	<0,001	0,004	0,002
Nitrat-N	mg/l	<0,05	<0,05	0,045	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	0,44	0,34	0,86	1,2	0,45	0,42	1,0	2,0
o-Phosphat-P	mg/l	<0,005	0,008	0,191	0,266	0,005	0,020	0,231	0,406
Gesamtphosphor	mg/l	0,026	0,021	0,21	0,29	0,027	0,042	0,25	0,44
Sulfat	mg/l	36,2	33,5	33,4	31,4	35,3	34,1	31,7	29,8
SiO ₂	mg/l	1,23	1,89	3,68	4,13	1,81	2,52	3,74	5,46
Natrium	mg/l								
Kalium	mg/l								
Calcium	mg/l								
Magnesium	mg/l								
Eisen	mg/l								
Mangan	mg/l								
Aluminium	mg/l								
Chlorophyll a	µg/l	3,33				11			
Phaeophytin	µg/l	1,09				0,45			

Trammer See - Phytoplankton

	29.3.1999	7.6.1999	28.7.1999	23.8.1999
Cyanophyceae				
<i>Anabaena</i> sp.		w	w	s
<i>Anabaena</i> sp.		s	w	
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>			w	s
<i>Aphanizomenon gracile</i>			mi	mi
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>				w
<i>Aphanocapsa</i> sp.	w	s	w	
<i>Cyanodictyon</i> sp.		w	w	
<i>Limnothrix redeckii</i>	h	h	mi	mi
<i>Planktolyngbya limnetica</i>		h	mi	h
<i>Planktothrix agardhii</i>			s	h
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	w	mi	w	
<i>Romeria elegans</i>			w	s
Cryptophyceae				
<i>Rhodomonas minuta</i>	mi	mi	w	
<i>Cryptomonas</i> spp.	s		s	
Bacillariophyceae				
Centrales				
<i>Acanthoceras zachariasii</i>				s
<i>Aulacosira</i> sp.	s			
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	w			
Solitäre zentrische (< 12 µm)	w			
Ord.: Pennales				
<i>Asterionella formosa</i>	s	s		s
<i>Fragilaria crotonensis</i>	w			
<i>Gyrosigma</i> sp.	s			
<i>Nitzschia</i> spp.	w	w	s	
<i>Synedra</i> sp.	s		s	s
Kl. Chlorophyceae				
Ord.: Volvocales				
<i>Chlamydomonas</i> spp.			s	
<i>Phacotus lenticularis</i>		s	s	s
Ord.: Chlorococcales				
<i>Coelastrum astroideum</i>		s		
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>		w		
<i>Lagerheimia ciliata</i>	s			
<i>Lagerheimia genevensis</i>			s	
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	w	s	w	
<i>Monoraphidium contortum</i>		mi	w	
<i>Oocystis</i> spp.	w	s	s	s
<i>Scenedesmus</i> spp.	s	s		s
<i>Scenedesmus obtusus</i>			s	
<i>Tetrastrum triangulare</i>	s	h	w	mi

	29.3.1999	7.6.1999	28.7.1999	23.8.1999
Ord.: Ulotrichales				
<i>Elakatothrix genevensis</i>	s	s	w	s
<i>Koliella longiseta</i>	s			
Kl. Conjugatophyceae				
<i>Closterium</i> sp.	s			
<i>Closterium aciculare</i>			s	s
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>			w	s
<i>Mougeotia</i> sp.				s
<i>Staurastrum</i> sp.		s		s
<i>Staurastrum chaetoceras</i>		s	s	
Kl. Chrysophyceae				
<i>Dinobryon divergens</i>			s	w
<i>Dinobryon sociale</i> & var. <i>stipitatum</i>				mi
<i>Mallomonas</i> sp.			s	
Kl. Haptophyceae				
<i>Chrysochromulina parva</i>	w	mi	h	mi
Kl. Dinophyceae				
<i>Ceratium furcoides</i>	s		s	w
<i>Ceratium hirundinella</i>	s	s	s	s
<i>Gymnodinium excavatum</i>				s
<i>Gymnodinium helveticum</i>	s			
<i>Peridiniopsis polonicum</i>				s
<i>Peridinium</i> sp.			s	s
<i>Kolkwitzia acuta</i>				s
Kl. Xanthophyceae				
cf. <i>Tribonema</i> sp.	s	mi		
Flagellaten indet. (< 10 µm)	mi	mi	mi	w

Trammer See - Zooplankton

	29.3.1999	7.6.1999	28.7.1999	23.8.1999
Ciliata				
Ciliata indet.	s	w	s	s-w
cf. <i>Codonella</i>				mi
<i>Tintinnidium</i> sp.	s			
Rotatoria				
<i>Asplanchna priodonta</i>	s	s	s	
<i>Brachionus urceolaris</i>			s	
<i>Conochilus unicornis</i>	s	s		s
<i>Kellicottia longispina</i>	s	s	s	
<i>Keratella cochlearis</i>	w	mi	mi	w
<i>Keratella cochlearis</i> fa. <i>tecta</i>	s	s	w	w
<i>Keratella quadrata</i>	w	s	s	s
<i>Notholca</i> spp.	s			
<i>Polyarthra</i> sp.		s		
<i>Polyarthra vulgaris</i>			s	
<i>Pompholyx sulcata</i>		mi	w	mi
<i>Synchaeta</i> sp.	s			
<i>Trichocerca similis</i>				s
Cladocera				
<i>Bosmina</i> (<i>Eubosmina</i>) <i>coregoni</i>		s		
<i>Chydorus sphaericus</i>			s	s
<i>Daphnia longispina</i> -Komplex Summe		s	s	s
<i>Daphnia cucullata</i>		s	s	s
<i>Daphnia hyalina</i>		s	s	s
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			s	s
<i>Leptodora kindtii</i>		s		s
Copepoda				
Nauplien	mi	w	w	s
Calanoida				
Copepodide	s	w	s	s
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	s	s	s	s
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	s	w	s	s
Cyclopoida				
Copepodide	s	w	s	s
<i>Cyclops</i> cf. <i>abyssorum</i>	s	s	s	
<i>Cyclops kolensis</i>	s			
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>				s
<i>Thermocyclops oithonoides</i>		s	s	s
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		s	s	s

Trammer See - Zoobenthon

29.3.1999	5 m		15 m		33 m	
	Tiere/Greifer I	II	Tiere/m ² Mittel	Tiere/Greifer I	II	Tiere/m ² Mittel
Mollusca						
Gastropoda						
<i>Anisus vortex</i>	1t		0			
<i>Bathyomphalus contortus</i>	1t		0			
<i>Bithynia leachi</i>		1t	0			
<i>Bithynia tentaculata</i>	51t	21t	0			
<i>Gyraulus albus</i>	2t	1t	0			
<i>Planorbarius corneus</i>	2t		0			
<i>Planorbis carinatus</i>	3t		0			
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	4t	21t	0	1t		0
<i>Radix sp.</i>	5t	1t	0			
<i>Valvata cristata</i>	1t		0			
<i>Valvata piscinalis</i>	1		22			
<i>Valvata piscinalis</i>	74t	46t	0			
Bivalvia						
<i>Anodonta sp.</i>	1t		0			
<i>Dreissena polymorpha</i>	1		22			
<i>Dreissena polymorpha</i>	58t	10t	0	1t		0
<i>Pisidium sp.</i>		1	22			
<i>Pisidium sp.</i>	16t	19t	0			
<i>Sphaerium corneum</i>	2t		0			
Hydrachnidia	3	4	155			
Ephemeroptera						
<i>Caenis horaria</i>	2	2	89			
Heteroptera						
<i>Micronecta sp.</i>	5	1	133			
Diptera						
Chaoboridae						
<i>Chaoborus flavicans</i>				7	12	422
						79
						16
						2109
Chironomidae						
Tanypodinae						
<i>Procladius sp.</i>	7	8	333	2	2	89
Chironominae						
<i>Chironomus plumosus-Gr.</i>	1		22	20	13	733
<i>Chironomus sp.</i>				3	9	266
<i>Cryptochironomus sp.</i>		1	22			
<i>Polypedilum cf. nubeculosum</i>	2		44	3	2	111

Trammer See - Klassifizierung/Bewertung nach LAWA

Kriterium

Maßeinheit

1. Referenzzustand

1.1 nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag

Einzugsgebiet	ha	401	
Flächennutzung:			
Wald	ha	51	
intaktes Moor	ha		
potentielle Hochmoore	ha		
potentielle Niedermoore	ha	14	
potentiell kalkreiche Mineralböden	ha	165	
potentiell nährstoffarme Sandböden	ha		
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	ha		
Wasser	ha	171	
Einträge aus:			Exportkoeff. kg/ha a P
Wald	kg/a P	2,55	0,05
intaktes Moor	kg/a P		0,2
potentielle Hochmoore	kg/a P		1,5
potentielle Niedermoore	kg/a P	1,4	0,1
potentiell kalkreiche Mineralböden	kg/a P	8,25	0,05
potentiell nährstoffarme Sandböden	kg/a P		0,1
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	kg/a P		0,2
Atmosphäre	kg/a P	48,9	0,3
Summe der Mindesteinträge	kg/a P	61,1	
Jahresabflussmenge (Q)	10 ⁶ m ³ /a	1,26	
theoretische mittlere Verweilzeit (R _t)	a	14,3	
theoret. mittl. Zufluss-Konzentration (P _i)	mg/m ³	48,5	
theoret. mittl. Phosphor-Konz. im See (P _i)	mg/m ³	10,1	

Trophiegrad nach potentielltem P-Eintrag

oligotroph

1.2 nach Morphometrie

Gewässerfläche (A)	ha	163	Umgebungsvolumenfaktor
Gewässervolumen	10 ⁶ m ³	18,04	0,1
mittlere Tiefe (Z _m)	m	11,1	
maximale Tiefe (Z _{max})	m	33,4	Umgebungsarealfaktor
effektive Länge (L _{eff})	km	0,242	1,5
effektive Breite (B _{eff})	km	0,9	
theoretische Epilimniontiefe (Z _{epi})	m		
Tiefengradient (F)		6,73	
Verknüpfung Z _m und F (theoret. Sichttiefe)	m	6,20	
Trophiegrad nach Morphometrie		oligotroph	ungeschichtet geschichtet Kleinseen
			F ≤ 1,5 F > 1,5 Seefläche ≤ 5 ha

Resultierender Referenzzustand

oligotroph

2. Istzustand

	Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll (Mai bis September ohne KW)	mg/m ³	6,59	2,17	10
Sichttiefe (Mai bis September ohne KW)	m	1,9	2,76	7,00
Gesamt-Phosphor (Frühjahrszirkulation)	mg/m ³	47	2,37	5,00
Gesamt-Phosphor (Mai bis September)	mg/m ³	29	2,28	5,00
			2,38	27
				64,33

Resultierender Istzustand

mesotroph
ungeschichtet
geschichtet
Kleinseen

3. Bewertung

2

Tresdorfer See - Ufer- und Unterwasservegetation

Armleuchteralgenzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Chara contraria</i>	Gegensätzliche Armleuchteralge	3	W

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume		W
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Rauhes Hornblatt		W
<i>Eleocharis acicularis</i>	Nadelige Sumpfbinsse	3	W
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest		Z
<i>Potamogeton crispus</i>	Krauses Laichkraut		Z
<i>Potamogeton friesii</i>	Stachelspitziges Laichkraut	2	W
<i>Potamogeton lucens</i>	Spiegel-Laichkraut	3	Z
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		D
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Durchwachsendes Laichkraut		Z
<i>Potamogeton pusillus</i>	Zwerg-Laichkraut	3	W
<i>Ranunculus circinatus</i>	Spreizender Wasserhahnenfuß		D
<i>Zannichellia palustris</i>	Teichfaden		Z

Schwimblattzone und Wasserlinsendecken

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse		W
<i>Nuphar lutea</i>	Gelbe Teichrose		D
<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerose		Z
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		W
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	Vielwurzelige Teichlinse		W

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder / Feuchtgrünland

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Achillea ptarmica</i>	Sumpf-Schafgarbe		W
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus		D
<i>Aegopodium podagraria</i>	Giersch		Z
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras		Z
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Froschlöffel		W
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle		D
<i>Alnus incana</i>	Grau-Erle		Z
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz		Z
<i>Angelica sylvestris</i>	Wald-Engelwurz		W
<i>Berula erecta</i>	Berle		W
<i>Bidens tripartita</i>	Dreiteiliger Zweizahn		Z

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder / Feuchtgrünland (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Blysmus compressus</i>	Flaches Quellried	2	W
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strandsimse		W
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume		Z
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras		Z
<i>Caltha palustris</i>	Sumpf-Dotterblume		Z
<i>Calystegia sepium</i>	Echte Zaunwinde		Z
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge		Z
<i>Carex disticha</i>	Kamm-Segge		Z
<i>Carex elata</i>	Steif-Segge		Z
<i>Carex gracilis</i>	Schlank-Segge		D
<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge		Z
<i>Carex paniculata</i>	Rispen-Segge		W
<i>Carex pseudocyperus</i>	Scheinzypergras-Segge		W
<i>Cicuta virosa</i>	Wasserschierling		Z
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel		W
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmieie		Z
<i>Eleocharis palustris</i>	Gemeine Sumpfbirse		D
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen		Z
<i>Equisetum fluviatile</i>	Teich-Schachtelhalm		Z
<i>Equisetum palustre</i>	Sumpf-Schachtelhalm		W
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost		Z
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß		Z
<i>Fraxinus excelsior</i>	Esche		Z
<i>Galium aparine</i>	Kletten- Labkraut		Z
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut		Z
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann		Z
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden		W
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden		Z
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen		Z
<i>Iris pseudacorus</i>	Gelbe Schwertlilie		Z
<i>Juncus articulatus</i>	Glieder-Binse		Z
<i>Juncus bufonius</i>	Kröten-Binse		Z
<i>Juncus compressus</i>	Flatter-Binse		Z
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse		Z
<i>Juncus inflexus</i>	Blaugrüne Binse		Z
<i>Juncus tenuis</i>	Zarte Binse		W
<i>Linum catharticum</i>	Purgier-Lein	3	Z
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke		W
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp		Z
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	Strauß-Gilbweiderich	3	Z
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gemeiner Gilbweiderich		Z
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich		Z
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze		Z
<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sumpf-Vergißmeinnicht		Z
<i>Odontites vulgaris</i>	Roter Zahntrost		Z
<i>Peucedanum palustre</i>	Sumpf-Haarstrang		W

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder / Feuchtgrünland (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras		D
<i>Phragmites australis</i>	Schilf		D
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		Z
<i>Polygonum hydropiper</i>	Wasserpfeffer-Knöterich		Z
<i>Polygonum minus</i>	Kleiner Knöterich		W
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut		Z
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß		Z
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß		Z
<i>Ribes nigrum</i>	Schwarze Johannisbeere		Z
<i>Rorippa amphibia</i>	Wasser-Sumpfkresse		W
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Hoher Ampfer		Z
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide		D
<i>Salix spec.</i>	Weide		Z
<i>Salix viminalis</i>	Korb-Weide		W
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Seebirse		Z
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	Salz-Teichsimse		W
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Waldsimse		W
<i>Scutellaria galericulata</i>	Gemeines Helmkraut		Z
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten		Z
<i>Sparganium erectum</i>	Aufrechter Igelkolben		Z
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest		W
<i>Stellaria palustris</i>	Sumpf-Sternmiere	3	W
<i>Thelypteris palustris</i>	Sumpffarn	3	W
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben		D
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben		W
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel		Z
<i>Valeriana officinalis agg.</i>	Echter Baldrian		W
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	Blauer Wasser-Ehrenpreis		W
<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbunge		W
<i>Veronica catenata</i>	Roter Wasser-Ehrenpreis		Z

Tresdorfer See - Physikalische und chemische Befunde

EDV - Nr.: 129124

Probenahmedatum		30.3.1999			8.6.1999		
Uhrzeit [ME(S)Z]		10:30			10:30		
Wetter (Niederschlag)		1			1		
Windrichtung		SO			SO		
Windstärke	Bft.	2-3			2-3		
Lufttemperatur	°C	10,5			16,4		
Luftdruck	hPa	1017			1013		
Sichttiefe	m	2,6			3,8		
Entnahmetiefe	m	1	10	14	1	10	14
Wassertemperatur	°C	6,2	5,8	5,7	18,1	10,1	8,7
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	54,0	54,0	54,1	50,6	53,6	54,5
pH - Wert		8,17	8,13	8,10	8,36	7,64	7,61
Farbe		1	1	1	1	1	1
Trübung		3	3	3	3	3	3
Geruch		1	1	1	1	1	1
Sauerstoff	mg/l	11,9			14,4		
O ₂ -Sättigungsindex	%	96			152		
TOC	mg/l	8,6	8,7	8,8	8,6	8,4	8,4
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	4,05	4,04	4,03	3,79	4,08	4,10
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	0,05	0,06	0,07	-	0,27	0,28
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	247	246	246	231	249	250
Chlorid	mg/l	23	23	23	23	23	23
Ammonium-N	mg/l	0,018	0,018	0,024	0,104	0,017	0,173
Nitrit-N	mg/l	0,038	0,038	0,037	0,030	0,029	0,030
Nitrat-N	mg/l	3,98	4,05	3,86	2,37	2,34	1,97
Gesamtstickstoff	mg/l	4,8	4,8	4,7	3,4	2,9	2,9
o-Phosphat-P	mg/l	0,051	0,057	0,054	0,014	0,061	0,019
Gesamtphosphor	mg/l	0,076	0,078	0,078	0,045	0,079	0,054
Sulfat	mg/l	33,9	33,4	34,9	33,3	33,2	31,5
SiO ₂	mg/l	18,5	19,2	19,4	5,79	17,2	20,5
Natrium	mg/l	11	11	11			
Kalium	mg/l	4,0	4,0	4,0			
Calcium	mg/l	71	69	70			
Magnesium	mg/l	6,4	6,1	6,2			
Eisen	mg/l	0,043	0,039	0,056			
Mangan	mg/l	0,022	0,020	0,033			
Aluminium	mg/l	0,007	0,018	0,014			
Chlorophyll a	µg/l	8,97			4,63		
Phaeophytin	µg/l	1,17			0,58		

Probenahmedatum		29.7.1999			19.8.1999		
Uhrzeit [ME(S)Z]		11:30			11:30		
Wetter (Niederschlag)		1			4		
Windrichtung		NO			SW		
Windstärke	Bft.	1-2			2-3		
Lufttemperatur	°C	20,3			14,7		
Luftdruck	hPa	1022			999		
Sichttiefe	m	1,4			2,1		
Entnahmetiefe	m	1	10	14	1	10	14
Wassertemperatur	°C	21,8	10,9	9,3	18,7	10,6	9,3
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	46,3	54,6	55,7	44,3	54,7	56,5
pH - Wert		8,76	7,62	7,62	8,27	7,75	7,65
Farbe		1	1	1	1	1	1
Trübung		3	3	3	3	3	3
Geruch		1	1	1	1	1	79
Sauerstoff	mg/l	19,7			12,7		
O ₂ -Sättigungsindex	%	222			138		
TOC	mg/l	10	8,2	9,2	8,1	8,7	9,4
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	2,94	4,16	4,38	2,97	4,33	4,71
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	-	0,21	0,22	0,04	0,27	0,3
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	179	254	267	181	264	287
Chlorid	mg/l	23	23	23	23	22	23
Ammonium-N	mg/l	0,016	0,455	0,908	0,062	0,503	1,21
Nitrit-N	mg/l	0,045	0,057	0,022	0,058	0,052	0,003
Nitrat-N	mg/l	1,17	1,26	0,566	0,835	0,679	<0,05
Gesamtstickstoff	mg/l	2,1	2,2	2,1	1,9	1,8	2,1
o-Phosphat-P	mg/l	<0,005	0,091	0,076	0,010	0,095	0,637
Gesamtphosphor	mg/l	0,048	0,11	0,26	0,046	0,14	0,77
Sulfat	mg/l	32,8	32,1	29,4	31,2	30,4	21,9
SiO ₂	mg/l	0,31	7,97	9,81	1,28	7,57	10,5
Natrium	mg/l						
Kalium	mg/l						
Calcium	mg/l						
Magnesium	mg/l						
Eisen	mg/l						
Mangan	mg/l						
Aluminium	mg/l						
Chlorophyll a	µg/l	25,90			12,95		
Phaeophytin	µg/l	1,66			2,65		

Tresdorfer See - Phytoplankton

	30.3.1999	8.6.1999	29.7.1999	19.8.1999
Cyanophyceae				
<i>Anabaena</i> sp.		w		
<i>Anabaena compacta</i>			mi	
<i>Anabaena solitaria</i> f. <i>smithii</i>			mi	
<i>Anabaena spiroides</i>			h	w
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>			w	
<i>Aphanizomenon gracile</i>			mi	s
<i>Aphanocapsa</i> sp.	s			
<i>Chroococcus limneticus</i>				s
<i>Cyanodictyon</i> sp.		s		mi
<i>Limnothrix redeckii</i>				h
<i>Microcystis</i> sp.		w		
<i>Microcystis aeruginosa</i>			h	mi
<i>Pseudanabaena limnetica</i>				w
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>			mi	
Cryptophyceae				
<i>Rhodomonas</i> sp.	w			
<i>Rhodomonas minuta</i>	mi	mi	mi	mi
<i>Cryptomonas</i> spp.	w	w	mi	w
Bacillariophyceae				
Centrales				
<i>Aulacosira granulata</i>			mi	w
<i>Melosira varians</i>				s
Solitäre zentrische (>12 µm)	s	s	w	s
Kleine solitäre zentrische (<12 µm)	w		w	w
Ord.: Pennales				
<i>Asterionella formosa</i>			w	w
<i>Diatoma</i> sp.			s	s
<i>Fragilaria capucina</i> -Sippenkomplex		s		
<i>Fragilaria crotonensis</i>			mi	w
<i>Nitzschia</i> sp.	w			
<i>Synedra</i> sp.	w		s	
Kl. Chlorophyceae				
Ord.: Volvocales				
<i>Chlamydomonas</i> spp.		mi		s
<i>Chlorogonium</i> sp.	w			
<i>Phacotus lenticularis</i>		s		
Ord.: Chlorococcales				
<i>Ankistrodesmus</i> sp.				s
<i>Ankyra judayi</i>		mi	s	
<i>Botryococcus braunii</i>		s	s	
<i>Coelastrum microporum</i>		s	w	
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i>			w	w
<i>Crucigeniella apiculata</i>			s	s

	30.3.1999	8.6.1999	29.7.1999	19.8.1999
<i>Dictyosphaerium</i> sp.				S
<i>Kirchneriella</i> sp.				S
<i>Lagerheimia genevensis</i>	W		S	S
<i>Micractinium pusillum</i>			W	W
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	W			
<i>Oocystis</i> spp.				S
<i>Pediastrum boryanum</i>		S	W	
<i>Pediastrum duplex</i>			W	W
<i>Scenedesmus</i> spp.	S	S	S	S
<i>Scenedesmus acuminatus</i>			S	S
<i>Scenedesmus ecornis</i>			S	S
<i>Scenedesmus obtusus</i>			S	S
<i>Scenedesmus quadricauda</i>			S	S
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>sempervirens</i>			S	
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>		mi		
<i>Tetraedron triangulare</i> Korš.			S	
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i> (Schröd.) Lemm.	S			
<i>Treubaria triappendiculata</i>			S	
Ord.: Ulotrichales				S
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	S			
<i>Elakatothrix genevensis</i>			S	
<i>Koliella longiseta</i>	W			
<i>Koliella longiseta</i> f. <i>variabilis</i>	W			
Kl. Conjugatophyceae				
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>				S
<i>Staurastrum</i> sp.				S
Kl. Chrysophyceae				
<i>Dinobryon divergens</i>			W	
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>			mi	
<i>Mallomonas</i> cf. <i>akrokomos</i>	S			
Kl. Haptophyceae				
<i>Chrysochromulina parva</i>	W		mi	mi
Kl. Dinophyceae				
<i>Ceratium hirundinella</i>		S		S
<i>Peridinium</i> sp.	S			
Flagellaten indet. (<10 µm)	mi	W	mi	W

Tresdorfer See - Zooplankton

	30.3.1999	8.6.1999	29.7.1999	19.8.1999
Ciliata				
Ciliata indet.	s	s	s	w
<i>Epistylis rotans</i>			s	
Rotatoria				
<i>Brachionus angularis</i>	s	s		
<i>Conochilus unicornis</i>		s	mi	
<i>Filinia terminalis</i>		s		
<i>Keratella cochlearis</i>	s	s	w	mi
<i>Keratella cochlearis</i> fa. <i>tecta</i>			mi	mi
<i>Keratella quadrata</i>	s	w	w	mi
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	s	s		
<i>Polyarthra vulgaris</i>			w	
<i>Pompholyx sulcata</i>			w	mi
<i>Synchaeta</i> sp.			s	
<i>Trichocerca similis</i>			s	s
Cladocera				
<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i>				s
<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i>	s	s		
<i>Chydorus sphaericus</i>			s	s
<i>Daphnia longispina</i> -Komplex Summe	s	s	s	s
<i>Daphnia cucullata</i>		s	s	s
<i>Daphnia galeata</i>				s
<i>Daphnia hyalina</i>	s	s		s
<i>Leptodora kindtii</i>			s	
Copepoda				
Nauplien	w	w	w	w
Calanoida				
Copepodide	s	w	s	s
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	s			
<i>Eudiaptomus graciloides</i>		s	s	s
Cyclopoida				
Copepodide	s	s	s	w
<i>Cyclops</i> cf. <i>abyssorum</i>	s	s	s	
<i>Cyclops vicinus</i>	s			
<i>Thermocyclops oithonoides</i>		s	s	w
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	s	s	s	w

Tresdorfer See - Zoobenthon

30.3.1999	5 m		10 m			14,7 m	
	Tiere/Greifer I	Tiere/m ² II Mittel	Tiere/Greifer I	Tiere/m ² II Mittel	Tiere/Greifer I	Tiere/m ² II Mittel	Tiere/m ² Mittel
Mollusca							
Gastropoda							
<i>Bithynia tentaculata</i>	1t	0					
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1t	0					
<i>Valvata piscinalis</i>		22					
<i>Valvata piscinalis</i>	1	0	1t	0	1t		0
	5t						
Bivalvia							
<i>Dreissena polymorpha</i>				1t	0	1t	1t
<i>Pisidium sp.</i>			1t	2t	0		0
Oligochaeta	36	30	36	32	1510	7	17
		1465					533
Hydrachnidia	1	3		2	44		
		89					
Ephemeroptera							
<i>Caenis horaria</i>	1	22					
Heteroptera							
<i>Micronecta sp.</i>	5	111					
Diptera							
Chaoboridae							
<i>Chaoborus flavicans</i>	2	4	9	16	555	48	54
		133					2264
Chironomidae							
Tanypodinae							
<i>Procladius sp.</i>	30	23	5	14	422	3	4
		1177					155
<i>Chironomus plumosus</i>-Gr.	1	22	5	3	178	5	5
<i>Cryptochironomus sp.</i>	4	1					222
<i>Polypedilum cf. nubeculosum</i>	2	1				6	3
		67					200
Tanytarsini	1	22					
Ceratopogonidae	4	3	9	2	244		1
		155					22

Tresdorfer See - Klassifizierung/Bewertung nach LAWA

Kriterium

Maßeinheit

1. Referenzzustand

1.1 nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag

Einzugsgebiet	ha	6244	
Flächennutzung:			
Wald	ha	716	
intaktes Moor	ha		
potentielle Hochmoore	ha	6	
potentielle Niedermoore	ha	465	
potentiell kalkreiche Mineralböden	ha	4671	
potentiell nährstoffarme Sandböden	ha		
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	ha		
Wasser	ha	386	
Einträge aus:			Exportkoeff. kg/ha a P
Wald	kg/a P	35,8	0,05
intaktes Moor	kg/a P		0,2
potentielle Hochmoore	kg/a P	9	1,5
potentielle Niedermoore	kg/a P	46,5	0,1
potentiell kalkreiche Mineralböden	kg/a P	233,55	0,05
potentiell nährstoffarme Sandböden	kg/a P		0,1
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	kg/a P		0,2
Atmosphäre	kg/a P	35,1	0,3
Summe der Mindesteinträge	kg/a P	359,95	
Jahresabflussmenge (Q)	10 ⁶ m ³ /a	19,7	
theoretische mittlere Verweilzeit (R _t)	a	0,4	
theoret. mittl. Zufluss-Konzentration (P _i)	mg/m ³	18,3	
theoret. mittl. Phosphor-Konz. im See (P _i)	mg/m ³	11,2	

Trophiegrad nach potentielltem P-Eintrag

oligotroph

1.2 nach Morphometrie

Gewässerfläche (A)	ha	117	Umgebungsvolumenfaktor
Gewässervolumen	10 ⁶ m ³	8,52	7,2
mittlere Tiefe (Z _m)	m	7,6	
maximale Tiefe (Z _{max})	m	14,7	Umgebungsarealfaktor
effektive Länge (L _{eff})	km	0,247	52,4
effektive Breite (B _{eff})	km	0,61	
theoretische Epilimniontiefe (Z _{epi})	m		
Tiefengradient (F)		3,21	
Verknüpfung Z _m und F (theoret. Sichttiefe)	m	3,78	
Trophiegrad nach Morphometrie			ungeschichtet F ≤ 1,5 mesotroph geschichtet F > 1,5 Kleinseen Seefläche ≤ 5 ha

Resultierender Referenzzustand

oligotroph

2. Istzustand

	Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll (Mai bis September ohne KW)	mg/m ³	19,4	3,10	10
Sichttiefe (Mai bis September ohne KW)	m	1,7	2,89	7,00
Gesamt-Phosphor (Frühjahrszirkulation)	mg/m ³	76	2,66	5,00
Gesamt-Phosphor (Mai bis September)	mg/m ³	46	2,55	5,00
			2,86	27
				77,28

Resultierender Istzustand

 eutroph e1 ungeschichtet
 geschichtet
 Kleinseen

3. Bewertung

3

Wielener See - Ufer- und Unterwasservegetation

Armleuchteralgenzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Chara vulgaris</i>	Gemeine Armleuchteralge		W

Tauchblattzone

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume	3	W
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest		Z
<i>Potamogeton crispus</i>	Krauses Laichkraut		Z
<i>Potamogeton lucens</i>	Spiegel-Laichkraut		Z
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut		W
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Durchwachsendes Laichkraut		W
<i>Ranunculus circinatus</i>	Spreizender Wasserhahnenfuß		W
<i>Sparganium emersum</i>	Einfacher Igelkolben		W

Schwimblattzone und Wasserlinsendecken

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse		W
<i>Nuphar lutea</i>	Gelbe Teichrose		D
<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerose		D
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		W

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus		D
<i>Aegopodium podagraria</i>	Giersch		Z
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras		Z
<i>Ajuga reptans</i>	Kriechender Günsel		W
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Froschlöffel		W
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle		D
<i>Alnus incana</i>	Grau-Erle		W
<i>Angelica sylvestris</i>	Wald-Engelwurz		W
<i>Berula erecta</i>	Berle		W
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume		W
<i>Calamagrostis canescens</i>	Sumpf-Reitgras		Z
<i>Caltha palustris</i>	Sumpf-Dotterblume		W
<i>Calystegia sepium</i>	Echte Zaunwinde		Z
<i>Cardamine amara</i>	Bitteres Schaumkraut		W
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge		Z
<i>Carex flacca</i>	Blaugrüne Segge		W
<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge		Z

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel	3	W
<i>Crepis paludosa</i>	Sumpf-Pippau		W
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele		Z
<i>Dryopteris cristata</i>	Kammfarn		W
<i>Eleocharis palustris</i>	Gemeine Sumpfbirse		Z
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen		Z
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost		Z
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß		Z
<i>Fraxinus excelsior</i>	Esche		Z
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut		Z
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut		W
<i>Geum rivale</i>	Bach-Nelkenwurz		W
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann		Z
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden		Z
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden		D
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen	3	Z
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Wassernabel		W
<i>Hypericum tetrapterum</i>	Vierflügeliges Johanniskraut		W
<i>Iris pseudacorus</i>	Gelbe Schwertlilie		W
<i>Juncus articulatus</i>	Glieder-Birse		W
<i>Juncus compressus</i>	Flatter-Birse		W
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Birse		W
<i>Juncus inflexus</i>	Blaugrüne Birse		W
<i>Lotus uliginosus</i>	Sumpf-Hornklee		W
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke		W
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp		Z
<i>Lysimachia nemorum</i>	Hain-Gilbweiderich		W
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut		W
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	Strauß-Gilbweiderich	3	Z
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gemeiner Gilbweiderich		W
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich		W
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze		Z
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Fiebersklee		W
<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sumpf-Vergißmeinnicht		W
<i>Odontites vulgaris</i>	Zahntrost		W
<i>Petasites hybridus</i>	Gewöhnliche Pestwurz		Z
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras		Z
<i>Phragmites australis</i>	Schilf		D
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich		W
<i>Primula cf. Elatior</i>	Hohe Schlüsselblume		W
<i>Prunus padus</i>	Gewöhnliche Traubenkirsche		W
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß	3	Z
<i>Ribes rubrum</i> agg.	Rote Johannisbeere		Z
<i>Rorippa amphibia</i>	Wasser-Sumpfkresse		W
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide		Z
<i>Salix spec.</i>	Weide		W

Röhrichte, Großseggenrieder und Bruchwälder (Forts.)

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote Liste	Häufigkeit
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Seebirse		Z
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Waldsimse		W
<i>Scutellaria galericulata</i>	Gemeines Helmkraut		Z
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten		Z
<i>Sparganium erectum</i>	Aufrechter Igelkolben		Z
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest		Z
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben		W
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben		Z
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel		Z
<i>Valeriana officinalis agg.</i>	Echter Baldrian		Z
<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbunge		W
<i>Viburnum opulus</i>	Schneeball		W

Wielener See - Physikalische und chemische Befunde

EDV - Nr.: 129125

Probenahmedatum		31.3.1999			9.6.1999		
Uhrzeit [ME(S)Z]		12:00			11:00		
Wetter (Niederschlag)		1			1		
Windrichtung		SO			SW		
Windstärke	Bft.	1-2			4-5		
Lufttemperatur	°C	14,4			13,4		
Luftdruck	hPa	1021			1018		
Sichttiefe	m	1,10			5,50		
Entnahmetiefe	m	1	10	14,5	1	10	14,5
Wassertemperatur	°C	7,7	5,5	5,2	17,7	7,1	6,2
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	55,0	55,7	55,9	55,7	56,3	57,4
pH - Wert		8,65	8,07	7,94	8,37	7,58	7,43
Farbe		1	1	1	1	1	1
Trübung		3	3	3	5	5	5
Geruch		1	1	1	1	1	1
Sauerstoff	mg/l	17,7			14,7		
O ₂ -Sättigungsindex	%	147			154		
TOC	mg/l	9,7	8,9	8,8	7,5	8,5	7,7
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	4,14	3,94	3,99	4,06	4,03	4,23
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	-	0,11	0,15	-	0,33	0,37
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	253	240	243	248	246	258
Chlorid	mg/l	29	29	29	29	29	29
Ammonium-N	mg/l	<0,010	0,054	0,163	0,048	0,347	1,09
Nitrit-N	mg/l	0,020	0,019	0,024	0,031	0,137	0,076
Nitrat-N	mg/l	3,21	3,32	3,28	2,09	1,67	1,34
Gesamtstickstoff	mg/l	4,4	4,1	4,2	3,1	2,8	3,4
o-Phosphat-P	mg/l	<0,005	0,016	0,017	<0,005	0,024	0,029
Gesamtphosphor	mg/l	0,074	0,064	0,063	0,034	0,039	0,087
Sulfat	mg/l	39,8	38,2	40,1	35,5	35,9	35
SiO ₂	mg/l	12,3	12,4	15,6	6,17	16,4	19,3
Natrium	mg/l	13	13	13			
Kalium	mg/l	5,0	4,6	4,8			
Calcium	mg/l	70	69	69			
Magnesium	mg/l	7,0	6,8	6,7			
Eisen	mg/l	0,040	0,053	0,12			
Mangan	mg/l	0,023	0,026	0,060			
Aluminium	mg/l	0,009	0,017	0,038			
Chlorophyll a	µg/l	61,42			5,92		
Phaeophytin	µg/l	2,66			0,26		

Probenahmedatum		27.7.1999			17.8.1999		
Uhrzeit [ME(S)Z]		11:00			14:00		
Wetter (Niederschlag)		1			1		
Windrichtung		NO			SW		
Windstärke	Bft.	0-1			0-1		
Lufttemperatur	°C	16			18,1		
Luftdruck	hPa	1023			1004		
Sichttiefe	m	1,50			1,20		
Entnahmetiefe	m	1	10	14,5	1	10	14,5
Wassertemperatur	°C	21,0	7,8	6,5	20,3	7,3	6,3
elektr. Leitfähigkeit 25 °C	mS/m	41,1	56,7	58,3	40,2	58,9	57,3
pH - Wert		8,70	7,51	7,35	8,80	7,51	7,34
Farbe		1	1	37	38	1	1
Trübung		3	5	5	3	5	5
Geruch		1	1	1	1	1	99
Sauerstoff	mg/l	19,6			18,5		
O ₂ -Sättigungsindex	%	218			207		
TOC	mg/l	10	8,6	9,3	14	8,4	10
Säurekapazität (pH 4,3)	mmol/l	2,79	4,17	4,49	2,55	4,75	4,39
Basekapazität (pH 8,2)	mmol/l	-	0,29	0,4	-	0,56	0,39
Hydrogencarbonat, berech.	mg/l	170	254	274	156	290	268
Chlorid	mg/l	29	29	29	30	29	29
Ammonium-N	mg/l	0,016	0,834	1,930	0,029	1,37	2,43
Nitrit-N	mg/l	0,064	0,113	0,031	0,033	0,070	0,002
Nitrat-N	mg/l	0,749	0,852	0,377	0,129	0,423	<0,050
Gesamtstickstoff	mg/l	1,8	2,3	2,9	1,5	2,2	3,4
o-Phosphat-P	mg/l	<0,005	0,066	0,125	<0,005	0,154	0,404
Gesamtposphor	mg/l	0,057	0,150	0,390	0,096	0,33	1,0
Sulfat	mg/l	33,9	32,8	31,2	35,3	29,9	20,9
SiO ₂	mg/l	0,12	5,51	7,51	0,79	7,22	8,51
Natrium	mg/l						
Kalium	mg/l						
Calcium	mg/l						
Magnesium	mg/l						
Eisen	mg/l						
Mangan	mg/l						
Aluminium	mg/l						
Chlorophyll a	µg/l	82,88			78,63		
Phaeophytin	µg/l	2,28			0,75		

Wielener See - Phytoplankton

	31.3.1999	9.6.1999	27.7.1999	17.8.1999
Cyanophyceae				
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>			w	h
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>			w	
<i>Limnothrix</i> sp.	mi			
<i>Merismopedia tenuissima</i>				mi
<i>Microcystis</i> sp.				w
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	w			
<i>Planktothrix agardhii</i>			s	mi
<i>Woronichinia naegeliana</i>			w	
Cryptophyceae				
<i>Rhodomonas</i> sp.	mi			
<i>Rhodomonas minuta</i>	h	h	w	mi
<i>Cryptomonas</i> spp.	w	w	w	mi
Bacillariophyceae				
Centrales				
<i>Aulacosira</i> sp.	s			
<i>Centronella</i> sp.	s			
<i>Stephanodiscus</i> spp. (>12 µm)	w			
Kleine solitäre zentrische (<12 µm)	h			
Ord.: Pennales				
<i>Asterionella formosa</i>	mi	s	w	s
<i>Fragilaria capucina</i> -Sippenkomplex		s		
<i>Fragilaria crotonensis</i>	s	s	w	s
<i>Nitzschia</i> cf. <i>acicularis</i>				
<i>Synedra</i> sp.	s		w	s
Kl. Chlorophyceae				
Ord.: Volvocales				
<i>Chlamydomonas</i> spp.	mi			w
<i>Phacotus lenticularis</i>		s	s	s
Ord.: Chlorococcales				
<i>Ankyra judayi</i>		w		
<i>Botryococcus braunii</i>		s		
<i>Coelastrum microporum</i>		s	s	s
<i>Coelastrum astroideum</i>			w	
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	s			
<i>Lagerheimia ciliata</i>			s	
<i>Lagerheimia genevensis</i>	w			
<i>Monoraphidium minutum</i>		s	s	w
<i>Oocystis</i> spp.				s
<i>Pediastrum angulosum</i>				
<i>Pediastrum boryanum</i>		s	s	
<i>Pediastrum duplex</i>			s	w
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillimum</i>			s	
<i>Pediastrum tetras</i>		s	s	s

	31.3.1999	9.6.1999	27.7.1999	17.8.1999
<i>Scenedesmus</i> spp.		s	s	w
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	s			
<i>Scenedesmus obtusus</i>			s	s
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	s		s	s
<i>Schroederia setigera</i>	s			
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>		w		
<i>Tetraedron minimum</i>			s	s
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	mi			
<i>Tetrastrum triangulare</i>		s		
Ord.: Ulotrichales				
<i>Elakatothrix genevensis</i>	w			s
<i>Koliella</i> sp.	mi			
<i>Koliella longiseta</i> & var. <i>variabilis</i>	mi			
Kl. Conjugatophyceae				
<i>Closterium</i> sp.	s			
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>		w	s	s
<i>Cosmarium</i> sp.				w
<i>Staurastrum</i> sp.			s	s
<i>Staurastrum</i> cf. <i>chaetoceras</i>				s
<i>Staurastrum</i> cf. <i>smithii</i>			s	s
Kl. Chrysophyceae				
<i>Dinobryon divergens</i>			s	
<i>Dinobryon sociale</i> & var. <i>americanum</i>			mi	
<i>Mallomonas</i> sp.		w		
<i>Mallomonas</i> cf. <i>akrokomos</i>	w			
<i>Uroglena</i> sp.				
Kl. Haptophyceae				
<i>Chrysochromulina parva</i>		s	mi	
Kl. Dinophyceae				
<i>Ceratium</i> spp. - Summe		w	mi	mi
<i>Ceratium furcoides</i>		s	w	w
<i>Ceratium hirundinella</i>		s	w	w
<i>Ceratium rhomvoides</i>			w	w
<i>Peridiniopsis polonicum</i>				s
<i>Peridinium</i> sp.			s	s
Flagellaten indet. (< 10 µm)	mi	w	s	w

Wielener See - Zooplankton

	31.3.1999	9.6.1999	27.7.1999	17.8.1999
Ciliata				
Ciliata indet.	w	s	s	w
<i>Tintinnidium</i> sp.			s	
<i>Trichodina pediculus</i>		s		
Rotatoria				
<i>Anuraeopsis fissa</i>			w	
<i>Asplanchna priodonta</i>			s	
<i>Brachionus angularis</i>	s			
<i>Conochiloides natans</i>	s			
<i>Conochilus unicornis</i>	s	mi		
<i>Filinia terminalis</i>	s			
<i>Kellicottia longispina</i>	s	s	s	
<i>Keratella cochlearis</i>	s	w	h	mi
<i>Keratella cochlearis</i> fa. <i>tecta</i>		s	w	w
<i>Keratella quadrata</i>	s	w	s	s
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	s	s		
<i>Pompholyx sulcata</i>			mi	mi
<i>Trichocerca rousseleti</i>			w	
<i>Trichocerca similis</i>			w	w
Cladocera				
<i>Alona</i> sp.	s			
<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i>	s	s	s	w
<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i>	s	s		
<i>Daphnia longispina</i> -Komplex Summe	s	w		
<i>Daphnia cucullata</i>		s	s	s
<i>Daphnia hyalina</i> , <i>galeata</i> & Hybriden	s	s	s	s
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		s	w	w
<i>Leptodora kindtii</i>			s	
Copepoda				
Nauplien	mi	s	w	s
Calanoida				
Copepodide	s	s	s	s
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	s	s	s	s
<i>Eudiaptomus graciloides</i>				
Cyclopoida				
Copepodide	s	s	s	s
<i>Cyclops</i> cf. <i>abyssorum</i>		s		
<i>Cyclops kolensis</i>	s			
<i>Cyclops vicinus</i>	s	s		s
<i>Thermocyclops crassus</i>		s	s	s
<i>Thermocyclops oithonoides</i>			s	s
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		s	s	s

Wielener See – Zoobenthon

31.3.1999	5 m		10 m		15 m	
	Tiere/Greifer I	Tiere/m ² II Mittel	Tiere/Greifer I	Tiere/m ² II Mittel	Tiere/Greifer I	Tiere/m ² II Mittel
Mollusca					Bruch	Bruch
Oligochaeta	155	141	6571	44	31	1665
Hydrachnidia	2	1	67	1		22
Heteroptera						
<i>Micronecta sp.</i>		1	22			
Diptera						
Chaoboridae						
<i>Chaoborus flavicans</i>			1	22	73	83
Chironomidae						
Tanypodinae						
<i>Procladius sp.</i>	1	3	89	1	22	
Chironominae						
<i>Chironomus plumosus-Gr.</i>	35	18	1177	17	20	821
<i>Chironomus sp.</i>		1	22		1	22
<i>Polypedilum cf. nubeculosum</i>	1	5	133	1		22
<i>Polypedilum sp.</i>			1		22	
Tanytarsini			1	3	89	1
Ceratopogonidae		1	22	1	22	

Wielener See - Klassifizierung/Bewertung nach LAWA

Kriterium

Maßeinheit

1. Referenzzustand

1.1 nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag

Einzugsgebiet	ha	701	
Flächennutzung:			
Wald	ha	67	
intaktes Moor	ha		
potentielle Hochmoore	ha		
potentielle Niedermoore	ha	54	
potentiell kalkreiche Mineralböden	ha	540	
potentiell nährstoffarme Sandböden	ha		
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	ha		
Wasser	ha	40	
Einträge aus:			Exportkoeff. kg/ha a P
Wald	kg/a P	3,35	0,05
intaktes Moor	kg/a P		0,2
potentielle Hochmoore	kg/a P		1,5
potentielle Niedermoore	kg/a P	5,4	0,1
potentiell kalkreiche Mineralböden	kg/a P	27	0,05
potentiell nährstoffarme Sandböden	kg/a P		0,1
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	kg/a P		0,2
Atmosphäre	kg/a P	7,5	0,3
Summe der Mindesteinträge	kg/a P	43,25	
Jahresabflussmenge (Q)	10 ⁶ m ³ /a	2,2	
theoretische mittlere Verweilzeit (R _t)	a	0,7	
theoret. mittl. Zufluss-Konzentration (P _i)	mg/m ³	19,7	
theoret. mittl. Phosphor-Konz. im See (P _i)	mg/m ³	10,7	

Trophiegrad nach potentielltem P-Eintrag

oligotroph

1.2 nach Morphometrie

Gewässerfläche (A)	ha	25	Umgebungsvolumenfaktor
Gewässervolumen	10 ⁶ m ³	1,575	4,3
mittlere Tiefe (Z _m)	m	6,3	
maximale Tiefe (Z _{max})	m	15,4	Umgebungsarealfaktor
effektive Länge (L _{eff})	km	0,14	27,0
effektive Breite (B _{eff})	km	0,295	
theoretische Epilimniontiefe (Z _{epi})	m		
Tiefengradient (F)		4,06	
Verknüpfung Z _m und F (theoret. Sichttiefe)	m	3,79	
Trophiegrad nach Morphometrie			
	mesotroph	ungeschichtet	F ≤ 1,5
		geschichtet	F > 1,5
		Kleinseen	Seefläche ≤ 5 ha

Resultierender Referenzzustand

oligotroph

2. Istzustand

	Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll (Mai bis September ohne KW)	mg/m ³	80,76	4,32	10
Sichttiefe (Mai bis September ohne KW)	m	1,62	2,94	7,00
Gesamt-Phosphor (Frühjahrszirkulation)	mg/m ³	74	2,65	5,00
Gesamt-Phosphor (Mai bis September)	mg/m ³	62	2,73	5,00
			3,36	27
				90,67

Resultierender Istzustand

eutroph e2
ungeschichtet
geschichtet
Kleinseen

3. Bewertung

4

LISTE DER BISHER ERSCHIENENEN SEENBERICHTE

NR.	BEZEICHNUNG	AUSGABE	PREIS / €
B 1*	Bültsee	1975	
B 2*	Westensee, Bossee und Ahrenssee	1977	
B 3*	Ratzeburger See, Domsee, Küchensee	1977	
B 4*	Ihlsee	1978	
B 5*	Einfelder See	1979	
B 6*	Redingsdorfer See	1979	
B 7*	Blunker See	1979	
B 8*	Neversdorfer See	1980	
B 9*	Bistensee	1981	
B 10*	Wittensee	1981	
B 11*	Langsee	1981	
B 12*	Garrensee	1981	
B 13*	Hemmelsdorfer See	1981	
B 14*	Mözener See	1982	
B 15*	Postsee	1982	
B 16*	Bornhöveder Seenkette	1982	
B 17*	Bothkamper See	1982	
B 18*	Dobersdorfer See	1982	
B 19*	Schwansener See	1983	
B 20*	Sankelmarker See	1983	
B 21*	Nortorfer Seenkette	1984	
B 22*	Dieksee	1984	
B 23*	Hohner See	1985	
B 24	Bordesholmer See	1987	10,20
B 25*	Passader See	1988	
B 26	Kronsee und Fuhlensee	1988	10,20
B 27	Südensee	1989	10,20
B 28	Lanker See	1989	10,20
B 29	Gudower See / Sarnekower See	1989	10,20
B 30	Schluensee	1993	10,20
B 31	Selenter See	1993	10,20
B 32	Die Seen der oberen Schwentine	1993	12,80
B 33	Schaalsee	1994	15,30
B 34	Dobersdorfer See	1995	10,20
B 35	Großer Segeberger See	1995	10,20
B 36	Die Möllner Seenkette	1995	10,20

NR.	BEZEICHNUNG	AUSGABE	PREIS / €
B 37	Seenkurzprogramm 1991 - 1992 Behlendorfer See, Culpiner See, Grammsee, Griebeler See, Klüthsee, Krummsee, Lankauer See, Middelburger See, Nehmser See, Seedorfer See, Wittensee	1995	12,80
B 38	Ihlsee	1996	10,20
B 39	Seenkurzprogramm 1993 Großer und Kleiner Benzer See, Dörpumer Mergelkuhlen, Großensee, Havetofter See, Seekamper See	1996	10,20
B 40	Lankauer See	1996	10,20
B 41	Seenkurzprogramm 1994 Borgdorfer See, Großer Pönitzer See, Grebener See, Stocksee, Suhrer See, Vierer See	1997	10,20
B 42	Grammsee	1997	10,20
B 43	Seenkurzprogramm 1995 Ankerscher See, Itzstedter See, Langsee, Lustsee, Neukirchener See, Poggensee, Schwonauser See, Süseler See, Taschensee	1999	12,80
B 44	Empfehlungen zum integrierten Seenschutz	1999	--
B 45	Wardersee	1999	10,20
B 46	Seenkurzprogramm 1996 Börnsee, Hemmelsdorfer See, Muggesfelder See, Passader See, Waldhusener Moorsee	1999	10,20
B 47	Seenbewertung in Schleswig-Holstein Erprobung der „Vorläufigen Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ der LAWA an 42 schleswig-holsteinischen Seen	2000	10,20
B 48	Seenkurzprogramm 1997 Arenholzer See, Brahmsee, Wardersee, Selker Noor, Haddebyer Noor, Hemmelmarker See, Klenzauer See	2000	12,80
B 49	Großer Plöner See	2001	10,20
B 50	Seenkurzprogramm 1998 Bordesholmer See, Bültsee, Gammellunder See, Owschlager See, Schülldorfer See, Winderatter See, Wittensee	2001	12,80

NR.	BEZEICHNUNG	AUSGABE	PREIS / €
B 51	Die Ratzeburger Seen	2002	10,20
B 52	Seenkurzprogramm 1999/2000 Einfelder See, Garrensee, Holzsee, Kleiner Pönitzer See, Schierensee (Gebin), Trammer See, Tresdorfer See, Wielener See	2002	12,80

* Bericht vergriffen