

Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Abschlussbericht

F&E Vorhaben FKZ 299 24 274

Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands

Teil 1

Schleswig-Holstein

von

Prof. Dr. Brigitte Nixdorf

Dipl.-Ing. Mike Hemm

Dipl.-Biol. Anja Hoffmann

Dipl.-Ing. Peggy Richter

Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Lehrstuhl Gewässerschutz

IM AUFTRAG

DES UMWELTBUNDESAMTES

Inhaltsverzeichnis

1	Beschreibungen der einzelnen Gewässer.....	6
1.1	Arenholzer See	6
1.1.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	6
1.1.2	Topographie und Morphometrie.....	7
1.1.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	7
1.1.4	Flora und Fauna	8
1.1.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	9
1.2	Bordesholmer See	10
1.2.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	10
1.2.2	Topographie und Morphometrie.....	11
1.2.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	11
1.2.4	Flora und Fauna	12
1.2.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	13
1.3	Brahmsee.....	15
1.3.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	15
1.3.2	Topographie und Morphometrie.....	16
1.3.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	16
1.3.4	Flora und Fauna	17
1.3.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	19
1.4	Dobersdorfer See.....	21
1.4.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	21
1.4.2	Topographie und Morphometrie.....	22
1.4.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	22
1.4.4	Flora und Fauna	23
1.4.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	25
1.5	Domsee.....	26
1.5.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	26
1.5.2	Topographie und Morphometrie.....	27
1.5.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	27
1.5.4	Flora und Fauna	28
1.5.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	29
1.6	Einfelder See.....	30
1.6.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	30
1.6.2	Topographie und Morphometrie.....	31
1.6.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	31
1.6.4	Flora und Fauna	31
1.6.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	34
1.7	Großer Küchensee.....	35
1.7.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	35
1.7.2	Topographie und Morphometrie.....	36
1.7.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	36
1.7.4	Flora und Fauna	37
1.7.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	38

1.8	Großer Plöner See	39
1.8.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	39
1.8.2	Topographie und Morphometrie.....	40
1.8.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	41
1.8.4	Flora und Fauna	42
1.8.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	45
1.9	Großer Ratzeburger See.....	46
1.9.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	46
1.9.2	Topographie und Morphometrie.....	47
1.9.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	47
1.9.4	Flora und Fauna	48
1.9.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	50
1.10	Großer Segeberger See	51
1.10.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	51
1.10.2	Topographie und Morphometrie.....	52
1.10.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	52
1.10.4	Flora und Fauna	53
1.10.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	54
1.11	Hemmelmarker See	56
1.11.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	56
1.11.2	Topographie und Morphometrie.....	57
1.11.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	57
1.11.4	Flora und Fauna	58
1.11.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	59
1.12	Hemmelsdorfer See	60
1.12.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	60
1.12.2	Topographie und Morphometrie.....	61
1.12.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	62
1.12.4	Flora und Fauna	63
1.12.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	64
1.13	Passader See.....	66
1.13.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	66
1.13.2	Topographie und Morphometrie.....	67
1.13.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	67
1.13.4	Flora und Fauna	68
1.13.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	70
1.14	Schaalsee	71
1.14.1	Genese, Einzugsgebiet und Hydrologie	71
1.14.2	Topographie und Morphometrie.....	72
1.14.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	72
1.14.4	Flora und Fauna	73
1.14.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	75
1.15	Schluensee	77
1.15.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	77
1.15.2	Topographie und Morphometrie.....	78
1.15.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	78

1.15.4 Flora und Fauna	79
1.15.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	81
1.16 Selenter See	82
1.16.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	82
1.16.2 Topographie und Morphometrie.....	82
1.16.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	83
1.16.4 Flora und Fauna	83
1.16.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	84
1.17 Stocksee	85
1.17.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	85
1.17.2 Topographie und Morphometrie.....	86
1.17.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	86
1.17.4 Flora und Fauna	87
1.17.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	89
1.18 Suhrer See	90
1.18.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	90
1.18.2 Topographie und Morphometrie.....	90
1.18.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	91
1.18.4 Flora und Fauna	92
1.18.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	94
1.19 Trammer See	96
1.19.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	96
1.19.2 Topographie und Morphometrie.....	97
1.19.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	97
1.19.4 Flora und Fauna	98
1.19.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	99
1.20 Tresdorfer See	100
1.20.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	100
1.20.2 Topographie und Morphometrie.....	101
1.20.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	101
1.20.4 Flora und Fauna	101
1.20.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	103
1.21 Wardersee (Krems).....	104
1.21.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	104
1.21.2 Topographie und Morphometrie.....	105
1.21.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	106
1.21.4 Flora und Fauna	107
1.21.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	110
1.22 Wardersee (RD).....	111
1.22.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	111
1.22.2 Topographie und Morphometrie.....	112
1.22.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	112
1.22.4 Flora und Fauna	113
1.22.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	114
1.23 Westensee	116
1.23.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	116

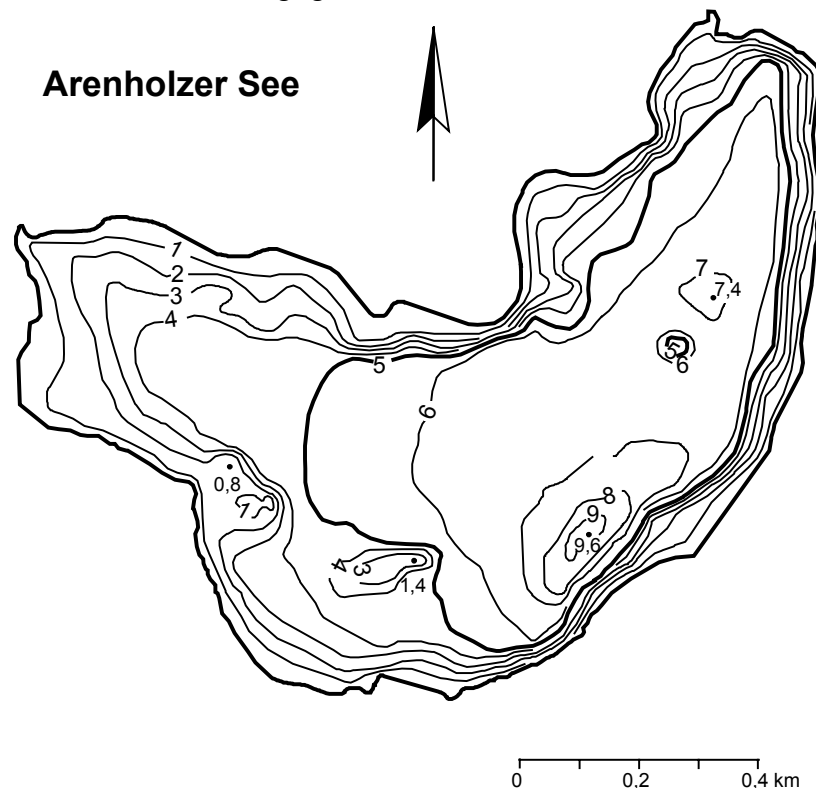
1.23.2	Topographie und Morphometrie.....	116
1.23.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	117
1.23.4	Flora und Fauna	118
1.23.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	119
1.24	Wittensee	121
1.24.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	121
1.24.2	Topographie und Morphometrie.....	122
1.24.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	122
1.24.4	Flora und Fauna	123
1.24.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	124
2	Abbildungsverzeichnis	125
3	Tabellenverzeichnis	127
4	Literatur.....	130

1 Beschreibungen der einzelnen Gewässer

1.1 Arenholzer See

1.1.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Arenholzer See liegt nordwestlich von Schleswig und ist im Westen flankiert von einer Autobahn, im Osten von einer Bundesstraße. Er befindet sich im Naturraum „Schleswiger Vorgeest“, am Rand zwischen Jungmoränengebiet und Sandergeest, wobei der See eingefasst wird vom kiesigen Sand des Sandergebietes. Der Arenholzer See liegt zusammen mit dem Reethsee, dem Ildstedter See und dem Langsee in einem durch Schmelzwässer unter Gletschern entstandenen Tal (Tunneltal). Dies wird abgeschlossen durch die Gletschertore von Ildstedt und Lürschau. Entsprechend ist der See im Norden, Osten und Süden eingebettet in bis um 7 m ansteigende Höhenzüge. Insgesamt finden sich an sechs Stellen am Nord- und Südufer des Arenholzer Sees Zuläufe, von denen jedoch die meisten im Untersuchungszeitraum 1997/1998 trockengefallen waren. Nennenswerte Wassermengen erhält der See nur am nordöstlichen Seeende aus dem Reethsee (4 – 46 l/s) und einem Zulauf am südlichen Ufer, der aus einem Straßen-Rohrdurchlass (1 – 31 l/s) mündet. Der See entwässert an seinem nordwestlichen Ufer über eine Au in die Treene. Der Ablauf wird durch ein Wehr künstlich beeinflusst. In den Monaten Januar bis März 1997 wurden hier Mengen zwischen 40 l/s und 162 l/s gemessen, was einer Abflussspende von 5 l/(s·km²) bzw. 19 l/(s·km²) entspricht. Die im Zeitraum von April bis Oktober 1997 angegebenen Mengen waren äußerst gering, allerdings fließen in niederschlagsreicheren Jahren möglicherweise auch im Sommerhalbjahr größere Mengen ab. Das 8,5 km² große, oberirdische Einzugsgebiet des Sees wird etwa zur Hälfte landwirtschaftlich genutzt,



dabei entfallen 15 % der Flächennutzungsanteile auf Acker und 31,9 % auf Grünland. Der Waldanteil liegt mit 14,5 % recht hoch. Bebaut sind ebenfalls 15 % des Einzugsgebietes. Die verbleibenden Anteile verteilen sich gleichermaßen auf Wasserflächen und Sonstiges. Die Zahl der Dungeinheiten (DE) liegt bei durchschnittlich 1,1 DE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

Abb. 1: Tiefenlinien des Arenholzer See (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

1.1.2 Topographie und Morphometrie

Unter Wasser fallen die Ufer insbesondere im Osten und Südosten, aber auch im Norden, steil ab. Der gesamte westliche Seebereich ist recht flach. Die tiefste Stelle liegt mit 9,6 m im südöstlichen Seebereich.

Tab. 1: Topographie und Morphometrie des Arenholzer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
3,49	0,82	9,6	4,6	1370	1090	1,4	1,6	6,2	1,3

1.1.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Beim Arenholzer See wurde eine nur schwache sommerliche thermische Schichtung festgestellt. Im Juni lag die Sprungschicht zwischen 6 m und 7 m Wassertiefe und wanderte bis August in eine Tiefe von 4 m bis 5 m. Im März 1997 betrugen die Konzentrationen der Hauptnährstoffe 55 µg/l TP und 1200 µg/l TN. Im Juni und Juli lag Phosphor in höherer Konzentration (75 µg/l bzw. 85 µg/l TP) vor, während die Stickstoffkonzentration bis zum Juli kontinuierlich auf 730 µg/l TN sank. Über dem Grund wurde eine beträchtliche Anreicherung beim Phosphor von 46 µg/l auf 1200 µg/l TP und beim Stickstoff von 1200 µg/l auf 3600 µg/l TN bis Ende August beobachtet. Auch die Konzentrationen von Phosphat und Ammonium stiegen in der Tiefe stark an auf 896 µg/l PO₄-P bzw. 3010 µg/l NH₄-N. Anaerobe Verhältnisse bewirkten hier Nährstoff-Freisetzungen aus dem Sediment. So fand sich am Ende des Sommers im gesamten Wasserkörper die 7fache Phosphormenge gegenüber der des Frühjahres. Aufgrund der instabilen Schichtung gelangte der rückgelöste Phosphor auch in den Oberflächenbereich. Im August war hier die Konzentration an gelöstem Phosphat stark reduziert durch eine Algenblüte, die anhand der Chlorophyll a-Konzentration von 42 µg/l bestätigt wird.

Tab. 2: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1997 (Ausnahme TP_{Früh}: Monatswert April 1997), Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,3	465	26,3	1,1	0,84	72,0	55,0

Ansonsten wiesen die Chlorophyll a-Konzentrationen von 12 µg/l bis 29 µg/l auf eine meist mäßige Produktivität des Planktons hin. Gelöste Kieselsäure war im März in einer sehr geringen Konzentration (0,13 mg/l SiO₂) vorhanden. Im Sommer schwankte die Konzentration zwischen 1,5 mg/l und 0,6 mg/l SiO₂. Das Wasser war mit einer Säurekapazität um 2,3 mmol/l gut gepuffert, die Calcium-Konzentrationen lagen mit 58 mg/l bei dem für Schleswig-Holstein typischen Durchschnitt. Die pH-Werte (8,2 bis 8,5) schwankten im mäßig alkalischen Bereich. Im März wurden geringe Sauerstoff-Übersättigungen von 113 % in der gesamten Wassersäule gemessen. Im Juli traten dagegen deutliche Untersättigungen unterhalb von 3 m Wassertiefe auf, ab August war die O₂-Sättigung bereits in 4 m Tiefe geringer als

10 %. Die Ganglinie der Sichttiefe schwankte von Mai bis September 1997 zwischen 0,6 m (im April und August) und 1,2 m. Erst im Oktober konnten höhere Sichttiefen von 1,4 m bzw. 1,8 m festgestellt werden. Der Arenholzer See hat aufgrund seines relativ kleinen Einzugsgebietes im Verhältnis zur Seefläche und zum Seevolumen gute Voraussetzungen für einen relativ nährstoffarmen Zustand, allerdings begünstigt die geringe Seetiefe etwas produktivere Verhältnisse. Nach LAWA-Richtlinie (LAWA 1998) ist der potentiell natürliche Zustand des Arenholzer Sees schwach eutroph (e1). Mit dem Bewertungsansatz ergibt sich aufgrund der Untersuchungsergebnisse ein Istzustand von hoch eutroph (e2). Somit ergibt sich eine Bewertungsstufe von 2, das heißt, der Istzustand weicht nur wenig vom potentiell natürlichen Zustand ab.

1.1.4 Flora und Fauna

Die Ufervegetation des Sees wurde 1997 im Auftrag des Landesamtes von Kölbel grob erfasst (Kölbel 1997a). Der Röhrichtgürtel ist bis auf ein Viertel der Uferlänge intakt. So sind das Südufer und das gesamte flache Westufer geprägt von ausgedehnten, geschlossenen Schilfgürteln, die streckenweise bis zu 30 m breit sind. Am östlichen Nordufer erreicht das größtenteils als Landröhricht auf einer Schwingdecke ausgebildete Röhricht bis zu 70 m Breite. Hier tritt die gefährdete Art *Lysimachia thyrsiflora* in kleinen Beständen auf. Auch *Thypha angustifolia* und *Glyceria maxima* sind dem Schilf beigemischt und bilden einen 2 – 3 m breiten vorgelagerten Saum. An den Badestellen Lürschau und Arenholz fehlt ein Schilfröhricht. Bei letzterer hat sich ein schmales, niedriges Ersatzröhricht aus *Eleocharis palustris* entwickelt. Am mittleren Nordufer ist das Röhricht mit ausgezäunten Viehtränken schmal ausgebildet. Nach Osten schließt sich ein breiter Land-Röhrichtgürtel an. Im Bereich der Seegrundstücke in Lürschau sind 5 m bis 10 m breite von Stegen und Badestellen unterbrochene Schilfbestände entwickelt. Die Schwimmblattzone ist nur spärlich entwickelt. Ein bis zu 5 m breiter Streifen von *Nuphar lutea* siedelt in der verlandeten Bucht im Nordosten des Sees. Daneben finden sich kleinere Bestände am Süd- und Westufer, hier insbesondere ein 60 m² großer Teppich am Auslauf. Die Unterwasservegetation des sandigen Seegrundes beschränkt sich auf meist lückige Bestände dreier nährstofftoleranter Arten. Die maximale Tiefenausdehnung dieser Arten liegt in 1 m Wassertiefe. Die stärkste Entwicklung von Unterwasserpflanzen zeigt sich im Bereich unterhalb der Ortslage Arenholz. Hier siedelt der vitalste Bestand an *Potamogeton pectinatus*, teilweise durchsetzt mit *Zannichellia palustris*. Weiter östlich sind die Bestände aufgrund starker Entwicklung von fädigen Grünalgen, wie z.B. von *Enteromorpha intestinalis* schütterter. Vereinzelt wurde *Ranunculus circinatus* gefunden. Aus vegetationskundlicher Sicht handelt es sich insgesamt um ein eutrophes Gewässer mit gestörter Ufervegetation.

Das Plankton im See wurde im Auftrag des Landesamtes von Gunkel untersucht (Gunkel 1997a). Der Arenholzer See wies ein relativ reiches Phytoplanktonartenspektrum bei geringer quantitativer Entwicklung auf. Die Diatomee *Aulacoseira granulata* war das ganze Jahr über im Plankton vertreten. Im Frühjahr setzte sich das Phytoplankton überwiegend aus centriscen Diatomeen und einigen coccalen Chlorophyceen zusammen. Die Formenvielfalt letzterer nahm im Juni stark zu. Hinzu kam außerdem ein verstärktes Auftreten koloniebildender Cyanobakterien, wie *Anabaena* sp. und *Gomphosphaeria compacta*, die im August dominierten. Dann erst traten die Cryptophyceen stärker in Erscheinung.

Das Zooplankton wurde von kleinen Formen bestimmt. Im gesamten Jahresverlauf dominierten die Rotatorien, insbesondere mit der Gattung *Keratella*. Bei den Cladoceren trat ab Juni die kleine *Daphnia cucullata* auf, die große räuberische *Leptodora kindtii* war nur selten vorhanden. In der ersten Jahreshälfte war *Eudiaptomus gracilis* als adulter filtrierender Copepod in höherer Individuenzahl vorhanden. Die räuberischen Formen waren durchgehend nur als Jugendstadien vertreten.

Der sandige Seegrund des nördlichen Uferbereiches war übersät mit Muscheln wie z.B. *Anodonta cygnea*. Die tierische Besiedlung des Sedimentes im See wurde ausgehend von der tiefsten Stelle in nordwestlicher Richtung im Auftrag des Landesamtes von Otto untersucht (Otto 1997b). In allen untersuchten Tiefen nahmen die Wenigborster eine dominierende Position ein. Sie erreichten dabei Häufigkeiten zwischen rund 1400 Tieren/m² in 9 m Tiefe und 4500 Tieren/m² in 5 m Tiefe. Muscheln und Schnecken traten mit 4 bzw. 5 Arten in den verschiedenen Tiefen auf, jedoch wurden nur die Erbsenmuschel *Pisidium* sp. und die Neuseeländische Deckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* lebend gefunden. Als typische Vertreter der Tiefenzone kamen lediglich die Chironomidenlarven *Procladius* sp. und *Chironomus plumosus* in nennenswerten Zahlen vor. Sie waren in allen untersuchten Tiefen vorhanden, so z.B. in 9 m Tiefe mit 220 und 350 Tieren/m².

Nach Angaben von Mitgliedern der Nutzergemeinschaft werden neben dem Amerikanischen Flusskrebs jährlich etwa 1 Zentner Aal (*Anguilla anguilla*) ausgesetzt, der mit Reusen wiedergefangen wird. Daneben leben Weißfische, sowie Hecht (*Esox lucius*), Zander (*Stizostedion lucioperca*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) im See.

1.1.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Arenholzer See wird durch Mitglieder der Nutzergemeinschaft (etwa 10 Personen) bewirtschaftet. Ausschließlich durch diese wird er auch befahren. Am mittleren Nordufer und südlichen Westufer befinden sich Rinderweiden, wobei am Nordufer Viehtränken ausgezäunt sind. Am Ostufer sind Pferdeweiden.

Im Bereich von Arenholz wurde ein Ablauf von einem der angrenzenden Höfe in den See beobachtet. Zur Beseitigung des Abwassers sind die Ortsteile Arenholz und Wilhelmslust über Lürschau an die Kläranlage Schuby angeschlossen, entwässern also außerhalb des Einzugsgebietes. In Arenholz sind zwei Regenwassereinleitungsstellen vorhanden. Vor der Einleitung wird das Oberflächenwasser durch Sandfänge mit Ölrückhaltung behandelt. Die gesamte angeschlossene Ortsfläche beträgt 2,7 ha. Aufgrund der Flächennutzung und der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet sowie der Niederschlagsbeschaffenheit wurden die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Arenholzer See grob abgeschätzt. Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag in den Arenholzer See betrugen insgesamt 368 kg/a Phosphor und 9,1 t/a Stickstoff. Dies entspricht einer derzeitigen Phosphor-Belastung des Sees von 0,45 g/(a m²), die im Bereich durchschnittlicher Phosphor-Belastung schleswig-holsteinischer Seen liegt und einer Stickstoff-Belastung von 11 g/(a m²). Als Hauptquelle (etwa 60 %) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Mit einem Phosphor-Eintrag von 26 % und einem Stickstoff-Eintrag von 18 % haben die besiedelten Flächen einen relativ großen Anteil an der Stoffbelastung des Sees. Die atmosphärischen Einträge betragen jeweils rund 10 % (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2000).

1.2 Bordesholmer See

1.2.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Bordesholmer See liegt am westlichen Ortsrand von Bordesholm im Naturraum Moränengebiet der Oberen Eider. Er ist zusammen mit dem Mühlenteich und dem Einfelder See in die Bordesholmer Seenrinne eingebettet. Die Bordesholmer Seenrinne entstand während der Weichselkaltzeit dadurch, dass sich ein Schmelzwasserfluss noch vor dem Einsetzen intensiver Abtauprozesse des im Untergrund anstehenden Toteises in eine eiszeitliche Schotterebene einschneidet. Dabei wurde ein 500 m breites Kastental rund 8 m in das Hauptsanderniveau eingetieft. Heute noch am Westufer erhaltene Seeterrassen deuten auf einen ehemals deutlich höheren Wasserspiegel hin. Sein Einzugsgebiet ist im Verhältnis zum Seevolumen mäßig groß. Der See besitzt 5 Zuläufe, der größte Zulauf ist der Kalbach, der mit ca. 13 km² Fläche etwa 70 % des Einzugsgebietes entwässert. Der Ablauf, der Stintgraben, wird über ein Wehr reguliert und mündet in die Eider. Von April bis Oktober 1998 wurden keine nennenswerten Abflüsse festgestellt. Als Höchstwert wurden im Januar 1998 232 l/s entsprechend einer Abflusspende von 13 l/(s km²) festgestellt. Der Seewasserstand schwankte 1998 im Jahresverlauf relativ stark um 96 cm, der im allgemeinen unruhigen Ganglinienbewegung des Sees entsprechend. Das ca. 18,3 km² große, oberirdische Einzugsgebiet des Sees wird zu gut 85 % landwirtschaftlich genutzt. Der Waldanteil liegt mit 5 % sehr niedrig. Bebaut sind ca. 1 % des Einzugsgebietes. Die Zahl der Dungeinheiten (DE) liegt bei durchschnittlich 0,45 DE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

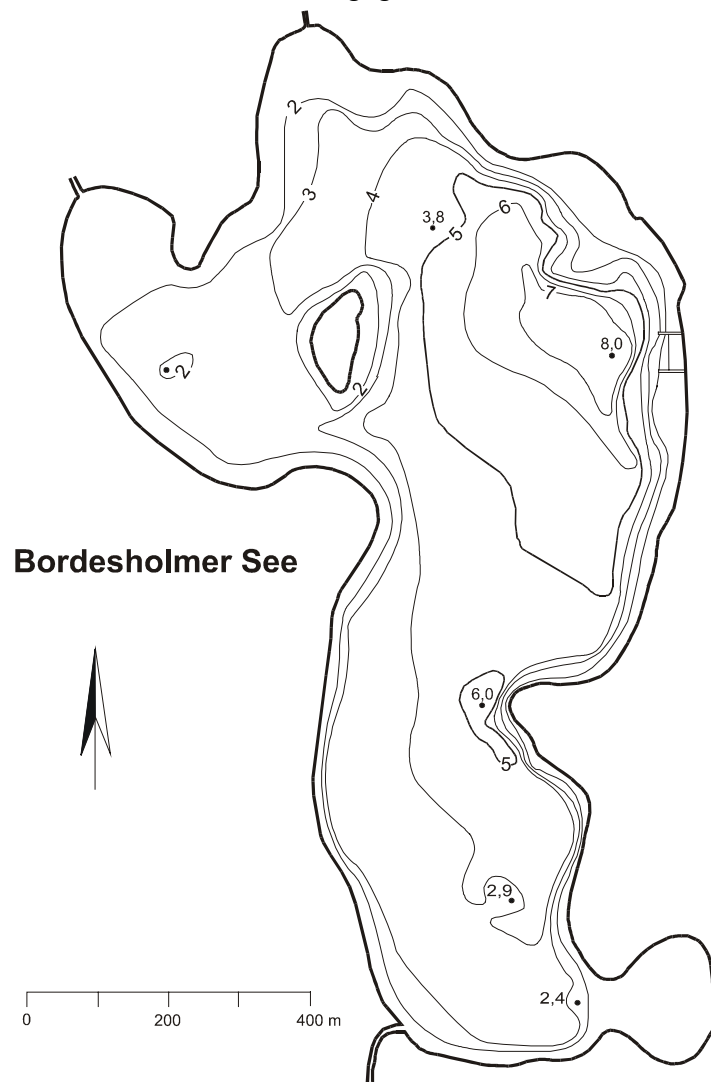


Abb. 2: Tiefenlinien des Bordesholmer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

1.2.2 Topographie und Morphometrie

Das Seebecken ist S-förmig. In seinem erweiterten nördlichen Teil befindet sich eine Insel, zwischen ihr und Bordesholm liegt die tiefste Stelle des Sees mit 8 m. Der südliche Teil des Sees ist überwiegend flach mit Tiefen um 4 m.

Tab. 3: Topographie und Morphometrie des Bordesholmer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
2,32	0,7	8,0	3,3	1150	810	1,7	1,4	5,8	0,4

1.2.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der See ist durch seine mäßige Tiefe im Sommer wiederholt kurzzeitig thermisch geschichtet und wieder durchmischt. Im Frühjahr 1998 wurde Gesamt-Phosphor in hoher (ca. 130 µg/l) und Gesamt-Stickstoff in sehr hoher Konzentration (5400 µg/l) nachgewiesen. Die Phosphorkonzentrationen im Frühjahr lagen früher bei 220 µg/l P. Im Sommer wurde im oberflächennahen Wasser eine für instabil geschichtete Seen typische Phosphoranreicherung (auf 160 µg/l bis 200 µg/l TP) beobachtet. Über dem Grund wurden Werte bis zu 480 µg/l TP gemessen. Dies deutet bei gleichzeitiger Sauerstofffreiheit über dem Grund auf interne Düngungsprozesse durch Phosphorfreisetzungen aus dem Sediment hin. Durch die wiederholte Durchmischung des Wassers stand der Phosphor den Algen auch im durchlichteten Oberflächenwasser zur Verfügung.

Die Gesamtstickstoff-Konzentrationen nahmen zum Sommer hin ab, wobei auch hier tendenziell über dem Grund höhere Werte festzustellen waren als an der Oberfläche. Über dem Grund stiegen die Konzentrationen von Phosphat und Ammonium während der Schichtungsphasen im Mai und August stark auf 400 µg/l PO₄-P bzw. 1900 µg/l NH₄-N an. Das Wasser war gut gepuffert (Säurekapazität 2,0 - 2,7 mmol/l), trotzdem wurden im Sommer im oberflächennahen Wasser sehr hohe pH-Werte bis 9,7 festgestellt. Eine hohe Sauerstoff-Sättigung an der Wasseroberfläche von 220 % im August 1998 weist auf eine sehr hohe Algenproduktion hin. Im Frühsommer wurden 125 % Sättigung festgestellt. Bereits kurz nach Einsetzen der thermischen Schichtung im Mai war ab 6 m Wassertiefe kein Sauerstoff mehr festzustellen. Im Sommer war das Wasser während vorübergehender schwacher Schichtungsphasen schon ab 5 m sauerstofffrei und enthielt Schwefelwasserstoff. Auch die Chlorophyll a-Konzentrationen zeigen mit Werten zwischen 30 µg/l und 80 µg/l Chlorophyll a eine hohe Produktivität des Planktons an, die durch interne Düngungsprozesse als Altlast der früher höheren Belastung des Sees gefördert wird. Die Chlorophyllkonzentrationen lagen in der gleichen Größenordnung wie Mitte der 1980er Jahre. Die Ganglinie der Sichttiefe schwankte im Frühjahr um 1 m. Im Sommer sank die Transparenz des Wassers bis auf 0,6 m. Ab September stieg die Sichttiefe wieder auf maximal 1,8 m im Winter an. Der Bordesholmer See hat aufgrund seines mäßig großen Einzugsgebietes und seiner geringen Tiefe Voraussetzungen für einen eutrophen Zustand. Die Trophiebewertung des Sees nach der LAWA-Richtlinie (LAWA 1998) ergibt einen polytrophen (p1) Ist-Zustand und eine leichte Verbesserung gegenüber 1985 (Ist-Zustand p2). Zwischen dem Referenzzustand und dem heutigen Zustand besteht damit eine Diskrepanz von zwei Bewertungsstufen. Das entspricht einer Bewertung von 3 auf einer 7-stufigen Skala.

Vegetationsmittelwerte zur Darstellung in einer Tabelle lagen leider nicht vor.

1.2.4 Flora und Fauna

Die Ufervegetation des Sees wurde 1998 im Auftrag des Landesamtes von Kölbel grob erfasst (Kölbel 1998). Das Röhricht wird hauptsächlich von *Phragmites australis* gebildet. Am Westufer und südlichen Ostufer bildet es nur einen schmalen Streifen und wird regelmäßig durch dominante Bestände von *Glyceria maxima* ersetzt. Die häufig auftretenden Pflanzen *Iris pseudacorus* und *Sparganium erectum* spiegeln die hohe Trophie des Sees wider. Breitere Schilfbestände finden sich am Südufer, in der Südbucht und im Siedlungsbereich. Der Röhrichtgürtel weist durchgehend Störstellen auf und enthält mit Ausnahme des Strauß-Gilbweiderich *Lysimachia thyrsiflora* keine gefährdeten Arten. Größere Schwimmblattbestände aus See- bzw. Teichrosen sind nur in der Bucht bei der Einmündung des Kalbaches sowie in der Südbucht zu finden. Als einzige submerse Makrophytenart wurden vereinzelte Exemplare des Teichfadens *Zannichellia palustris* angetroffen.

Das Plankton im See wurde 1998 im Auftrag des Landesamtes von Speth untersucht (Speth 1998a). Im März dominierten kleine, centrische Diatomeen, begleitet von einem hohen Anteil an Chlorophyceen, wobei die kleinzelligen Formen bzw. kleine Coenobien (*Tetrastrum spp.*, *Scenedesmus spp.*) überwogen. Begeißelte Grünalgen der Gattung *Chlamydomonas* und die Cryptophyceen *Rhodomonas spp.* und *Chroomonas spp.* traten jeweils in mittleren Häufigkeiten auf. Ende Mai waren Phytoplankter insgesamt weniger häufig. Jedoch prägten jetzt größere Formen, wie die koloniebildenden Chlorophyceen-Gattungen *Pediastrum*, *Coelastrum*, *Pandorina* und *Eudorina*, sowie größere Einzelzellen von *Staurastrum spp.* das Erscheinungsbild der Probe. Darüber hinaus traten bereits verschiedene Cyanobakterien in geringen Häufigkeiten auf, welche (v.a. *Microcystis*) dann im Juli zusammen mit dem Dinoflagellat *Ceratium spp.* vorherrschten. Im August hatten sich *Microcystis aeruginosa* und *M. flos-aquae* massenhaft entwickelt, begleitet von *Microcystis wesenbergii*. Der Anteil fädiger Cyanobakterien, insbesondere verschiedener luftstickstofffixierenden *Anabaena*-Arten, war im August ebenfalls sehr hoch. Die Bedeutung von *Ceratium spp.* trat demgegenüber zurück. Ebenso nahm die im Juli häufig anzutreffende, lange Fäden bildende Kieselalge *Aulacosira granulata* im August an Häufigkeit ab.

Im Zooplankton dominierten im März 1998 die Rotatorien *Keratella cochlearis* und *Polyarthra dolichoptera*, sowie Nauplien. Diese Arten bzw. Stadien können sich von den kleinen Algenzellen, die zum Großteil das Frühjahrsphytoplankton bildeten, ernähren. Im Frühsommer traten neben *K. cochlearis* auch Wasserflöhe des "longispina" - Komplexes in mittleren Häufigkeiten auf. Hierbei handelte es sich um eine Assoziation von *Daphnia galeata*, *D. cucullata* und ihre Hybride. Von den vorliegenden Proben aus dem Bordsesholmer See ist in der Frühsommer-Probe der Anteil filtrierender herbivorer Zooplankter am größten, während die Algendichte relativ niedrig war. Dies lässt vermuten, dass die Zooplankter zu der geringen Algendichte zumindest beigetragen haben. Während die Cladoceren im Juli und August an Zahl abgenommen hatten, nahm die Häufigkeit von *Keratella cochlearis* im Juli noch einmal stark zu und blieb auch im August im mittleren Bereich erhalten. Die für *K. cochlearis* als Futterorganismen geeigneten *Rhodomonas spp.* waren auch im Juli in mittleren Abundanzen vorhanden. Darüber hinaus deutet die Dominanz von Rotatorien auf das Vorherrschen der Detritusfraßkette hin.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Bordesholmer See wurde im Auftrag des Landesamtes 1998 von Otto untersucht (Otto 1998a). In allen untersuchten Tiefen (5 m, 6 m, 8 m) wurden Faulschlammsedimente mit starkem Schwefelwasserstoffgeruch festgestellt. Dementsprechend stellt sich die Sedimentfauna mit 3 Taxa als sehr artenarm dar. Alle gefundenen Tiere sind charakteristisch für die Tiefenzone, es ist also davon auszugehen, dass der Seegrund bereits in 5 m Tiefe aufgrund der Sauerstoff- und Substratverhältnisse für Tiere des Uferbereiches nicht mehr besiedelbar ist. Dies ist für einen instabil geschichteten See wie den Bordesholmer See erstaunlich. Auch die Tiefenfauna kann den Seegrund nur in geringer Dichte besiedeln. Chironomidenlarven aus der *Chironomus plumosus* - Gruppe traten nur als Einzelfund in 5 m und 6 m Tiefe auf. Selbst die widerstandsfähige Büschelmückenlarve *Chaoborus flavicans* erreicht in der größten Tiefe mit weniger als 1000 Tieren/m² nur geringe Dichten. Schlammröhrenwürmer wurden in 6 m Tiefe als Einzelfund festgestellt. Die Arten- und Individuenarmut zeigt eine große Übereinstimmung mit den Ergebnissen von Untersuchungen aus den 1980er Jahren.

Nach Angaben des Amtes für ländliche Räume Kiel, Abteilung Fischereiverwaltung, werden im Bordesholmer See Aal (*Anguilla anguilla*), Große Maräne (*Coregonus lavaretus*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Zander (*Stizostedion lucioperca*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Hecht (*Esox lucius*), Plötze (*Rutilus rutilus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) und Brasse (*Abramis bjoerkna*) gefangen, letztere massenhaft. Hauptwirtschaftsfisch ist der Aal, der auch besetzt wird. Im See überwiegen demnach die nicht wirtschaftlich nutzbaren Fische. 1997 wurden ca. 90 kg/ha Fisch gefangen, davon waren 13 kg/ha Speisefische. 1993 und 1996 wurde eine Weißfischabfischung durchgeführt, wobei 1800 kg Brassen gefangen wurden.

1.2.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Umgebende Nutzungen am Westufer sind Getreide- bzw. Maisfelder sowie Rübenanbau und Ansaat- bzw. Weidegrünland. Am Ostufer liegen Rinderweiden sowie der Ort Bordesholm, der auch das Nordufer bestimmt und insgesamt etwa ein Drittel des Seeufers prägt. Der See wird durch einen gewerblichen Fischer und einen Angelsportverein bewirtschaftet. Die Befischung erfolgt mit Kasten-, Flügel- und Pärchenreusen. Einmal im Jahr wird Zugnetzfischerei betrieben. Der Angelsportverein hat ca. 30 Boote und knapp 100 aktive Mitglieder. Darüber hinaus werden Tageskarten an Gastangler vergeben. An etwa ein Viertel der Uferlinie grenzen Privatgrundstücke an. Am Ostufer im Bereich der Ortslage Bordesholm liegt eine Badeanstalt und ein größerer Steg sowie zahlreiche kleinere Stege und Badestellen. Darüber hinaus gibt es 10 ausgewiesene Uferangelplätze.

In die Verbesserung der Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Bordesholmer Sees sind in den letzten 10 - 20 Jahren insgesamt 10 Millionen DM investiert worden. Heute entwässert das Abwasser der Kläranlage Blumenthal mit 1270 Einwohnerwerten (EW) in den Oberlauf des Kalbaches. Diese Kläranlage ist mit einer P-Fällung ausgerüstet. In der Klärteichanlage Sören mit 200 EW wird Abwasser aus der Mischkanalisation gereinigt und in einen Nebenbach des Kalbaches eingeleitet. Darüber hinaus liegen im Einzugsgebiet des Sees verteilt Hauskläranlagen mit insgesamt 216 EW, die alle nach DIN 4261 nachgerüstet sind. Aufgrund der Flächennutzung und der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet sowie der Niederschlagsbeschaffenheit wurden die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Bordesholmer See grob abgeschätzt. Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und

durch Niederschlag lagen insgesamt bei 966 kg P/a und 27 t N/a, bzw. auf die Seefläche bezogen bei 1,37 g P/(m² a) und 38 g N/(m² a). Damit hat sich die Phosphorflächenbelastung gegenüber 1985 etwa halbiert, sie liegt aber über dem schleswig-holsteinischen Durchschnitt. Als Hauptquelle (ca. 70 -80 %) für beide Stoffe ist heute die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Die Abwasserbeseitigung hat mit 24 % einen noch immer relativ hohen Anteil an der Phosphor-Belastung. Insgesamt ist die Verbesserung der Wasserqualität noch nicht so weitreichend, dass eine grundlegende Erholung des Bordesholmer Sees eingeleitet wäre. Entsprechend dem hohen Anteil der Landwirtschaft an der Belastung des Sees sind zur Entlastung des Bordesholmer Sees in erster Linie Maßnahmen in diesem Bereich zu ergreifen. Hierbei muss nicht das gesamte weitläufige Einzugsgebiet, sondern vordringlich die gewässernahe Nutzung sowie die Nutzung von Grenzertragsstandorten wie z.B. Niedermoor und erosionsgefährdeten Flächen berücksichtigt werden (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 1998b).

1.3 Brahmsee

1.3.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Brahmsee liegt im Östlichen Hügelland nördlich von Nortorf nahe dem Übergang zur Geest im Naturpark Westensee. Er ist in eine in Nord-Süd-Richtung verlaufende Rinne im weichsel-eiszeitlichen Sandergebiet eingebettet, das sich den Westensee-Stauchmoränen im Süden anschließt. Der Brahmsee gehört zu der Nortorfer Seenkette, deren Seen (Wardersee, Pohlsee, Manhagener See, Borgdorfer See) eine hydrologisch eng miteinander verbundene Seengruppe bilden. Das Rinnensystem wird von Hormann 1969 (Müller, 1981), als ein subaerisch über Toteis angelegtes Kastental mit nachgesacktem Talboden interpretiert.

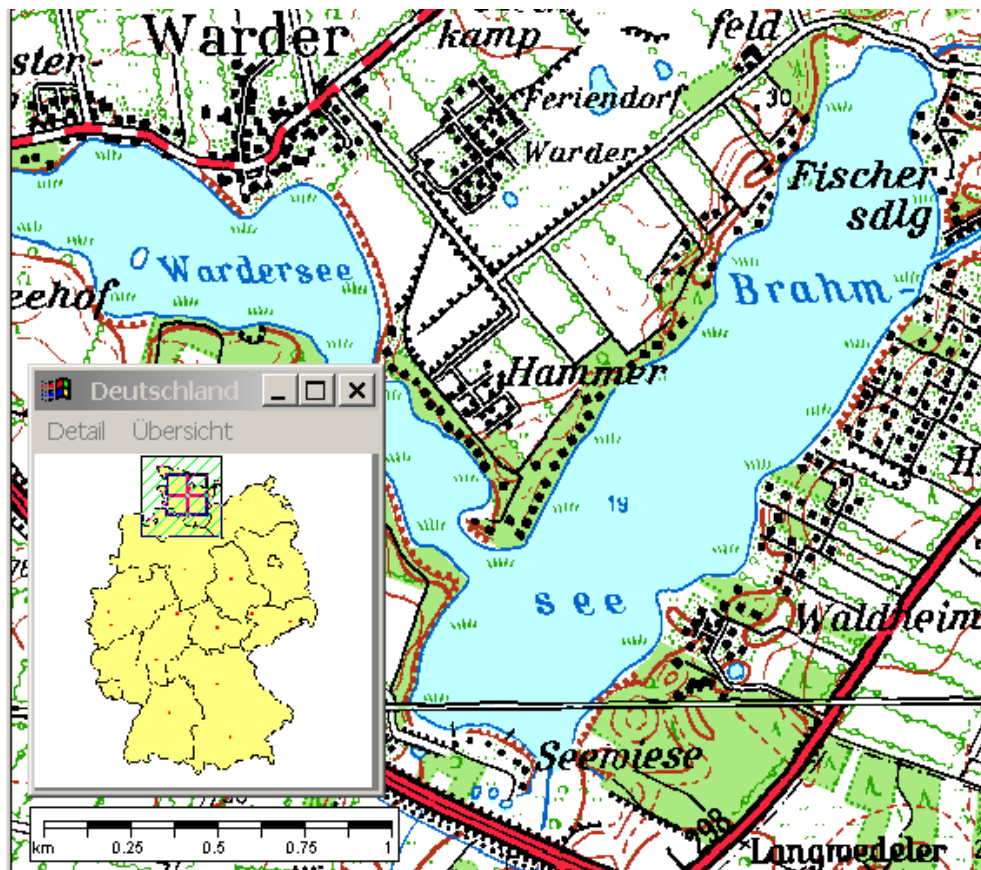


Abb. 3: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)

Die umgebenden Böden sind überwiegend sandig. Am Südufer findet sich, südlich bis zum Borgdorfer See ausgedehnt, ein Niedermoor. Der Brahmsee wird im Norden von der Manhagener Au aus dem Pohlsee/Manhagener See gespeist und im Nordosten über die Mühlenau aus dem Lustsee, die nach der Vereinigung mit der Olendieksau in den Brahmsee mündet. An der Manhagener Au wurden im Jahr 1997 Zulaufmengen von 13 l/s (November) bis 232 l/s (März) gemessen, dies entspricht Abflussspenden von 1 l/(s·km²) bis 18 l/(s·km²). An der Mühlenau betrugen die Abflussspenden zwischen 3 l/(s·km²) (Juli) und 23 l/(s·km²) (Februar). An beiden Zuläufen kommt es bei hohen Wasserständen des Brahmsees zu einem Rückstau. Im Süden fließt die Wennebek aus dem Borgdorfer See zu. Die Wasserstände an der Wennebek wurden am Auslauf des Borgdorfer Sees kontinuierlich über einen Schreibpegel in den Jahren 1994/95 registriert. Die mittlere Abflussspende der

beiden Sommerhalbjahre lag bei 9 l/(s·km²), die der Winterhalbjahre bei 25 l/(s·km²), es resultierte eine mittlere Abflussspende von 17 l/(s·km²). Der Brahmsee erhält außerdem Wasser aus einem kleinen entwässerten Moor am nördlichen Ostufer. Er entwässert unmittelbar über einen etwa 100 m breiten Durchlass in den Wardersee.

Das oberflächliche Einzugsgebiet hat eine Größe von 58,1 km². Das Teileinzugsgebiet des Brahmsees (38,15 km², ohne die Einzugsgebiete des Pohlsees/Manhagener Sees, des Borgdorfer Sees und des Lustsees) wird zu rund 60 % landwirtschaftlich genutzt, wobei der Grünlandanteil (32,3 %) etwas höher ist als der Ackeranteil (26,9 %). Die bewaldete Fläche ist mit 20,8 % sehr hoch. Bebaut sind 8,9 % des Einzugsgebietes. 3,4 % der Flächennutzung entfallen auf Wasserflächen und 7,6 % auf Sonstiges. Die Zahl der Dungeinheiten (DE) liegt bei durchschnittlich 0,88 DE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

1.3.2 Topographie und Morphometrie

Der See hat eine langgestreckte ovale Form und ist wenig strukturiert. Unter Wasser fallen das Ost- und das Westufer steil ab. Der südliche Seebereich ist mit maximal 6 m Tiefe recht flach. Die tiefste Stelle des Sees liegt mit 10,4 m nahe der Mitte des Ostufers.

Tab. 4: Topographie und Morphometrie des Brahmsees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
5,92	1,02	10,4	5,8	2400	550	1,5	1,5	6,5	0,30

1.3.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Brahmsee ist aufgrund seiner relativ geringen Tiefe im Verhältnis zur Seefläche im Sommer nur schwach thermisch geschichtet. Im Frühjahr 1997 wurden relativ hohe Konzentrationen von 100 µg/l TP und 4200 µg/l TN festgestellt. Im Juni und Juli hatte sich die Gesamt-Phosphorkonzentration auf Werte von 58 µg/l bzw. 63 µg/l reduziert, die Stickstoffkonzentration war bis auf 1900 µg/l zurückgegangen. Nur die Konzentration von Ammonium stieg, bedingt durch Zehrungsprozesse, auf 1200 µg/l NH₄-N über dem Grund. Im August war die Phosphor-Konzentration im Oberflächenwasser durch eine Vermischung mit dem nährstoffreicheren Tiefenwasser (130 µg/l TP) wieder auf die Frühjahrskonzentration angestiegen. Gelöste Kieselsäure war im März in hoher Konzentration von fast 6 mg/l vorhanden. Im Gegensatz dazu war die Konzentration im Juli auf 0,3 mg/l SiO₂ im Oberflächenwasser gesunken.

Tab. 5: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1997, alle Tiefen (Ausnahme TP_{Früh}: Monatswert April 1997). (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,7	451	30,1	1,5	2,0	73,7	98,0

Das Wasser war in der ersten Jahreshälfte gut gepuffert und erreichte im Juni einen Spitzenwert der Säurekapazität von 2,7 mmol/l. In den Monaten Juli und August war die Säurekapazität auf 1,9 mmol gesunken, einhergehend mit hohen pH-Werten von 9,1. Wahrscheinlich hatte durch die Photosynthese der Algen eine biogene Entkalkung des Wassers stattgefunden. Die Calcium-Konzentration war mit 70 mg/l ebenso wie die Leitfähigkeit von 460 μ S/cm durchschnittlich für schleswig-holsteinische Seen. Sauerstoff-Übersättigungen an der Wasseroberfläche von 150 % im Juli und 180 % im August weisen auf eine hohe Algenproduktion hin. Mitte Juli war in 7 m Tiefe kein Sauerstoff mehr vorhanden, im August begann diese Zone bereits in 4 m Tiefe. Die Ganglinien der Sichttiefe zeigten 1997 und 1998 jeweils im Mai Klarwasserstadien mit Maximalwerten von 2,1 m bzw. 2,5 m. Die minimalen Sichttiefen lagen bei 0,5 m, während sie bei früheren Untersuchungen im Jahr 1982 bei 1,50 m lagen. Die Chlorophyll-Konzentrationen waren im Sommer 1997 mit 32 μ g/l und 49 μ g/l Chl a höher, als die Vergleichswerte aus dem Jahre 1982 (10 μ g/l und 36 μ g/l Chl a). Ein Vergleich der Phosphor-Werte ist leider nicht möglich, da sich die Untersuchungsmethoden geändert haben. Nach LAWA-Richtlinie ist der potentiell natürliche Zustand (unbelasteter Zustand, der seinen naturräumlichen Randbedingungen entspricht) des Brahmsees mesotroph. Mit diesem Bewertungsansatz (LAWA 1998) errechnet sich für 1997 ein Istzustand von hoch eutroph (e2). Aus dem Unterschied zwischen potentiell natürlichem und dem Istzustand ergibt sich die Bewertungsstufe 3.

1.3.4 Flora und Fauna

Die Ufervegetation des Sees wurde 1997 im Auftrag des Landesamtes von Kölbel grob erfasst (Kölbel 1997b). Das Röhrichtvorkommen des Brahmsees ist auf etwa drei Viertel der gesamten Uferlinie durch Seegrundstücke gestört. Am Nordufer wird der Schilfgürtel (*Phragmites australis*) flankiert bzw. weiter östlich sogar teilweise durch Dominanzbestände von *Sparganium erectum* und *Typha angustifolia* ersetzt. Am nördlichen Ostufer erreicht das vielfach durch Stege zerteilte Röhricht eine Breite von 3 – 10 m. Es ist vereinzelt mit *Schoenoplectus lacustris* durchsetzt. Vielfach wird es auch durch einen Saum aus *Glyceria maxima* mit *Epilobium hirsutum* und *Typha angustifolia* ersetzt, teilweise auch durch *Carex gracilis* oder *Phalaris arundinacea*. In einer stark verlandeten Bucht am mittleren Ostufer erreicht das Röhricht eine Breite von 30 m. Am weniger gestörten, südlichen Ostufer zieht sich ein geschlossener Röhrichtgürtel (5 – 15 m breit) entlang. Allerdings wird das Schilf stellenweise ganz durch *Glyceria maxima* ersetzt oder es kommt noch zusätzlich *Schoenoplectus lacustris* vor. Der schmale Schilfgürtel des dichter besiedelten Westufers ist – mit Ausnahme des südlichen Abschnitts, der einen geschlossenen Röhrichtgürtel aufweist - von geringer Vitalität und insgesamt stärker gestört als der des Ostufers. Eine Schwimmblattzone aus *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea* war stellenweise am Nord- und Ostufer vorhanden. Ansonsten siedelten kleine Bestände von *Nuphar lutea* an den südlich gelegenen Uferabschnitten, während *Nymphaea alba* am Westufer vereinzelt angesiedelt war. Die Unterwasservegetation des Brahmsees wies im Untersuchungsjahr vier Arten auf. So siedelten am Nord- und Ostufer *Ranunculus circinatus*, *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* sowie *Potamogeton perfoliatus* in dichten Matten fädiger Grünalgen. *Elodea nuttallii*, die hier teilweise Massenbestände aufbaute, ist ein aus Nordamerika eingeschleppter Neophyt und hat sich in eutrophen, stehenden und fließenden Gewässern eingebürgert. *Potamogeton perfoliatus* siedelte außerdem noch im Bereich der Badestelle am

Südufer und sporadisch am Westufer. Bei früheren Untersuchungen (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1984) war *Potamogeton perfoliatus* 1978 ebenso wie *P. crispus*, *P. obtusifolius* und *P. praelongus* z.T. sogar bestandsbildend. 1982 waren diese Laichkräuter jedoch nicht mehr nachzuweisen. Andere Laichkraut-Arten, wie *Potamogeton compressus*, *P. lucens* und *P. pectinatus*, die sowohl 1978 als auch 1982 kartiert wurden, schienen 1997 verschwunden zu sein. Der flache Mündungsbereich der Wennebek ist in ganzer Breite von dichten *Elodea*-Matten auf über 2 m mächtigem Faulschlamm besiedelt. Zusätzlich wird der Nährstoffreichtum dieses Zulaufes durch das Vorkommen von *Lemna gibba* neben *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* unterstrichen.

Das Plankton im See wurde 1997 im Auftrag des Landesamtes von Gunkel untersucht (Gunkel 1997b). Pennate und centrische Diatomeen bildeten neben einigen kleinen Flagellaten wie *Chroomonas acuta* und *Chryptomonas ovata* das Frühljahrsplankton im Brahmsee. Im weiteren Jahresverlauf traten kugelige Chlorophyceen immer mehr in Erscheinung, im August war die koloniebildende Form *Sphaerocystis Schroeteri* Hauptvertreter dieser Algengruppe. Auch die Cyanobakterien wiesen eine verstärkte Entwicklung in den Sommermonaten auf. Die dominanten Formen waren im Juli *Aphanizomenon flos-aquae* und im August *Gomphosphaeria compacta* sowie *Microcystis aeruginosa* und *Microcystis wesenbergii*.

Das Zooplankton des Brahmsees war sowohl artenreich als auch von großer Quantität. Im Frühjahr traten Ciliaten (*Tintinnopsis* sp.) vermehrt auf, im weiteren Jahresverlauf entwickelten sich zunehmend Rotatorien mit mehreren Arten der Gattung *Keratella* neben *Trichocerca similis* und *Pompholyx sulcata*. Die Phyllopoden waren im Sommerplankton mit sechs Arten vertreten, *Chydorus sphaericus* und *Daphnia cucullata* sind hier als Hauptvertreter zu nennen. Bei den Copepoden traten filtrierende (*Eudiaptomus gracilis*) und räuberische (*Cyclops abyssorum*, *Mesocyclops leuckarti*) Arten auf. Sie waren das ganze Jahr über im Plankton vorhanden. Die räuberischen Formen wiesen im Sommer einen hohen Anteil an Jugendstadien auf.

Bei Sedimentanalysen fielen die hohen Gehalte an Zink (220 mg/kg) und Cadmium (2,5 mg/kg) auf. Auch der Bleigehalt war mit 68 mg/kg erhöht (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2001a). Die tierische Besiedlung des Sedimentes wurde 1997 im Auftrag des Landesamtes von Otto untersucht (Otto 1997c). Mit 17 Arten stellte sich die Sedimentfauna des Brahmsees als artenreich dar. Hierbei waren die Mollusken mit 9 Taxa, wie auch bei den Untersuchungen in den Jahren 1978 und 1982 (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1984), am artenreichsten. Allerdings wurde 1997 nur die Erbsenmuschel *Pisidium* sp. lebend gefunden und auch nur bis in eine Tiefe von 5 m. Die höchsten Individuenzahlen in 5 m und 7 m Tiefe wurden von den Oligochaeten mit jeweils rund 2000 Ind./m² gestellt. In 10 m Tiefe dominierte die Büschelmückenlarve *Chaoborus flavicans* mit 2553 Ind./m². Bemerkenswerte Individuenzahlen erreichten die Oligochaeten jedoch auch in 10 m Tiefe (rund 500 Ind./m²) und *Chaoborus flavicans* in 5 m und 7 m Tiefe (350 bzw. 777 Ind./m²). Ebenfalls in allen untersuchten Tiefen trat die Zuckmückenlarve *Procladius* sp. mit 300 - 400 Ind./m² auf. Chironomiden der *Chironomus plumosus*-Gruppe kamen in 7 m und 10 m Tiefe mit rund 400 Ind./m² vor. Die Besiedlung aller untersuchten Tiefen erfolgte durch typische Vertreter der Tiefenzone. Einige mobilere Vertreter der Uferzone wie Gnitzen und Milben konnten wegen der instabilen Schichtung im Brahmsee auch noch an der tiefsten Stelle nachgewiesen werden.

1.3.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die gewerbliche Befischung wurde Ende 1996 aufgegeben. Der See dient als Surf- und Segelrevier (Segelclub). Des weiteren gibt es einen Verleih für Ruder- und Tretboote. Das gesamte West- und Ostufer ist mit Wochenendhäusern besiedelt. Am Nordufer gibt es drei größere Bootsstege mit 21 Booten (Bootsverleih). Insgesamt ist am Brahmsee von etwa 150 Stegen auszugehen. Am Südufer liegt eine Badestelle mit Steg, am Nordufer dient ein sandiger Uferstreifen als Badestelle. Weitere kleine Badestellen fanden sich im Röhricht am südlichen Ostufer. Jenseits der bebauten Seegrundstücke des Westufers wird großflächig Kies abgebaut.

In den letzten 10 Jahren wurde die Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Brahmsees wesentlich verbessert: So wurden z.B. die Kläranlagen der Gemeinde Langwedel mit Phosphatfällungen ausgerüstet. Zum Zeitpunkt der Untersuchung (1997) war folgende Abwassersituation im Teileinzugsgebiet des Brahmsees zu verzeichnen:

- Langwedel, Melkenkamp, 100 EW, Gebietskläranlage mit P-Fällung
- Langwedel, Windmühlenkamp, 150 EW, Gebietskläranlage mit P-Fällung
- Langwedel Campingplatz Brahmsee, 385 EW
- Langwedel Campingplatz Fischerhütte, 70 EW,
- Dätgen, 500 EW, belüftete Teichanlage mit P-Fällung
- Borgdorf-Seedorf, 1150 EW, belüftete Teichanlage mit P-Fällung,

sowie das Abwasser von 31 nachgerüsteten Hauskläranlagen (DIN 4261) mit 102 EW und 228 nicht nachgerüsteten Anlagen mit 752 EW in den Gemeinden Langwedel, Dätgen und Eisendorf. Seit Ende 1999 bzw. Anfang 2000 sind die Gebietskläranlage Windmühlenkamp und die Campingplätze Fischerhütte und Brahmsee stillgelegt worden. Die Abwässer werden dem Amtsklärwerk Ellerdorf zugeleitet. Hierhin werden ebenfalls bereits die Abwässer der Grundstücke am Westufer des Brahmsees abgeführt. Da das Klärwerk in die Bokeler Au einleitet, wird der Brahmsee somit hierdurch nicht mehr belastet. Der Pohlsee/Manhagener See, der Borgdorfer See sowie der Lustsee fungieren als „Vorklärbecken“ für das Wasser aus insgesamt etwa einem Drittel des Einzugsgebietes des Brahmsees. Werden daher die Frühjahrskonzentrationen von Phosphor und Stickstoff in diesen Seen mit einer geschätzten Abflussspende von $10 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ (der Borgdorfer See mit einer ermittelten Abflussspende von $17 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$, s.u.) verrechnet und nur die Nutzung im direkten Einzugsgebiet des Brahmsees wie gewohnt berücksichtigt, lassen sich folgende Einträge abschätzen: Den Pohlsee/Manhagener See verlassen über die Manhagener Au 218 kg Phosphor und 7,2 t Stickstoff, den Borgdorfer See über die Wennebek 438 kg Phosphor und 7,6 t Stickstoff im Jahr. Aus dem Lustsee gelangen über die Mühlenau jährlich 25 kg Phosphor und 1,3 t Stickstoff in den Brahmsee. Aufgrund der Flächennutzung und der Abwasserbeseitigung im Teileinzugsgebiet (ohne Einzugsgebiete Pohlsee/Manhagener See, Borgdorfer See und Lustsee) sowie der Niederschlagsbeschaffenheit wurden die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Brahmsee grob abgeschätzt. Die Einträge aus dem Teileinzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 2,4 t/a Phosphor und bei 55 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (etwa 60 %) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Die Abwasserbeseitigung macht 34 % der Phosphor-Belastung aus, rund 10 % kommen aus der besiedelten Fläche. Der gesamte Eintrag in den

Brahmsee ergibt demnach (als Summe o.g. Einträge) 3,1 t/a Phosphor und 71 t/a Stickstoff. Die Belastung bezogen auf die Seefläche liegt mit 3,0 g/(a·m²) Phosphor 7fach höher als der schleswig-holsteinische Durchschnitt von 0,45 g/(a·m²). Über den Pohlsee/Manhagener See, den Borgdorfer See und den Lustsee kommen demnach in einem durchschnittlich feuchten Jahr 22 % der gesamten Stoffeinträge in den Brahmsee (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2000).

1.4 Dobersdorfer See

1.4.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Dobersdorfer See erstreckt sich im ostholsteinischen Jungmoränengebiet der Probstei auf einer Höhe von 19 mNN zwischen den Gemeinden Dobersdorf und Schlesien. Der Südteil des Sees wird von dem Endmoränenzug der ehemaligen inneren Selenter Eisrandlage umgeben. Aus nördlicher Richtung vorgedrungene Eiszungen vertieften das Seebecken des Grundmoränensees (Treter 1979). Die daraus entstandene Hohlform wurde durch Toteis konserviert. Über die Jarbek-Niederung besteht eine Verbindung zwischen dem Dobersdorfer See und dem Passader See. Heute erfolgt die Regulierung der Wasserstände beider Seen über ein Wehr am Passader See. Nach Angaben der Preußischen Landesaufnahme 1877 ist der Wasserstand um etwa 1,9 m gesenkt worden. Dadurch haben sich 1 - 1,5 m über dem aktuellen Wasserspiegel Terrassen gebildet. Der Dobersdorfer See hat natürlicherweise Voraussetzungen für einen relativ geringen Nährstoffeintrag, da er im Verhältnis zu seiner Wasseroberfläche ein sehr kleines oberirdisches Einzugsgebiet von 24,2 km² Größe besitzt. Ca. 60 % der Fläche des Einzugsgebietes werden landwirtschaftlich genutzt, wobei der Grünlandanteil mit 21% gering ausfällt. Weitere 21 % der Gesamtfläche sind bewaldet und 3,7 % sind bebaut. Auf Sonstiges entfällt u.a. die Wasserfläche. Die Selkau bei Schlesien ist von neun einmündenden, meist kleineren Gräben der mengenmäßig bedeutendste Zufluss des Sees und weist ein oberirdisches Einzugsgebiet von 7,98 km² auf. Die über die Abflusskurve ermittelte Jahreszulaufmenge der Selkau von Nov. 1990 – Okt. 1991 betrug $23,4 \cdot 10^5 \text{ m}^3$ entsprechend einer mittleren jährlichen Abflussspende von $9,4 \text{ l/(s km}^2\text{)}$. Die Entwässerung erfolgt über die Jarbek in den Passader See. Die Jahresabflussmenge lag hier für 1990/1991 bei $71,3 \cdot 10^5 \text{ m}^3$ (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995a).



Abb. 4: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)

1.4.2 Topographie und Morphometrie

Der 3,1 km² große See gliedert sich in ein westliches Becken mit maximal 6,4 m und ein östliches Becken mit maximal 18,8 m Wassertiefe. Durch die Möweninsel sind beide voneinander getrennt.

Tab. 6: Topographie und Morphometrie des Dobersdorfer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
16,90	3,12	18,8	5,4	2700	1820	1,6	2,6	7,3	2,30

1.4.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Zeitweilig auftretende thermische Schichtungen im See sind sehr instabil, da die mittlere Tiefe gering und der See sehr windexponiert ist. Der Dobersdorfer See gehört zu den kalkreichen, polymiktischen Seen in Schleswig-Holstein. Zur Zeit der Frühlingsalgenblüte sind in den oberflächennahen Bereichen Sauerstoffübersättigungen bis 140 % messbar. Im tiefen Becken treten stabile thermische Schichtungen auf. Zu Zeiten thermischer Schichtung wie im Sommer 1991 trat ein Sauerstoffminimum im Metalimnion auf und auch im Hypolimnion herrschte bei Konzentrationen von 0–2 mg/l Sauerstoffmangel. Die Gesamtstickstoffkonzentrationen lagen zu Beginn des Jahres 1991 bei 1,9 mg/l. In der sommerlichen Schichtungsphase kam es im Epilimnion zu einer Verarmung, im Hypolimnion zu einer Anreicherung auf maximal 2,3 mg TN/l. Nitratstickstoff war zu Jahresbeginn in einer Konzentration von ca. 1,4 mg/l vorhanden und wurde dann bis Mai unter die Bestimmungsgrenze von 0,5 mg/l aufgezehrt. Die Ammoniumkonzentrationen lagen oberflächennah und nach Durchmischung bei ca. 0,05 mg/l. Allerdings wurde im Mai ein sprunghafter Anstieg auf 0,1 mg NH₄-N/l gemessen und während der Schichtung des Sees waren die Werte auch im Hypolimnion erhöht. Die Gesamtphosphorkonzentrationen schwankten 1991 in der gesamten Wassersäule zwischen 50 µg/l und 130 µg/l, im Mai und Juni sanken sie jedoch unter die Nachweisgrenze von 20 µg/l. Während der sommerlichen Schichtung ergab sich im Hypolimnion ab 16 m Tiefe ein kurzzeitiger drastischer Anstieg auf 500 µg TP/l. Orthophosphat lag bereits im Februar unter der Nachweisgrenze von 20 µg/l und war erst im August wieder im Epilimnion nachweisbar. Ein Vergleich mit Untersuchungsergebnissen von 1980/1981 ergab eine Abnahme der TN-Konzentrationen, die zum erstgenannten Zeitpunkt im Mittel bei ca. 2 mg/l lagen und auch eine Abnahme der mittleren TP-Konzentrationen um mehr als die Hälfte. Die Sichttiefe des Sees lag 1991 im Jahresmittel bei 2 m und maximal bei 3,7 m. Von April bis Juni stellte sich ein Klarwasserstadium mit Sichttiefen um 3 m ein. Die mittlere Chlorophyll a-Konzentration ergab 19 µg/l. Im Untersuchungszeitraum 1980/1981 wurde noch eine mittlere Chl a-Konzentration von 29 µg/l und ein Spitzenwert von 92 µg/l ermittelt, die ebenso wie die hohen Nährstoffkonzentrationen und der angespannte Sauerstoffhaushalt zur Klassifizierung des Sees als polytrophes Gewässer führte (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995a). Die aktuellen Chl a-Konzentrationen und Sichttiefen (Tab. 7) deuten bei geringer Veränderung der TP- und TN-Konzentrationen eine im Vergleich zu 1991 gesteigerte Primärproduktion an. Allerdings handelt es sich bei den aktuellen Trophieparametern

um Vegetationsmittelwerte. Nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) ergibt sich aktuell ein Trophiezustand von eutroph (e2). Der trophische Referenzzustand, ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient, weist den See nach (LAWA 1998) als natürlicherweise mesotroph (m) aus.

Tab. 7: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,5	430	36,1	1,1	1,42	70	50

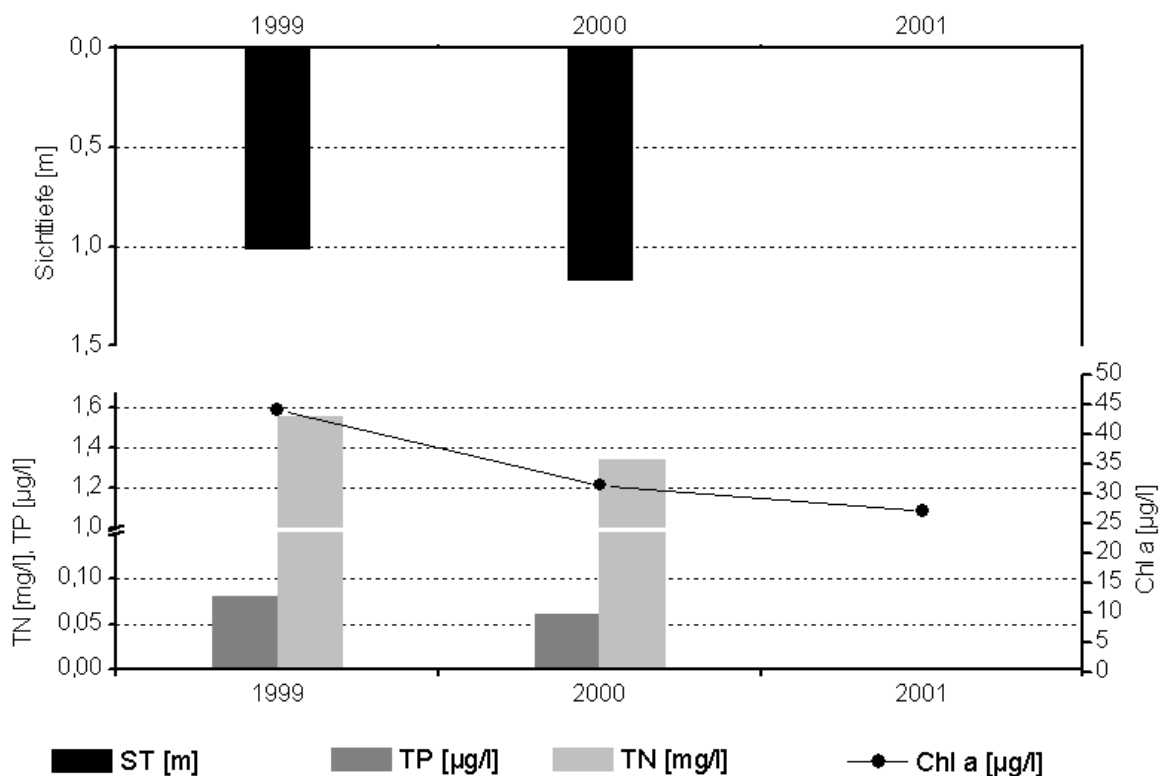


Abb. 5: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Dobersdorfer See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

1.4.4 Flora und Fauna

Die Makrophytenvegetation wurde 1991 im Auftrag des Landesamtes von Kaiser untersucht (Kaiser & Spieker 1992). Der Dobersdorfer See ist in weiten Uferbereichen von einem Röhrichtgürtel umsäumt, in dem als Hauptart *Phragmites australis* vorherrscht. Daneben enthält der Schilfgürtel in größeren Beständen *Schoenoplectus lacustris* und *Typha angustifolia*. Breite Schilfbestände finden sich

im westlichen Seeteil. An den nördlichen und östlichen Uferbereichen ist das Röhricht nur schütter ausgeprägt. Hier finden sich vermehrt *Phalaris arundinacea* und *Carex sp.* Am südlichen Teil des Sees, nordwestlich von Jasdorf, liegt ein Verlandungsgebiet, welches eine Zone mit der Schwimmblattart *Nuphar lutea* vor einem breiten Schilfgürtel aufweist, der u.a. auch *Phalaris arundinacea* und *Iris pseudacoris* enthält. *Nuphar lutea* bildete 1991 auch am windgeschützten Westufer und besonders in Buchten flächige Bestände. Bei den submersen Makrophyten waren die dominierenden Arten *Potamogeton pectinatus*, *P. perfoliatus*, *Ranunculus circinatus* und *Zannichellia palustris*. *Elodea canadensis* trat regelmäßig auf, ohne jedoch eine Massenentwicklung zu zeigen. Als Arten mit geringen Nährstoffansprüchen sind *Chara gymnophylla/vulgaris* var. und *Ch. delicatula* zu nennen, wobei letztere nur in Einzelexemplaren nachgewiesen wurde. Insgesamt wurden im Jahr 1991 18 Röhrichtarten und 14 submerse Arten nachgewiesen. Im Vergleich mit Untersuchungsergebnissen von 1980/1981 scheint die Ausdehnung des Röhrichts deutlich zugenommen und sich Lücken geschlossen zu haben (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995a).

Innerhalb des Phytoplanktons dominierten im zeitigen Frühjahr 1991 die Diatomeen mit den centrischen Arten *Stephanodiscus spp.* und *Melosira granulata*. Chlorophyceen erreichten im April mit 97 % ihren maximalen Anteil an der Phytoplanktonzellzahl, wobei kleine coccale Formen überwogen. In den Sommermonaten entwickelten sich verstärkt die Cyanobakterien der Gattung *Microcystis* (*M. aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *M. incerta*) und *Gomphosphaeria* (*G. compacta*, *G. lacustris*). Bezogen auf die Zellzahl lag ihr Anteil bei 88 %. Die Cyanobakterien waren bis in den November die individuenstärkste Algenklasse. Dinophyceen bildeten im Juli/August 1991 maximale Biovolumina von ca. 8 mm³/l, während der anderen Monate hatten die Diatomeen die größten Biovolumenanteile. Im Jahr 1980/1981 verursachte *Microcystis aeruginosa* im September eine Wasserblüte, daneben kamen auch *Planktothrix agardhii* und *Limnothrix redekei* vor, die den Phytoplanktonaspekt nach der zeitigen Frühjahrsvolvolumenblüte dominierten (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995a).

Die Zusammensetzung des Zooplanktons wurde der Häufigkeit nach von den Rotatorien (1991: max. 400 Ind./l) mit der Hauptart *Keratella cochlearis*, einem typischen Vertreter eutropher Gewässer, bestimmt. Die Cladoceren kamen im Frühjahr und Sommer nur in geringen Dichten vor und zeigten erst im Herbst einen Populationsanstieg (1991: max. ca. 250 Ind./l). Neben *Daphnia cucullata* als Hauptart traten *Bosmina longirostris* und *Chydorus sphaericus* auf. Bei den Copepoden dominierten während des Frühjahrs und Sommers Jugendstadien, der Anteil der Adulten nahm erst im Herbst zu, wobei die cyclopoiden Copepoden (Gesamtheit aller Entwicklungsstadien) deutlich abundanter als die calanoiden Vertreter waren (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995a).

Das Makrozoobenthos des Profundals wurde im November 1991 im Auftrag des Landesamtes von Hofmann untersucht (Hofmann 1992). Die Fauna ist in diesem Bereich als artenarm zu bezeichnen und setzt sich aus den Chironomiden *Chironomus plumosus* und *Procladius sp.*, der Büschelmückelarve *Chaoborus flavicans* und Tubificiden zusammen. Auch in 5,5 m Tiefe waren mit Ausnahme von wenigen Ceratopogoniden-Larven (20 Ind./m²) keine Elemente einer sublitoralen Fauna vorhanden. Es lässt sich eine für eutrophe Seen typische Abnahme der Art- und Individuenzahl im unteren Profundal erkennen. Während *Chironomus plumosus* mit 110 – 240 Ind./m² in den untersuchten Tiefen (5,5-6,5 m, 11 m und 19 m) ähnlich häufig vorkam, bevorzugte *Procladius sp.* mit 330 Ind./m² in 5,5 m Tiefe (Probestelle

Schlesien) bzw. 970 Ind./m² (Probestelle vor Tökendorf) das obere und *Chaoborus flavicans* mit maximal 310 Ind./l in 11 m Tiefe das untere Profundal. Unterschiede zwischen den beiden genannten Probestellen zeigten sich hinsichtlich größerer Individuendichten von *Procladius* sp. und den Tubifiziden vor Tökendorf. Während die Tubifiziden hier in 6,5 m Tiefe in einer Dichte von 4660 Ind./m² vorhanden waren, wurden vor Schlesien maximal 2070 Ind./m² in 11 m Tiefe nachgewiesen (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995a).

Der Dobersdorfer See scheint nach Befischungsergebnissen aus den Jahren 1992/1993 (Schubert & Neumann 1993) nur eine geringe Fischdichte aufzuweisen. In dem mit Zugnetzen befischten, mittleren Teil des Sees lag die Fischdichte bei ca. 60 Ind./ha, was einer Biomasse von ca. 10 kg/ha entsprach. Mit dem Echolot konnte auch in anderen Seeteilen keine höhere Fischdichte festgestellt werden. Referenzwerte für eutrophe Seen liegen in der Regel bei 150 – 250 kg/ha. Dabei war der Ernährungszustand von den Barschen und Plötzen normal. Als Ursache wird Nahrungsmangel bei den Jungfischen durch geringe Zooplankton- und Makrozoobenthosdichten angenommen. Nachgewiesen wurden die Arten Plötze (*Rutilus rutilus*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Hecht (*Esox lucius*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Quappe (*Lota lota*), Aal (*Anguilla anguilla*) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*). Durch Besatzmaßnahmen wird der Bestand des Hechts gestützt (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995a).

1.4.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Dobersdorfer See wird nur mäßig vom Tagesausflugsverkehr der Stadt Kiel berührt. Der Südteil des Sees, der als Rastgebiet für verschiedene Enten- und Gänsearten von Bedeutung ist, ist als Naturschutzgebiet ausgewiesen.

1980/1981 waren von den neun Zuflüssen fünf deutlich und drei stark bis außerordentlich stark belastet. Als mengenmäßig wichtigster Zufluss erbrachte die Selkau 17 % der Phosphor-Frachten. Weiterhin mündeten im Bereich um Schlesien drei Abwasserleitungen sowie ein stark belasteter Vorfluter, der etwa 44 % der Phosphor-Befrachtung des Sees verursachte. Durch die Einleitung von nicht oder nur in Hauskläranlagen unzureichend gereinigten Abwässern stellte dieses Gebiet den Belastungsschwerpunkt dar. Nachdem Anfang der 1980er Jahre starke Eutrophierungserscheinungen beobachtet worden waren, wurden umfangreiche Sanierungsmaßnahmen im Abwasserbereich durchgeführt. Im Jahr 1991 wurde eine deutliche Reduktion der Abwasserbelastung im Bereich Schlesien festgestellt. Die verbesserte Abwassersituation im Einzugsgebiet wie die Ableitung des Schmutzwassers aus Schlesien und der Ausbau der Kläranlage Lilienthal mit der 3. Reinigungsstufe hat sich deutlich auf die Gewässerqualität der einmündenden Gewässer ausgewirkt. Die jährlichen Gesamtposphorfrachten konnten annähernd halbiert werden. Da das Einzugsgebiet jedoch vorwiegend landwirtschaftlich genutzt wird, sind die Nährstoffkonzentrationen immer noch recht hoch. So lag der jährliche Stickstoff- und Phosphoreintrag bei ca. 19 t N/a und 321 kg P/a allein aus der Selkau, derjenige von 3 weiteren Zuflüssen zusammen bei 9,5 t N/a und 176 kg P/a. Über weitere Transportwege gelangten zusätzlich noch ca. 12 t N/a und 800 kg P/a in den See. Weitere Planungen zur Sanierung zielen entsprechend auf eine Verringerung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft. Ein Teil der gewässernahen Nutzflächen an der Jarbek wurden bereits ins Extensivierungsprogramm aufgenommen (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995a).

1.5 Domsee

1.5.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Domsee als Südbucht des Großen Ratzeburger Sees liegt südlich von Lübeck. Die ehemalige innerdeutsche Grenze verlief entlang des Seeufers quer durch die Röhrichte. Der Ratzeburger See mit dem Domsee, der Kleine und Große Küchensee schließen die Stadt Ratzeburg ein. Die Aufteilung dieses Gewässersystems in mehrere Seen vor ca. 100 Jahren durch künstlich aufgeschüttete Dämme führte dazu, dass die beiden Küchenseen heute als selbständige Systeme zu betrachten sind.



Abb. 6: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)

Das Ratzeburger Gebiet stellt einen Ausschnitt der Jungmoränenlandschaft des Östlichen Hügellands Schleswig-Holsteins dar, die ihre Entstehung den Gletschern der Weichsel-Vereisung verdankt. Im Umfeld der Ratzeburger Seen stehen ältere Ablagerungen nicht unmittelbar an der Oberfläche an. Eine schmale Eiszunge des großen Lübecker Gletschers drang nach Süden und erodierte im Ratzeburger Bereich ein langgestrecktes Zungenbecken. Die Hohlform, in die das Eis vordrang, wurde bereits während der Saale-Eiszeit angelegt. Im Norden ist die Geländeoberfläche durch wellige Grundmoränen und einzelne höhere Rückzugsstapfen geprägt. Um Fredeburg und Schmilau herrschen fast ebene Sanderflächen vor.

Neben dem Domsee, Kleinen und Großen Küchensee entwässert seit 1925 das Schaalsee-Einzugsgebiet in Richtung Ratzeburger See. Zu der Zeit wurde der Ablauf des Schaalsees in den künstlich entstandenen Schaalseekanal verlegt und speist seitdem das Kraftwerk nahe dem Ratzeburger See. Der Hauptzufluss dieses Seensystems ist neben dem Schaalseekanal, die Jutebek und die aus dem

Mechower See kommende Bäk. Die ersten beiden fließen in den Großen Küchensee, die letztere in den Domsee. In den Großen Ratzeburger See selbst münden viele kleine Gräben. Der Ablauf, die Wakenitz, befindet sich im Norden des Ratzeburger Sees und entwässert Richtung Trave. Das Einzugsgebiet des Großen Ratzeburger Sees und des Domsees hat eine Größe von 319 km². Ohne das Schaalsee-Gebiet wäre es nur 139 km² groß. Es ist im Verhältnis zur Seefläche mäßig groß und besteht aus ca. 20 % Wald, 55 % landwirtschaftlicher Nutzfläche, 15 % Wasserflächen und 10 % Siedlung.

1.5.2 Topographie und Morphometrie

Der Domsee als Teil des Großen Ratzeburger Sees ist eher klein. Seine Längenausdehnung verläuft von Norden nach Süden, wobei der See im Norden breiter ist als im Süden.

Tab. 8: Topographie und Morphometrie (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{max} [m]	B _{max} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
7,75	0,68	16,7	11,4						

1.5.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Domsee ist dimiktisch. Die Leitfähigkeit beträgt im Jahresmittel 410 µS/cm, der pH-Wert liegt bei 8,4. Der See ist mit einer Säurekapazität von 2,7 mmol/l recht gut gepuffert. Er ist mit einer Calcium-Konzentration von 53 mg/l als mäßig kalkreich einzustufen und liegt mit diesem Wert etwas unter dem für Schleswig-Holstein typischen Durchschnitt (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2000). Die Gesamtposphorkonzentration lag im Februar 2000 bei 65 µg/l TP, Gesamtstickstoff bei 850 µg/l TN. Im Sommer kam es im Epilimnion zu einer relativen Verarmung an Nährstoffen. Das sommerliche Mittel betrug dort ca. 30 - 40 µg/l Gesamtposphor und 600 µg/l Gesamtstickstoff. In der Tiefe hingegen war eine Nährstoffanreicherung zu messen. Das Hypolimnion war ab Ende Juni sauerstofffrei. Am Ende des Sommers enthielt das Tiefenwasser etwas Schwefelwasserstoff. Die Sichttiefe lag im Sommer im Domsee bei 2,5 m, die Chlorophyll a-Konzentrationen betrugen im Mittel nur 10 µg/l. Die Klassifikation des Istzustandes der Trophie ergibt nach dem Entwurf der LAWA (LAWA 1998) beim Domsee eine Trophiestufe von eutroph (e1). Das Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser unterstreicht den eutrophen Zustand. Der Referenzzustand lag hingegen bei oligotroph. Es errechnet sich eine Bewertung von 3.

Tab. 9: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000, (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000), Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,2	417	11,1	2,6	0,88	173,5	50,8

1.5.4 Flora und Fauna

Ausführlichere Angaben zum Makrophytenvorkommen finden sich unter Großer Ratzeburger See. Die Ausbildung der submersen Vegetation zeigt im Großen Ratzeburger See inklusive Domsee einen ausgeprägten Nord-Süd-Gradienten, der in zunehmender Eindringtiefe der Makrophyten, in der Vegetationsdichte und in der Artenzusammensetzung zum Ausdruck kommt. Die größte Verbreitungstiefe der Makrophyten wurde im Domsee mit 5,2 m festgestellt. Ein stellenweise geschlossener submerser Pflanzenteppich findet sich nur am Ostufer des Domsees. Im Domsee ist ein kleiner Teichrosen-Bestand (*Nuphar lutea*) in einer geschützten Bucht vor der Badestelle des Campingplatzes „Schwalkenberg“ ausgebildet.

An Zooplankton ist nur *Keratella cochlearis* in relativ geringer Menge angegeben.

Das Makrozoobenthos wurde im Auftrag des Landesamtes von Otto erfasst (Otto 2000b). Der Domsee war mit 57 Taxa der artenreichste See des Ratzeburger Seengebietes. Hinsichtlich der Artenzahl (20 Arten) dominierten die Chironomidae, es traten 3 Litoralarten auf (*Leptphlebia vespertina*, *Microtendipes cf. pedellus*, *Tribelos intextus*), die als Charakterarten nährstoffärmerer Gewässer (meso- bis schwach eutroph) gelten (Fittkau *et al.* 1992). Die Oligochaeta waren bis in 10 m Tiefe individuenreich. Die Tiefe von 0,5 m war durch die Dominanz der Oligochaeta (1105 Ind./m²) und der Chironomidae mit *Microtendipes cf. pedellus* (3685 Ind./m²) sowie *Tribelos intextus* (860 Ind./m²) gekennzeichnet. In 2 m Tiefe konnten für diese Taxa nur geringere Anzahlen ermittelt werden. Die höchsten Abundanzen zeigten *Dreissena polymorpha* (Bivalvia), die Oligochaeta und *Microtendipes cf. pedellus* (ca. 700 Ind./m²). Auch in 5 m und 7 m Tiefe waren die Individuendichten stets < 1000 Ind./m². Hier sind als Taxa mit der größten Abundanz *Dreissena polymorpha*, *Caenis horaria* (Ephemeroptera) und die Chironomiden *Procladius sp.* und *Cladotanytarsus sp.* zu nennen. Ab 10 m nahm die Artenzahl deutlich ab und Profundalformen wie *Chironomus plumosus* traten hier in geringen Dichten auf. Charakteristisches Faunenelement dieser Tiefe waren jedoch die Oligochaeta. Die Tiefe von 17 m zeigte praktisch keine Besiedlung, lediglich *Chaoborus flavicans* trat hier in nur geringen Dichten auf. In den untersuchten Tiefen bis 7 m dominierten litorale Vertreter. In der Tiefe von 10 m waren die litoralen und profundalen Anteile ähnlich hoch, so dass sich dort der Übergang zum Profundal festlegen lässt. *Microtendipes cf. pedellus* trat im Domsee in einigen Tiefen des Litorals dominierend auf. Dies und die vergleichsweise große Tiefenausdehnung der Litoralfauna sprechen für einen meso- bis schwach eutrophen Zustand des Litoralbereichs. Hinsichtlich der Beurteilung des Sees anhand des Profundals ist anzumerken, dass die für die Beurteilung wichtigen Vertreter (*Chironomus plumosus*, *Chaoborus flavicans*) in vergleichsweise geringen Dichten vertreten waren. Da *C. plumosus* aber offensichtlich stabile Populationen aufwies, ist der Domsee im Sinne von Thienemann als eutropher „*C. plumosus*-See“ zu bezeichnen (Thienemann 1922). Hier zeigt sich, dass die Beurteilung des Litorals günstiger ausfällt als die des Profundals. Das Makrozoobenthos dokumentiert damit möglicherweise einen Übergang vom eutrophen zum mäßig eutrophen Zustand.

Angaben zum Fischbestand finden sich unter Großer Ratzeburger See.

1.5.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Nähere Angaben finden sich unter Großer Ratzeburger See (nach Entwurf und Einzeldokumenten des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2000).

1.6 Einfelder See

1.6.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Einfelder See liegt auf der Grenze zwischen dem Kreis Rendsburg-Eckernförde und der kreisfreien Stadt Neumünster. Zusammen mit dem Bordesholmer See bildet er den wasserführenden Rest eines Beckens, das in der Weichsel-Eiszeit als subglaziales Tunneltal bzw. Abflusstal entstand (Gripp 1964). Östlich und westlich grenzen Moränen mit glazialen Absätzen, wobei in der Ostmoräne allmählich ein Becken vermoorte und das Dosenmoor bildete. Nach Norden erstrecken sich Sanderbildungen. Das 8,5 km² große Einzugsgebiet besteht aus ca. 10 % Wald,



40 % landwirtschaftlicher Nutzfläche, 10 % Hochmoor, 20 % Wasserfläche und 20 % Siedlung. Der See hat zwei Abflüsse. Im Norden fließt das Wasser über den durch ein Wehr regulierten Steingraben in den benachbarten Bordesholmer See. Der Hauptablauf ist aber die im Süden liegende Aalbek. Die Tatsache, dass der Einfelder See auf der Wasserscheide zweier Flussgebiete liegt – die Eider im Norden und die Stör im Süden – hat zur Folge, dass der See nur ein sehr kleines Einzugsgebiet hat. Nennenswerte Zuflüsse fehlen. Nur ein kleiner Graben entwässert das am Ostufer gelegene Dosenmoor. Der Einfelder See hat daher natürlicherweise stark schwankende Wasserstände, da der Wasserhaushalt im wesentlichen durch direkt auf die Seefläche fallende Niederschläge und durch das Grundwasser reguliert wird. Der Wasserspiegel reagiert somit sehr schnell auf das aktuelle Witterungsgeschehen.

Abb. 7: Tiefenkarte des Einfelder Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

1.6.2 Topographie und Morphometrie

Der Einfelder See erstreckt sich in seiner Längenausdehnung von Nordosten nach Südwesten. Mit 178 ha gehört er zu den größeren Seen in Schleswig-Holstein. Im Norden ist der See sehr viel schmaler als im Süden. Mit einer mittleren Tiefe von nur 3,4 m ist der See sehr flach.

Tab. 10: Topographie und Morphometrie des Einfelder Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{max} [m]	B _{max} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
6,04	1,78	8,4	3,4	3000	700	1,7	1,1		2,30

1.6.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Einfelder See ist aufgrund seiner geringen Tiefe ein polymiktisches Gewässer. Im Februar 2000 wurde Phosphor in mittleren Konzentrationen vorgefunden. Gesamtphosphor lag bei 65 µg/l. Gesamtstickstoff hingegen war mit 2400 µg/l zunächst erhöht, nahm jedoch im Sommer wahrscheinlich aufgrund von Denitrifikationsprozessen bis auf 1500 µg/l N ab. Die Phosphorkonzentrationen blieben während des Sommers relativ stabil. Orthophosphat lag aber von Juni bis August unter der Bestimmungsgrenze von 5 µg/l. Die Nährstofffreisetzung aus dem Sediment schien keine große Rolle zu spielen.

Tab. 11: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2000, alle Tiefen (Ausnahme TP_{Früh}: Monatswert April 2000). (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,9	229	56,6	0,9	1,57	63, 7	

Die mittlere sommerliche Sichttiefe war mit 70 – 80 cm sehr niedrig. Entsprechend hoch waren die Chlorophyll a-Konzentrationen (ca. 57 µg/l). Auffallend war der hohe TOC-Gehalt von 15 mg/l. Dieser ist vermutlich durch eine erhöhte Zufuhr von Huminstoffen aus dem Dosenmoor bedingt. Die Leitfähigkeit lag bei nur 215 µS/cm, der pH-Wert im sommerlichen Mittel bei 9,0. Das Wasser des Einfelder Sees ist schlecht gepuffert (Säurekapazität 1,3 mmol/l), die Calcium-Konzentrationen lagen mit 29 mg/l unter dem für Schleswig-Holstein typischen Durchschnitt von ca. 60 mg/l (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2000). Die Klassifikation des Istzustandes der Trophie ergibt nach dem LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) eine Trophiestufe von polytroph 1 (p1). Der Referenzzustand lag hingegen bei eutroph 1 (e1). Es errechnet sich eine Bewertung von 3.

1.6.4 Flora und Fauna

Die Ufer- und Unterwasservegetation des Sees wurde im Auftrag des Landesamtes von Stuhr kartiert (Stuhr 2000). Die Seeufer fallen allgemein vergleichsweise flach

ab, insbesondere das südliche Westufer und das südliche und mittlere Ostufer weisen breite, gut ausgebildete Verlandungszonen mit ausgedehnten Flachwasserbereichen und Tauch- und Schwimmblatt- sowie Röhricht- und Bruchwaldbeständen auf. Der Röhrichtgürtel ist - abgesehen vom großen Badestrand im Südosten, wo er vollständig fehlt und den zahlreichen kleinen Unterbrechungen durch Bootsstege, Badestellen und Angelschneisen - geschlossen. Seine Breite liegt überwiegend um 10 m, insbesondere im Bereich von Verlandungszonen werden auch Bestandsbreiten bis über 50 m erreicht. Die häufigste Art ist *Phragmites australis*, die bis in 1 m Wassertiefe siedelt. Daneben sind *Schoenoplectus lacustris*, die mehrfach dem Schilf bis in max. 1,2 m Wassertiefe vorgelagerte lockere Bestände ausbildet, *Eleocharis palustris* und *Carex elata*, deren Vorkommen bis in Wassertiefen zwischen 0,5 m und 1 m reichen, wichtige Röhrichtbildner. *Glyceria maxima* prägt häufig den landseitigen Rand des Schilf-Röhrichts im Übergang zu den Ufergehölzen. Die Rohrkolbenarten *Typha angustifolia* und *T. latifolia* sind am See eher selten anzutreffen. Bestände von Schwimmblattpflanzen finden sich am Einfelder See zerstreut in fast allen Uferabschnitten, wobei die Bestände in geschützten Lagen vor allem am südlichen Westufer großflächiger und seeseitig vor dem Röhricht ausgebildet sind. Häufigste Art ist *Polygonum amphibium*, *Nuphar lutea* als zweite und schon deutlich seltenere Art bildet den größten Bestand in der großen Bucht innerhalb des NSG am Westufer, wo sie zusammen mit *Nymphaea alba* auftritt. Als weitere Schwimmblattarten treten vereinzelt *Potamogeton natans* und *Lemna minor* auf. Die Tauchblattzone reicht bis in Wassertiefen von etwa 1,5 m bis max. 2 m. Mit insgesamt 15 submersen sowie 2 Armleuchteralgenarten ist sie im regionalen Vergleich als artenreich einzustufen. Vor allem in Flachwasserbereichen waren in verschiedenen Uferabschnitten oft gut ausgebildete Bestände verschiedener Arten anzutreffen. Häufigste Arten waren *Elodea nuttallii*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus* und die vom Aussterben bedrohte Art *Myriophyllum alterniflorum* (Rote Liste 1). Als weitere gefährdete Arten kamen *Potamogeton obtusifolius* (RL 2), *Potamogeton gramineus* (RL 1) und *Littorella uniflora* (RL 2) vor, sowie vereinzelt *Eleocharis acicularis* (RL 3) und *Fontinalis antipyretica* (RL 3). Characeen wie *Nitella flexilis* und *Chara globularis* wurden nur vereinzelt und meist zwischen anderen Wasserpflanzen am südlichen Westufer festgestellt. *Nitella flexilis* (RL 3) trat hier noch in 2 m Wassertiefe auf. Aus vegetationskundlicher Sicht liegt der Wert des Einfelder Sees vor allem in der vergleichsweise artenreichen submersen Vegetation, die einen Restbestand von Arten oligo- bis mesotropher Gewässer beherbergt. Hierzu zählen v.a. die Arten *Myriophyllum alterniflorum*, *Potamogeton gramineus* sowie *Littorella uniflora*. Mit seinen zahlreichen Flachwasserbereichen bietet der See diesen Arten trotz der offensichtlich dauerhaft geringen Sichttiefe des Gewässers noch ausreichend Lebensraum, ihre Bestände erscheinen derzeit stabil.

Das Plankton des Sees wurde im Rahmen des Seenkurzprogramms von Speth erfasst (Speth 2000). Es wurden insgesamt 69 Phytoplanktontaxa festgestellt. Davon stellten Cyanophyceae 20, Cryptophyceae 2, Bacillariophyceae 5, Euglenophyceae 1, Chlorophyceae 25, Conjugatophyceae 10, Haptophyceae 1, Dinophyceae 4 und Xanthophyceae 1 Taxa. Das Phytoplanktonaufkommen im Februar war sehr gering. Neben kleinzelligen bzw. -coenobialen Formen wie *Rhodomonas minuta* und *Scenedesmus* spp., die in mittleren Abundanzen (500 – 5000 Zellen/ml) auftraten, waren vor allem die Cyanobakterien-Kolonien von *Woronichinia naegeliana*, die ebenfalls mittlere Häufigkeit erreichten, auffällig. Seltener wurden Kolonien von *Microcystis*-Arten und Diatomeen, bei denen es sich um größere Formen wie *Asterionella formosa*, gefolgt von *Stephanodiscus* spp. und *Fragilaria crotonensis*

handelte, beobachtet. Anfang Juni war die Phytoplanktongemeinschaft bereits relativ individuenreich und sehr divers strukturiert. Verschiedene Cyanobakterien wie *Microcystis*-Arten, *Planktothrix agardhii* und *Woronichinia naegeliana* und coccale Chlorophyceae waren die wichtigsten Gruppen. Innerhalb der Chlorococcales waren vor allem *Pediastrum* spp. und *Coleastrum astroideum* auffällig. Auch Cryptophyceen waren verhältnismäßig stark vertreten. In den Sommerproben nahm die Bedeutung der Chlorophyceen gegenüber den Cyanobakterien ab. *Pediastrum boryanum* und *Coelastrum astroideum* blieben die wichtigsten Vertreter der Chlorophyceen. Innerhalb der Cyanobakterien gewannen heterocystenbildende fädige Gattungen wie *Anabaena* und *Aphanizomenon* an Bedeutung. *Microcystis viridis* und *M. wesenbergii* blieben den Sommer über weiterhin häufig (5000 – 50000 Zellen/ml), auch *Woronichinia naegeliana* erreichte die Abundanzstufe häufig. Im August kam es zu einer Massenentwicklung von *Pseudoanabaena* sp. (50000 – 500000 Zellen/ml).

Es wurden 28 Zooplankton-Taxa (ohne Protozoa) festgestellt. Diese verteilten sich auf die taxonomischen Gruppen Rotatoria (16), Cladocera (8) und Copepoda (4). Im Februar waren *Bosmina coregoni gibbera* und Nauplien die quantitativ wichtigsten Zooplankter, gefolgt von der Rotatorie *Keratella cochlearis*. Anfang Juni dominierten der koloniebildende Ciliat *Epistylis rotans* und *K. cochlearis* mit mittleren Abundanzen (25 – 125 Ind./l). Die Rotatorien *Kellicottia longispina*, *Keratella quadrata* und *Pompholyx sulcata* erreichten Abundanzen von 5 – 25 Ind./l. Daphnien waren durch die relativ kleine Art *D. cucullata* vertreten. *D. cucullata* und *Chydorus sphaericus* kamen im Juli mit ihren höchsten Abundanzen (5 – 25 Ind./l) vor. Sie waren zu diesem Zeitpunkt die wichtigsten Cladoceren. Die Rotatorien zeigten im Juli ihre stärkste Präsenz. Hier war vor allem *Keratella cochlearis* dominant, die mit ihren formae *hispida* und *tecta* insgesamt Abundanzen von 25 – 125 Ind./l erreichte. *Brachionus diversicornis*, ein in Teichen und Flachgewässern verbreitetes Rädertier, trat im Juli mit 5 – 25 Ind./l auf. Zwar sind bei nur 4 Probenahmen im Jahr die Intervalle recht groß, doch es schien im Einfelder See im Jahr 2000 nicht zu einer Ausbildung eines Klarwasserstadiums gekommen zu sein. *Daphnien* und insbesondere größere *Daphnien*-Arten, die als besonders effektive Filtrierer des Nanoplanktons gelten, waren in den untersuchten Proben in verhältnismäßig geringen Abundanzen vertreten. *D. cucullata* und *Chydorus sphaericus* sind Feinfiltrierer, die auch sehr kleine Futterpartikel in der Größe von Bakterien effizient nutzen können. *Eudiaptomus graciloides* wurde in allen vier Proben in geringen Abundanzen angetroffen. Von den cyclopoiden Copepoden wurde *Cyclops vicinus*, der eine sommerliche Diapause durchmacht, nur im Februar, die Sommerarten *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides* von Juni bis August in geringen Abundanzen beobachtet.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes wurde im Auftrag des Landesamtes von Otto untersucht (Otto 2000a). Es konnten im Rahmen der Untersuchungen lediglich 8 Taxa nachgewiesen werden. In 3 m und 5 m Tiefe war die Artenzahl ähnlich hoch. Nur in 8 m gab es eine drastische Reduktion auf 3 Taxa. Litoralformen traten hier nicht mehr auf. Keine Art zeigte einen Gefährdungszustand an. Auffällig war, dass trotz der geringen Probenahmetiefen Mollusca weder als Lebend- noch als Schalenfunde nachgewiesen werden konnten. Die höchste Taxazahl erreichten die Chironomidae (4 Taxa). Alle sind als typische Vertreter stehender Gewässer anzugeben. Auch in 3 m Tiefe waren nur wenige Litoralvertreter anzutreffen. Die Individuenzahlen zeigten relativ geringe Werte. Lediglich die Oligochaeta erreichten in 3 m und 5 m Wassertiefe mit 799 Ind./m² bzw. 1465 Ind./m² höhere Zahlen. Hier hatte auch die Büschelmücke *Chaoborus flavicans* ihre höchsten Abundanzen. Unter

den Chironomidae dominierten in allen Tiefen die Profundalform *Chironomus plumosus*-Gruppe. Der Zonierungsaspekt zeigt für alle untersuchten Tiefen des Einfelders See einen profundalen Charakter an, so dass davon auszugehen ist, dass der Übergang zum Profundal im nicht untersuchten Bereich oberhalb von 3 m liegt.

Zur Fischfauna des Einfelders Sees liegen keine Angaben vor.

1.6.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Aufgrund seiner großen Bedeutung als Naherholungsgebiet u.a. für die Stadt Neumünster unterliegt die Ufervegetation zahlreichen, oft aber nur kleinflächigen Störungen durch Bootsstege, Uferbefestigungen, Badestellen, Angelbetrieb (Schneisen) u.v.a.m.. Mittlerweile gelangt aber kein Schmutzwasser mehr in den See. Das Regenwasser eines Großteils der versiegelten Flächen wird über Sandfänge gereinigt. Der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Einzugsgebiet ist aufgrund der Siedlungsnähe und der großen Hochmoorfläche relativ gering. Letzteres wurde in den 1980er Jahren durch Anhebung des Grundwasserstandes regeneriert. So ist zu hoffen, dass sich der Einfelders See trotz ungünstiger Morphometrie in den nächsten Jahren etwas erholen wird (nach Entwurf des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein und Einzeldokumenten verfasst).

1.7 Großer Küchensee

1.7.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Große Küchensee liegt südlich von Lübeck. Der Kleine und Große Küchensee sowie der Ratzeburger See mit dem Domsee schließen die Stadt Ratzeburg ein. Die Aufteilung dieses Gewässersystems in mehrere Seen vor ca. 100 Jahren durch künstlich aufgeschüttete Dämme führte dazu, dass die beiden Küchenseen heute als selbständige Systeme zu betrachten sind.



Abb. 8: Kleiner und Großer Küchensee (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

Das Ratzeburger Gebiet stellt einen Ausschnitt der Jungmoränenlandschaft des östlichen Hügellands Schleswig-Holsteins dar, die ihre Entstehung den Gletschern der Weichsel-Vereisung verdankt. Im Umfeld der Ratzeburger Seen stehen ältere Ablagerungen nicht unmittelbar an der Oberfläche an. Eine schmale Eiszunge des großen Lübecker Gletschers drang nach Süden vor und erodierte im Ratzeburger Bereich ein langgestrecktes Zungenbecken. Die Hohlform jedoch, in die das Eis vordrang, wurde bereits während der Saale-Eiszeit angelegt. Im Norden ist die Geländeoberfläche durch wellige Grundmoränen und einzelne höhere Rückzugsstadien geprägt. Um Fredeburg und Schmilau herrschen fast ebene Sanderflächen vor. Der Hauptzufluss dieses Seensystems ist neben dem Schaalseekanal die Jutebek. Sowohl am Ost- wie am Westufer erhält der Große Küchensee mehrere kleine Zuflüsse, die kleine Tälchen in die Randstufe zum See erodiert haben. Der 5,5 km lange Schaalsee-Kanal, der den Großen Küchensee über eine eiszeitliche Entwässerungsrinne (Salemer See, Pipersee und Phuhlsee) mit dem Schaalsee verbindet, mündet am Süden des Sees ein. Der Wasserspiegel im Schaalsee liegt ca. 30 m höher als im Großen Küchensee. Dieser Höhenunterschied wird zur Energieerzeugung durch das Schaalsee-Kraftwerk bei Farchau genutzt. Die Wasserstände im Großen Küchensee schwanken in Zusammenhang mit dem Kraftwerksbetrieb.

Das Einzugsgebiet des Großen Küchensees beträgt 27,5 km². Es besteht aus ca. 20 % Wald, 55 % landwirtschaftlicher Nutzfläche, 15 % Wasserflächen und 10 % Siedlung. Mit Ausnahme des siedlungsgeprägten Nordufers sind die übrigen zwei Drittel der Uferlinie des Großen Küchensees mit Wäldern und Forsten bestanden.

1.7.2 Topographie und Morphometrie

Der fast dreieckige See erstreckt sich in Nord-Süd-Richtung über ca. 2,4 km. An der breitesten Stelle im Norden ist er knapp 1,5 km, am schmalen Süden nur noch 450 m breit. Im Norden des Sees befinden sich in ca. 2 m Tiefe zwei flache Kuppen. Das Nordufer besteht aus künstlich aufgeworfenen Dämmen und dem siedlungsgeprägten Südufer der Dominsel. Im südlichen Teil des Sees ist das Ufer buchtenarm.

Tab. 12: Topographie und Morphometrie des Großer Küchensee (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{max} [m]	B _{max} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
15,24	1,79	14,7	8,5				2,1		1,8

1.7.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Große Küchensee ist dimiktisch. Die Leitfähigkeit beträgt im Jahresmittel 410 µS/cm, der pH-Wert liegt bei 8,4. Der See ist mit einer Säurekapazität von 2,7 mmol/l recht gut gepuffert. Er ist mit einer Calcium-Konzentration von 53 mg/l als mäßig kalkreich einzustufen und liegt mit diesem Wert etwas unter dem für Schleswig-Holstein typischen Durchschnitt (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2000). Die Gesamtphosphorkonzentration lag im Februar 2000 bei 65 µg/l TP, Gesamtstickstoff bei 850 µg/l TN. Die Wassersäule war zu der Zeit noch vollkommen durchmischt. Während des Sommers kam es im Epilimnion zu

einer Verarmung an Nährstoffen. Das sommerliche Mittel betrug hier ca. 30 – 40 µg/l TP und 600 µg/l TN. In der Tiefe hingegen war eine starke Nährstoffanreicherung zu messen. Im Großen Kuchensee lag die Phosphorkonzentration in 14 m Tiefe im Oktober bei 2100 µg/l. Nach Auflösung der Schichtung waren dadurch die Nährstoffkonzentrationen im ganzen Wasserkörper höher als zur Zeit der Frühjahrszirkulation. Das Hypolimnion war ab Ende Juni sauerstofffrei. Am Ende des Sommers enthielt das Tiefenwasser etwas Schwefelwasserstoff. Die Primärproduktion war mit einer mittleren Chlorophyll a-Konzentration von 20 µg/l doppelt so hoch wie im Großen Ratzeburger See und Domsee. Die mittlere Sichttiefe lag bei 2,2 m. Die Klassifikation des Istzustandes der Trophie ergibt nach dem Bewertungsverfahren der LAWA (LAWA 1998) eine Trophiestufe von eutroph 1. Der Referenzzustand liegt hingegen bei oligotroph. Es errechnet sich eine Bewertung von 3.

Tab. 13: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000), Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,2	402	19,9	2,2	0,88	170,5	56,6

1.7.4 Flora und Fauna

Entlang der siedlungsgeprägten Uferabschnitte im Norden des Sees ist keine naturnahe Ufervegetation erhalten. Die Röhrichte im südlichen Teil des Sees sind zum Teil sehr stark geschädigt und überall in Rückgang begriffen. Für den Großen Kuchensee sind 5 - 10 m breite Uferröhrichte charakteristisch. *Phragmites australis* ist der häufigste und dominante Röhrichtbildner. An wenigen Stellen finden sich vor dem Schilf schmale Bestände von *Schoenoplectus lacustris*. Weitere Röhrichtarten wie *Typha angustifolia*, *Phalaris arundinacea* und *Schoenoplectus tabernaemontani* sind auf wenige Störstellen beschränkt. Das Uferröhricht ist in der Regel am Ostufer breiter als am Westufer. Dieser Unterschied ist auf das steilere Abfallen des Unterwasserhangs vor dem Westufer und auf die geringere Beschattung durch Uferbäume am Ostufer zurückzuführen. Darüber hinaus stellen manche schmale Röhrichtsäume Relikte von ursprünglich breiteren, mittlerweile stark geschädigten Beständen dar. Die Schwimmblatt-Vegetation fehlt im wellenschlagexponierten Norden des Großen Kuchensees vollständig. Im geschützteren südlichen Teil des Sees treten *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba* stetig auf, wobei erstere die häufigste Art ist. Kleine Teichrosen-Decken (*Nuphar lutea*) aus jeweils wenigen Pflanzen finden sich auch südlich von Waldesruh sowohl vor dem Ost- als auch vor dem Westufer stetig eingestreut. Mit 12 aktuell vorkommenden submersen Arten (16 Arten mit Schwimmblattpflanzen und Wasserlinsen) gehört der Große Kuchensee zu den vergleichsweise artenarmen Seen Schleswig-Holsteins. Neben der Artenarmut sind sowohl die sehr geringe Eindringtiefe (untere Grenze zwischen 1,8 m und 2,9 m) als auch die sehr schütterte Ausbildung der submersen Vegetation hervorzuheben. Die Artenzusammensetzung ist für kalkreiche, belastete Gewässer charakteristisch. Vor dem Nordostufer existieren üppige Bestände von *Potamogeton pectinatus* bis in 2 m Tiefe. Dieser Vegetationsaspekt ist charakteristisch für flache und sehr nährstoffreiche Gewässerbereiche. Im Sommer 2000 waren alle Pflanzen sehr stark veralgt. Eine Tiefenzonierung der Vegetation ist nicht erkennbar. Die meisten betroffenen Arten sind in den Seen Schleswig-Holsteins weit verbreitet

und gelten als vergleichsweise eutrophierungsresistent. Dieses gilt u.a. für *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton pusillus* (Rote Liste Gefährdungsgrad 3), *Elodea canadensis*, *Chara globularis*, *Zannichellia palustris*, *Ceratophyllum demersum* und *Ranunculus circinatus*. Als floristische Besonderheit sind die Vorkommen des Herbst-Wassersterns (*Callitriche hermaphroditica* RL 2) hervorzuheben, der im Süden und im Nordosten des Sees mit wenigen Exemplaren vertreten war. Als weitere Besonderheiten wurden jeweils ein einziges Exemplar von *Potamogeton friesii* (RL 2) und von *Potamogeton lucens* (RL 3) gefunden.

Das Makrozoobenthos wurde im Auftrag des Landesamtes von Otto (2000b) untersucht. Es konnten 49 Taxa bestimmt werden. Dies ist eine ähnliche Zahl wie im Domsee und Kleinen Küchensee. Hinsichtlich der Artenzahl (28 Arten) dominierten die Chironomidae. Die Oligochaeta kamen in allen Tiefen in vergleichsweise hohen Individuenzahlen vor. Es wurden 2 Litoral-Indikatoren für nährstoffärmere Gewässer (*Microtendipes cf. pedellus*, *Tribelos intextus*) nachgewiesen, von denen erstgenannte Art zu den dominierenden Vertretern in 0,5 m zählte. In dieser Tiefe waren mit ca. 1000 Ind./m² die Oligochaeta, *Caenis horaria*, *Glyptotendipes paripes* und *Microtendipes cf. pedellus* prägend. In 2 m Tiefe waren die Individuenzahlen der einzelnen Taxa meist gering. *Cladotanytarsus sp.* erreichte die höchsten Individuenzahlen (1021 Ind./m²). Auch in 5 m Tiefe kamen mit Ausnahme von *Caenis horaria* keine Taxa in höheren Dichten (> 1000 Ind./m²) vor. Eine deutliche Abnahme der Taxazahl war ab 7 m Tiefe zu beobachten. Hier dominierten ebenso wie in 10 m Tiefe die Oligochaeta. Die tiefste Stelle des Sees wurde durch die Büschelmückelarve *Chaoborus flavicans* geprägt, die hier in mittleren Dichten (1509 Ind./m²) vorkam. Diese Art sowie *Chironomus plumosus*, die als typische Profundalvertreter gelten, kamen im Großen Küchensee in Tiefen von 2 - 15 m vor, letztgenannte Art jedoch nur in geringen Dichten. Das Transsekt dieses Sees zeigt hinsichtlich der Ernährungstypen einen ähnlich hohen Anteil der Detritusfresser in den Tiefen von 0,5 - 10 m. In 15 m Tiefe ist der Anteil des Ernährungstypes Räuber wegen des Erscheinens von *C. flavicans* hoch. Die litoraltypischen Ernährungstypen Zerkleinerer und Filtrierer sind bis zur Tiefe von 5 m mit einem höheren Anteil vertreten. Ab der Tiefe von 7 m übersteigen die profundalen Anteile die litoralen, so dass der Übergang zum Profundal zwischen 5 m und 7 m anzugeben ist. Unter den vorgefundenen Litoral-Chironomidae befinden sich 2 Arten, die im Sinne von Fittkau et al. (1992) als Charakterarten nährstoffärmerer Gewässer (meso- bis schwach eutroph) gelten. Es zeigt sich, dass die Beurteilung des Litorals günstiger ausfällt als die des Profundals (geringe Individuendichten von *C. plumosus* und *C. flavicans*). Dies spricht für einen möglichen Übergang vom eutrophen zum mäßig eutrophen Zustand.

1.7.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Ferienkolonien und Campingplätze fehlen an diesem See. Die privaten Stege werden als Bootslegeplätze genutzt. Eine Regatta-Strecke ist vom Nord- bis zum Südende des Sees mit Bojen abgegrenzt. Welche Störungen sich durch ihre Nutzung für den See ergeben, ist nicht geklärt. Am Großen Küchensee befinden sich zwei große Badestellen, die über Sanitäranlagen, abgegrenzte Liegewiesen und Schwimmbecken verfügen. Vier weitere Uferbereiche werden kleinflächig als Badestellen genutzt (Angaben nach Entwurf des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein und Einzeldokumenten).

1.8 Großer Plöner See

1.8.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Die heutigen Seen Ostholsteins sind Reste eines großen Schwentinesees, der das ganze Schwentinetal bedeckte und dessen Seespiegel etwa 36 bis 39 mNN lag. Nach dem Sinken des Wasserspiegels gliederte sich dieser in mehrere Seen, die jetzt von der Schwentine durchflossen werden. Der heutige Große Plöner See, der größte See Schleswig-Holsteins, ist ein typisches Zungenbecken (Muus *et al.* 1973). Zwei größere Eiszungen haben das Gebiet im wesentlichen vorgeformt und zwar eine aus der nördlichen Richtung und die Eutiner Gletscherzunge aus östlicher Richtung. Daraus lösten sich dann die Bosauer- und die Ascheberger Gletscherzunge, die gemeinsam das Becken des Plöner Sees ausschoben. Der See besteht aus dem sich in Nord-Süd-Richtung erstreckenden tieferen Plöner Becken (maximal 58 m tief) und dem sich in Ost-West-Richtung erstreckenden flacheren Ascheberger Becken (maximal 30 m tief). Da der See im Bereich zweier glazialer Zungenbecken entstanden ist, besitzt er einen ausgesprochen buchtenarmen Uferverlauf. Die Ufer unterliegen deshalb einer intensiven Morphodynamik, die sich aus Vorgängen der Uferabrasion, des uferparallelen Sedimenttransportes und der Kliff- und Strandwallbildung zusammensetzt (Kieffmann & Müller 1975). Da diese Prozesse seit der Entstehung des Sees im Spätglazial bei wechselnden Seespiegelhöhen wirkten, sind Kliffs und Uferterrassen deutlich ausgebildet. Das oberirdische Einzugsgebiet ist 393 km² groß, 15 % sind davon Wasserflächen. Das Einzugsgebiet ist durch eine intensive Agrarnutzung geprägt. 60 % der Fläche werden landwirtschaftlich genutzt. Der Waldanteil liegt mit 17 % über dem landesweiten Mittel. Für die unmittelbaren Uferbereiche sind dagegen Siedlungen, vergleichsweise extensiv genutztes Grünland und Gehölzsäume charakteristisch. Größere Siedlungsbereiche sind zum Beispiel in Plön, Ascheberg, Bosau und Dersau zu verzeichnen. Der See wird von der Schwentine in Richtung Kleiner Plöner See durchflossen. Diese verbindet auch die oberhalb gelegenen Seen Stendorfer See, Sibbersdorfer See, Großer Eutiner See, Kellersee, Dieksee und Behler See. Die grob geschätzte Abflussspende der Schwentine (Zulauf) lag 1998 bei 9 l/(s·km²). Weitere Hauptzuflüsse sind im Westen die Kalübber Au und im Süden des Sees die ein Moorgebiet entwässernde Tensfelder Au. Hinzu kommen neben dem Zulauf aus dem Vierer See mehrere kleine zufließende Bäche und Gräben. Die mittlere Jahreszulaufmenge der Tensfelder Au betrug im Jahr 1998 31,9 · 10⁶ m³ bei einer mittleren Jahresabflussspende von 13,8 l/(s·km²). Die mittlere Jahreszulaufmenge der Kalübber Au lag 1999 bei 21,4 · 10⁵ m³, die mittlere Jahresabflussspende betrug 4,7 l/(s km²). Die anhand von Einzelabflussmengen grob abgeschätzte Abflussspende des Zulaufs aus dem Vierer See lag 1998 bei 9 l/(s km²). Der See hat mehrere Abläufe, die alle künstlich beeinflusst werden. Der eigentliche Ablauf des Sees ist die Schwentine. Er befindet sich direkt in der Ortslage von Plön. Zur Zeit der Untersuchung wurde an einem neuen Ablaufbauwerk mit einer Fischtreppe gearbeitet. An der Straße von Plön nach Ascheberg gibt es vier weitere Abläufe direkt in den Kleinen Plöner See. Sie alle sind durch Aalwehre oder andere Staueinrichtungen künstlich beeinflusst, so dass auch hier der Abfluss nicht kontinuierlich ermittelt werden konnte. Die abfließenden Wassermengen wurden daher über die Abflussspenden des circa 12 km flussabwärts liegenden langjährigen Pegels Preetz in der Schwentine berechnet. Die jährliche Abflussspende des Sees durch die Schwentine lag in Preetz im Jahr 1998 bei 10,4 l/(s km²) bzw. im Jahr 1999 bei 11,8 l/(s km²) (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 1998a).

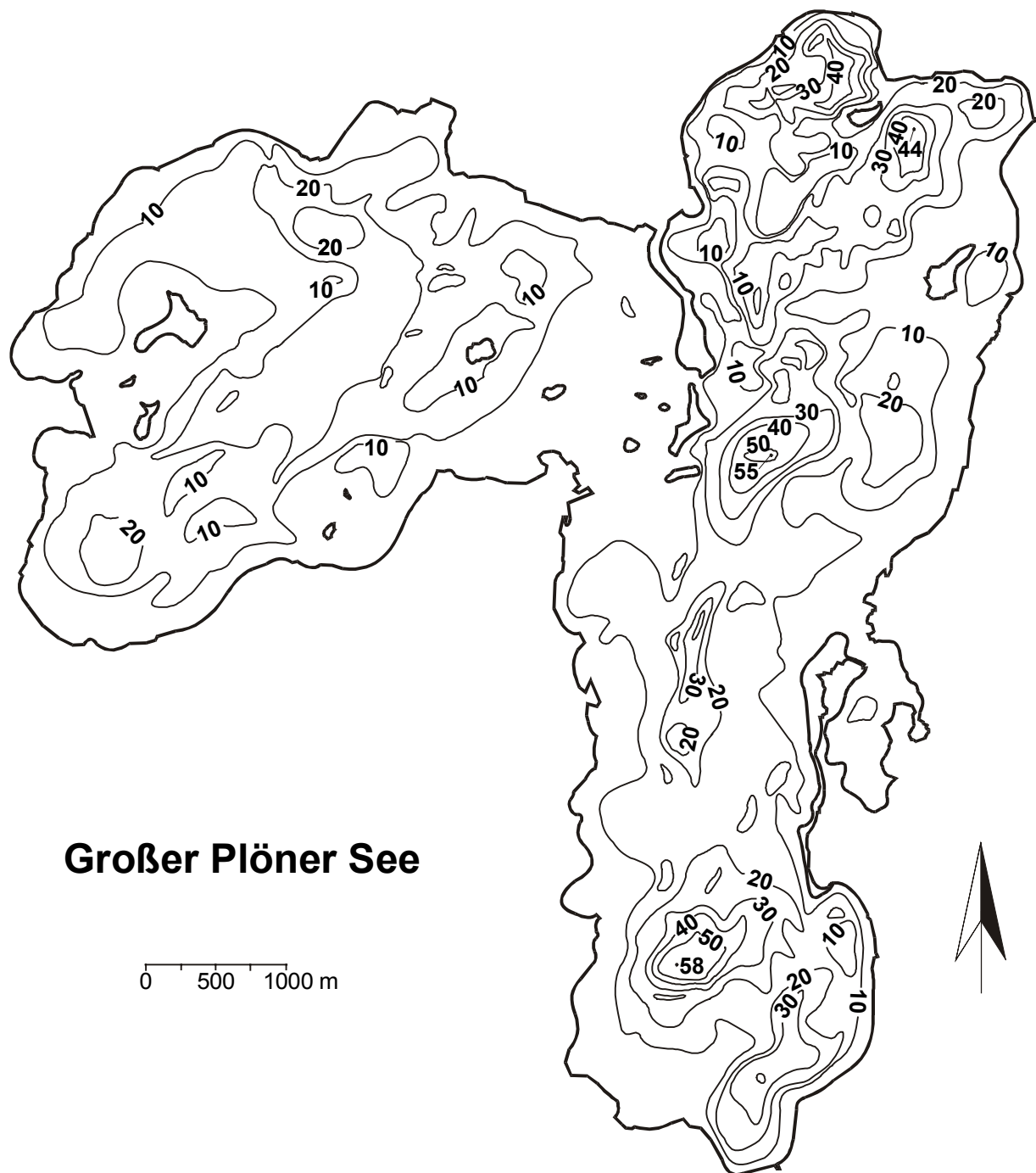


Abb. 9: Tiefenkarte des Großen Plöner Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

1.8.2 Topographie und Morphometrie

Das Seebecken weist durch seine Entstehung, bei der mehrere gegeneinander arbeitende Gletscherzungen beteiligt waren, eine relativ komplizierte Morphologie mit verschiedenen tieferen Stellen und einer Vielzahl von Inseln auf. Man kann den See in drei Teile untergliedern: das mit knapp 30 m Maximaltiefe relativ flache und inselreiche Aschenberger Becken, das durch eine Schwelle vom Rest des Sees abgetrennt ist, das nördliche Becken des Plöner Teils (Maximaltiefe 55 m) sowie das südliche Plöner Becken mit der tiefsten Stelle des ganzen Sees (58 m).

Tab. 14: Topographie und Morphometrie des Großen Plöner Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
373,0	29,97	58,0	12,4	7750	7000	2,1	5,7	10,2	3,00

1.8.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Aufgrund der großen Tiefe der drei Seebecken ist der Große Plöner See im Sommer thermisch stabil geschichtet. Parallel zur Temperaturschichtung bildete sich in allen drei untersuchten Seeteilen im Mai 1998 auch ein Sauerstofftiefegradient aus. Im Epilimnion war mit 120 % eine leichte Übersättigung und im Hypolimnion mit 80 % eine leichte Untersättigung zu verzeichnen gewesen. Im Juli und August wurde im südlichen Becken ein Sauerstoff-Minimum im Bereich des Metalimnions festgestellt. Das Hypolimnion hingegen war erst im September nahezu sauerstofffrei (unterhalb von 15 m). Im Dezember betrug die Sauerstoffsättigung in der ganzen Wassersäule wieder über 100 %. In den anderen Seeteilen bildete sich kein metalimnisches Sauerstoffdefizit aus, im nördlichen Plöner Becken war das Hypolimnion schon im August und im Ascheberger Becken bereits im Juli sauerstofffrei.

Die Leitfähigkeit lag in allen drei Seebecken im Frühjahr mit 430 µS/cm im schleswig-holsteinischen Mittel. Der pH-Wert betrug im Frühjahr 1998 8,4 und zeigte nur geringe Schwankungen im Jahresverlauf (maximal 8,9 im Mai 1998). Im Großen Plöner See wurde im April und September 1998 ein Säurebindungsvermögen von 2,2 mmol/l festgestellt. Der See ist somit recht gut gepuffert. Er ist mit einer Calcium-Konzentration von ca. 50 mg/l als mäßig kalkreich einzuordnen und liegt mit diesem Wert etwas unter dem für Schleswig-Holstein typischen Durchschnitt. Der Sichttiefenverlauf war in allen drei Seeteilen sehr ähnlich. Das durch Planktonfraß hervorgerufene Klarwasserstadium Anfang Juni war mit einer Sichttiefe von fast 6 m an allen drei Seeteilen deutlich ausgeprägt. Im Mittel lag die Sichttiefe im gesamten Großen Plöner See bei 3,5 m. Die Gesamt-Phosphorkonzentration betrug Anfang 1998 in allen 3 Seebecken ca. 100 µg/l und nahm im Epilimnion zum Sommer hin kontinuierlich bis auf 30 µg/l ab. Gelöstes Orthophosphat war im Sommer temporär in den oberflächennahen Schichten bis zur Bestimmungsgrenze von 5 µg/l aufgezehrt. In den tieferen Wasserschichten hingegen reicherte sich Phosphor an. Die höchste Konzentration (470 µg TP/l) wurde Anfang September im Ascheberger Becken in 29 m Tiefe registriert. Nach Auflösung der thermischen Schichtung war die Gesamt-Phosphorkonzentration an der Oberfläche nicht höher als im Frühjahr. Im Frühjahr 1998 wurde in allen drei Seeteilen eine Gesamt-Stickstoffkonzentration von 700 – 800 µg/l gemessen, die oberflächennah bis August abnahm. Knapp die Hälfte lag als gelöstes Nitrat vor. Die Ammoniumkonzentration war mit 0,02 mg/l sehr niedrig. In der Tiefe wurden Gesamtstickstoff-Konzentrationen bis zu 1600 µg/l (Ascheberger Becken) erreicht. Die Trophiebewertung nach LAWA (LAWA 1998) ergibt einen eutrophen (e1) Ist-Zustand. Hinsichtlich des morphometrischen Referenztrophiengrades ergibt sich für den See Oligotrophie (o) (LAWA 1998). Der Höhepunkt der Eutrophierung dieses Sees durch Abwassereinleitungen schien Anfang der 1970er Jahre zu liegen. Es wurden in dieser Zeit Frühjahrs-Phosphorkonzentrationen von 200 µg TP/l, teilweise deutlich erhöhte Ammoniumkonzentrationen und Chlorophyllkonzentrationen von ca. 200 µg/l ermittelt.

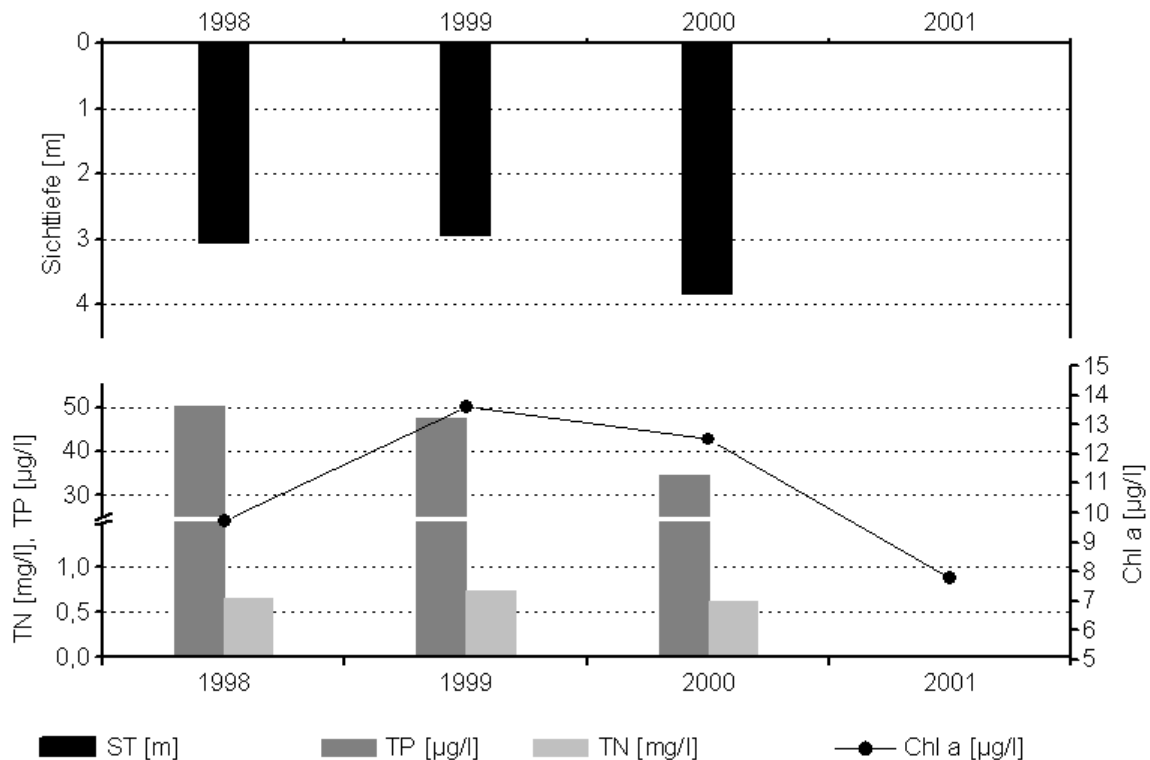


Abb. 10: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Plöner See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

Vegetationsmittelwerte zur Darstellung in Tabellenform lagen nicht vor.

1.8.4 Flora und Fauna

Sämtliche Schilfröhrichte sind in einem drastischen Rückgang begriffen. Heute sind nur noch 7,7 % der Gesamtuferlänge mit Röhrichten bewachsen. 1953 waren es noch 55,1 % (Buske 1991). Buske führt den Schilfrückgang auf die massenhafte Vermehrung der Fadenalge *Cladophora* zurück. Da das Schilfsterben sich bereits in einem fortgeschrittenen Stadium befindet, tritt heute ein weiterer Stressfaktor in den Vordergrund, der Fraßdruck durch Wasservögel. Die Unterwasser- und Ufervegetation des Großen Plöner Sees wurde 1997 kartiert (Mierwald und Garniel, 1997). In der Rohrdommelbucht sind typische Schilfbestände auf Verlandungstorfem ausgebildet. Einige Arten des Erlenbruchs wie *Iris pseudacorus*, *Mentha aquatica* und *Carex acutiformis* finden sich in der Grundsicht des Röhrichtes. Die mittleren Bereiche des Röhrichtgürtels bestehen ausschließlich aus *Phragmites australis*. An der Wasserlinie finden sich auf Faulschlamm schwimmende Matten mit *Rumex hydrolapathum* und *Cicuta virosa*. Weitere kleinere, jedoch gut entwickelte Bestände finden sich im Bereich des Bischofsees im doppeltem Schutz von Bischofswarder und Kleinem Warder. Die Mehrheit der Röhrichte stockt aber auf mineralischen Substraten. Die Bestände sind in der Regel artenarm. Sie dringen nur bis circa 20 cm Tiefe vor und sind an Wellenschlag-exponierten Standorten anzutreffen. An wenigen Stellen finden sich lockere, einartige Bestände von *Schoenoplectus lacustris*. Als

Begleitarten treten lediglich submerse Makrophyten wie *Potamogeton pectinatus* und *Zannichellia palustris* auf. Sie besiedeln im Großen Plöner See ausschließlich gehölzbestandene Ufer in einem Tiefenbereich von 15 -60 cm. An mehreren Standorten konnte festgestellt werden, dass das Teichsimsen-Röhricht ein ähnliches Schadbild wie das Schilf-Röhricht zeigt. Teichsimsen-Röhrichte finden sich überwiegend am Nordufer des Sees sowie zwischen Godau und Nehnten. Röhrichte aus *Typha angustifolia* kommen schwerpunktmäßig im südlichen Teil des Sees bei Bosau sowie zwischen Godau und Nehnten vor. Schwimmblattpflanzen (überwiegend *Nuphar lutea*), die ebenso wie das Röhricht nach § 15a LNatSchG geschützt sind, gibt es nur in wenigen kleinflächigen Beständen. Sehr gut entwickelte Characeen-Rasen (§ 15a LNatSchG) sind entlang zahlreicher Uferabschnitte ausgebildet. Sie kommen schwerpunktmäßig in der Flachwasserzone vor und bauen keinen Tiefengürtel unterhalb der Tauchblattzone auf. Die Artenzusammensetzung der Characeen ist für kalkreiche, mäßig bis wenig belastete Gewässer charakteristisch. Es dominiert die für Brandungsufer charakteristische *Chara contraria*, die hier vermutlich die größte Population Nordwestdeutschlands bildet. Ferner sind *Chara aspera* und *Tolypella glomerata* in den Beständen vertreten. Im tieferen Wasser kommt *Nitellopsis obtusa* vor. Die Tauchblattzone gemäß § 15a LNatSchG setzt sich überwiegend aus weitverbreiteten Arten eutropher Seen zusammen, die das Fehlen brandungsgeschützter Standorte tolerieren. Von einigen floristischen Besonderheiten abgesehen (*Callitriche hermaphroditica*, *Potamogeton friesii*, *Potamogeton gramineus* und *Potamogeton obtusifolius*), die nur in kleinen Populationen festgestellt wurden, dominieren *Potamogeton pectinatus*, *P. pusillus*, *Ranunculus circinatus*, *Myriophyllum spicatum* und *Zannichellia palustris*. Mit 17 submersen Phanerogamen im engeren Sinne (23 im weiteren Sinne mit Schwimmblattpflanzen und Wasserlinsen) ist der Große Plöner See nach jetzigem Erhebungsstand nach dem Suhrer See (Kreis Plön) das floristisch artenreichste Gewässer Schleswig-Holsteins. Insbesondere von den am meisten gefährdeten Arten konnten jedoch nur kleine bis sehr kleine Populationen nachgewiesen werden.

Das Phyto- und Zooplankton wurde im Auftrag des Landesamtes von Speth untersucht (Speth 1998b). Im Großen Plöner See wurden insgesamt 100 verschiedene Phytoplankton-Taxa im Untersuchungsjahr 1998 festgestellt. Diese verteilten sich wie folgt auf die taxonomischen Gruppen: 21 Cyanobakterien, 3 Cryptophyceae, 20 Diatomeae, 37 Chlorophyceae, 6 Conjugatophyceae, 5 Chrysophyceae, 9 Dinophyceae, sowie nicht determinierte Flagellaten (< 10 µm). Dabei unterschied sich die Artenzusammensetzung der drei Becken nur unwesentlich. Obwohl die Kieselsäurekonzentrationen im Frühjahr und Sommer relativ niedrig waren (ca. 0,25 mg/l Si), stellten die Diatomeen in allen drei Seeteilen im Jahresmittel den höchsten Anteil am Gesamt-Biovolumen des Phytoplanktons (73 – 82 %). Für den gesamten See ergab sich folgende prozentuale Zusammensetzung des mittleren jährlichen Biovolumens: Diatomeen 80 %, Cryptophyceen 7 %, Dinophyceen 5 %, Cyanobakterien 6 %, Sonstige 2 %. Das Biovolumenmaximum im Frühjahr wurde zu über 97 % durch Diatomeen verursacht. *Aulacosira islandica* stellte 52 – 85 % des Gesamt-Biovolumens, begleitet wurde sie von *Stephanodiscus neoastraea* und anderen centrischen, solitären Diatomeen sowie *Fragilaria capucina* und *Diatoma* sp.. Während des Minimums Anfang Juni waren in allen drei Becken Cryptophyceen mit 51 – 58 % Anteil am Biovolumen eine wichtige Komponente des Phytoplanktons. Das erste sommerliche Maximum ging auf eine Entwicklung von *Fragilaria crotonensis* zurück, die begleitet wurde von Cryptophyceen und Dinoflagellaten der Gattung *Ceratium*. Während des Augustmaximums stellten Cyanobakterien im nördlichen Becken einen Anteil von

80 % am Gesamt-Biovolumen, im südlichen und im Ascheberger Becken von 60 % bzw. 57 %. Daneben waren Dinoflagellaten, v.a. *Peridiniopsis polonicum*, von Bedeutung. Anfang August war *Limnothrix* sp. in Begleitung von *Pseudoanabaena* sp. und *Anabaena* spp. die vorherrschende Cyanobakterienart, in der zweiten Monatshälfte dominierten dagegen *Anabaena circinalis* und *A. spiroides*. Das Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons war im Sommer verhältnismäßig niedrig (2,43 mm³/l See-Mittelwert). Im Jahr 1974 bildeten Cyanobakterien bis zu 97 % der sommerlichen Biomasse (maximal 5 mm³/l) mit der aspektbestimmenden Art *Microcystis flos-aquae*, deren Biomasse-Anteil bis zu 80 % erreichte. Im September 1998 gewannen Diatomeen erneut an quantitativer Bedeutung und bildeten schließlich im November das herbstliche Maximum, das im Ascheberger Becken hauptsächlich durch *Aulacosira islandica* dominiert wurde.

Es wurden 39 Zooplankton-Taxa (ohne Protozoen) bestimmt. Diese verteilten sich wie folgt auf die taxonomischen Gruppen: Rotatorien: 22, Cladoceren: 9, Copepoden: 8. Die Artenzusammensetzung unterschied sich an den drei Messstellen kaum. Der Biomasse nach stellten die Cladoceren die wichtigste Gruppe dar. Ihr Anteil am Gesamtrockengewicht betrug im See 46 %. Copepoden folgten mit einem Anteil von 35 %. Bei detaillierter Betrachtung stellten sowohl Nauplien (erstes Larvenstadium der Hüpferlinge) als auch calanoide Adulte 11 % des mittleren Jahrestrockengewichts. Cyclopoide und calanoide Copepodite (älteres Larvenstadium der Hüpferlinge) trugen zusammen 7 % zur Zooplanktonbiomasse bei. Der Anteil der cyclopoiden Adulten war mit 6 % etwas geringer. Ciliaten stellten einen Biomasseanteil von 13 %, Rotatorien von 6 %. In allen drei Seeteilen war ein Biomasse-Maximum Ende Mai bzw. Anfang Juni ausgebildet, der Anteil der Cladoceren an der Gesamtbiomasse betrug zu diesem Zeitpunkt 72 % (nördliches Becken) bzw. 51 % (südliches und Ascheberger Becken). Dabei hatten Daphnien des "longispina"-Komplexes ihr Abundanzmaximum. Die Copepoden zeigten ihre höchste Biomasseentwicklung Ende Mai. Nur im südlichen Becken übertraf die Biomasse im März noch etwas den Mai-Wert. Die Hauptarten waren *Eudiaptomus graciloides* und *E. gracilis* sowie *Cyclops kolensis*, *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides*. Ciliaten hatten im Großer Plöner See ihre größte quantitative Bedeutung im Sommer. In allen drei Becken wurden die Höchstwerte im Juli und vor allem im September festgestellt. Rotatorien traten vermehrt im Mai und im August bis September auf. Es dominierte *Keratella cochlearis*.

Das Benthon wurde im Auftrag des Landesamtes von Otto untersucht (Otto 1997a). Die Beprobung der drei Becken fand jeweils entlang von Transekten statt. Zusätzlich wurden Kescherfänge durchgeführt. Die Bodenbesiedlung war vielfältig. Die Chironomiden waren die artenreichste Gruppe. 1997 konnten 44 und 1998 zusätzlich 34 Taxa nachgewiesen werden. Die Trichopteren waren mit 14 Arten vertreten. Bemerkenswert war der Fund von *Goera pilosa* und *Halesus radiatus*. Hierbei handelt es sich um Arten, die Fließgewässer bevorzugen. Relativ artenreich zeigten sich auch die Mollusken mit elf Taxa, von denen drei (*Bithynia leachii*, *Theodoxus fluviatilis*, *Anodonta anatina*) auf der Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Land- und Süßwassermollusken (Wiese 1990) stehen. Die Besiedlung durch diese Tiergruppe endete in der Regel zwischen 5 m und 10 m Wassertiefe. Lebende Exemplare wurden bis in 35 m Tiefe gefunden. Im Ascheberger Seeteil lag die Gesamt-Taxazahl mit 74 (davon 30 Chironomiden-Taxa) am höchsten. Die drei untersuchten Seeteile des Großen Plöner Sees (Südteil und Nordteil des Plöner Beckens, Ascheberger Becken) zeigten hinsichtlich der Tiefenverteilung der dominierenden Arten eine große Übereinstimmung. Die Tiefe von 0,5 m war

gekennzeichnet durch die Chironomiden *Dicrotendipes* sp., *Cladotanytarsus* sp. und *Stictochironomus* sp. ($> 10000 \text{ Ind./m}^2$). Die Probestelle in 2 m Tiefe wies eine große Dichte der Muschel *Dreissena polymorpha* auf. Weiterhin dominierten hier neben Oligochaeten die Hydrachnidia sowie die Ephemeropterenlarven *Caenis horaria*, *C. luctuosa* und die Chironomiden *Stictochironomus* sp. und *Cladotanytarsus* sp.. In 5 m Tiefe waren die Hydrachnidia die prägenden Elemente, außerdem vertreten waren *Caenis horaria*, *Procladius* sp., *Dicrotendipes* sp. *Polypedilum* cf. *nubeculosum* und *Cladotanytarsus* sp.. Bei diesen Taxa handelt es sich ausnahmslos um Vertreter des Litorals. Ab 10 m Tiefe stieg die Anzahl der Profundalchironomiden rapide an, insbesondere im südlichen Plöner Becken war dieser Wechsel auffallend. Es trat die *Chironomus anthracinus*-Gruppe auf, die bis in 35 m Tiefe zu den dominierenden Elementen gehörte. Die *Chironomus plumosus*-Gruppe war in den Plöner Becken in geringen Dichten vertreten, im Ascheberger Seeteil dominierte diese dagegen. Das Profundal, die Tiefenzone, begann demnach unterhalb von 5 m. Die Oligochaeten erreichten im gesamten Plöner See bis in 20 m Tiefe relativ hohe Individuenzahlen.

Der Große Plöner See wurde im Rahmen des Seenprogrammes 1998 nicht fischereibiologisch untersucht. Es existieren jedoch Angaben von der Erwerbsfischerei. Der See wird durch zwei Berufsfischer bewirtschaftet. Danach sind die Plötze (*Rutilus rutilus*) und der Aal (*Anguilla anguilla*) die am häufigsten gefangenen Fischarten. Weitere wichtige Arten sind der Brassen (*Abramis bjoerkna*), der Hecht (*Esox lucius*) und die Kleine Maräne (*Coregonus albula*). Nicht zu vernachlässigen ist der Stint (*Osmerus eperlanus*), ein Massenfisch des Pelagials, der jedoch fischereilich nicht genutzt wird. Die Populationsdichte der Stinte unterliegt jedoch aufgrund ihrer Kurzlebigkeit starken Schwankungen.

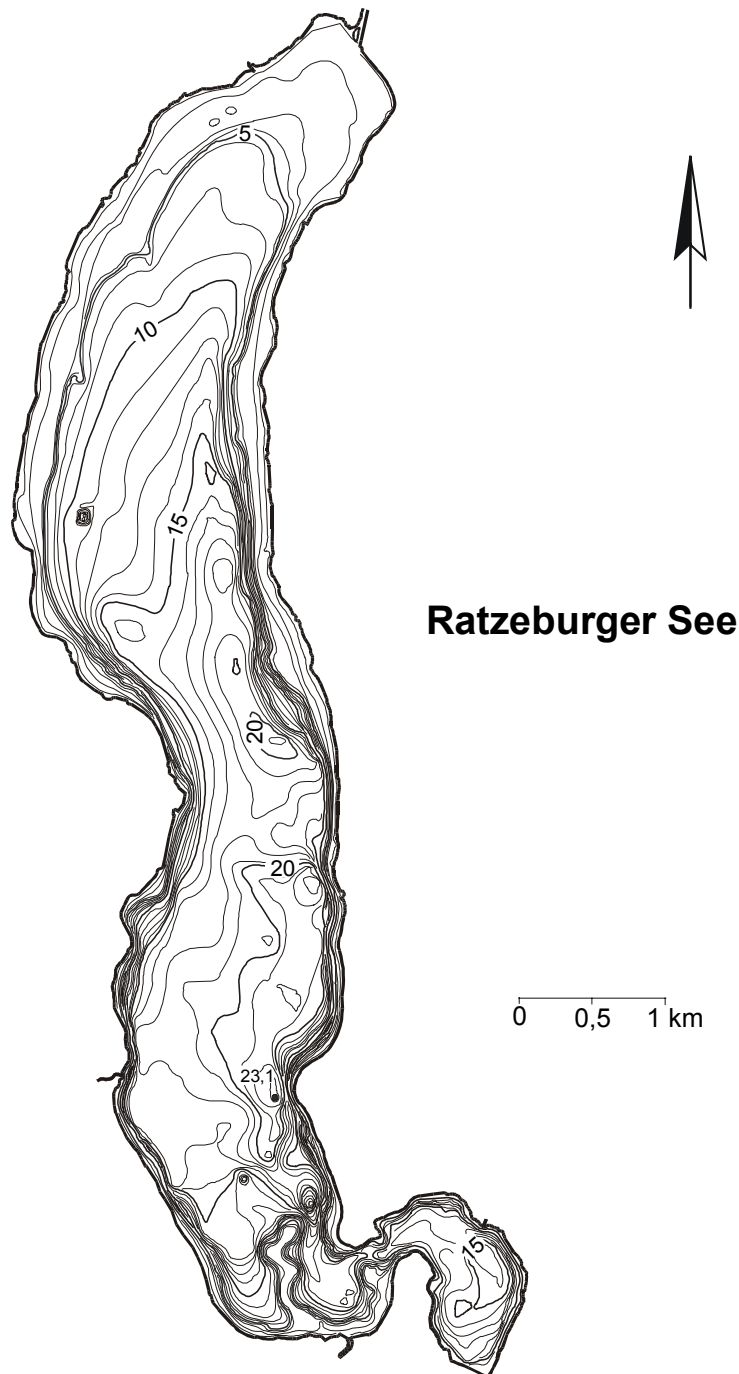
1.8.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Große Plöner See unterliegt einer intensiven Freizeitnutzung. 9 Campingplätze, 700 Bootsliegeplätze und diverse Badestellen prägen das Bild zahlreicher Uferabschnitte. Etwa ein Drittel der gesamten Uferlinie ist verbaut. Der Betrieb von Motorbooten ist von Ausnahmen abgesehen verboten. Der See ist als Winterrastplatz für Zugvögel von Bedeutung. Bei der Bilanzierung des Nährstoffeintrages ergab sich folgendes Bild: Circa 13 t Phosphor und 293 t Stickstoff gelangen jährlich in den Großen Plöner See. Rund die Hälfte des Phosphors bzw. 20 % des Stickstoffs werden davon über die Schwentine transportiert. 81 % des Phosphoreintrages aus dem direkten Einzugsgebiet sind durch die Landwirtschaft bedingt, 15 % verteilen sich auf Wald, Siedlung, Niederschlag und sonstige Nutzung und nur 4 % werden durch Abwasser verursacht. Der Stickstoffeintrag ist zu 72 % durch die landwirtschaftliche Nutzung bedingt. Auffallend ist beim Stickstoff vor allem die relativ hohe Belastung durch den Niederschlag, der direkt auf die Seefläche fällt (13 %). Zahlreiche Sanierungsmaßnahmen wurden im direkten Einzugsgebiet des Großen Plöner Sees durchgeführt. So wurde bereits 1953 am Nordufer eine Teilkläranlage errichtet und wenig später eine zentrale Kläranlage mit 3. Reinigungsstufe am Ufer des Kleinen Plöner Sees in Betrieb genommen. Die Abwassersituation ist als gut zu bezeichnen. Der Anschlussgrad an zentrale Kläranlagen ist sehr hoch. Fast alle Kleinkläranlagen sind nachgerüstet. Weiterhin existieren Regenrückhalte- bzw. Regenklärbecken in Plön, Ascheberg, Bösdorf, Grebin, Nehnten, Dersau und Kalübbe (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 1998a).

1.9 Großer Ratzeburger See

1.9.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Große Ratzeburger See, mit dem südlichen Seeteil Domsee, liegt südlich von Lübeck. Die ehemalige innerdeutsche Grenze verlief entlang des Seeufers quer durch die Röhrichte. Der Ratzeburger See mit dem Domsee, der Kleine und Große Küchensee schließen die Stadt Ratzeburg ein. Die Aufteilung dieses Gewässersystems in mehrere Seen vor ca. 100 Jahren durch künstlich aufgeschüttete Dämme führte dazu, dass die beiden Küchenseen heute als selbständige Systeme zu betrachten sind. Das Ratzeburger Gebiet stellt einen



Ausschnitt der Jungmoränenlandschaft des Östlichen Hügellands Schleswig-Holsteins dar, die ihre Entstehung den Gletschern der Weichsel-Vereisung verdankt. Im Umfeld der Ratzeburger Seen stehen ältere Ablagerungen nicht unmittelbar an der Oberfläche an. Eine schmale Eiszunge des großen Lübecker Gletschers drang nach Süden und erodierte im Ratzeburger Bereich ein langgestrecktes Zungenbecken. Die Hohlform jedoch, in die das Eis vordrang, wurde bereits während der Saale-Eiszeit angelegt. Im Norden ist die Geländeoberfläche durch wellige Grundmoränen und einzelne höhere Rückzugsstufen geprägt. Um Fredeburg und Schmilau herrschen fast ebene Sanderflächen vor. Neben dem Domsee, Kleinen und Großen Küchensee entwässert seit 1925 das Schaalsee-Einzugsgebiet in Richtung Ratzeburger See. Zu der Zeit wurde der Ablauf des Schaalsees in den künstlich entstandenen Schaalseekanal verlegt und speist seitdem das Kraftwerk nahe dem Ratzeburger See.

Abb. 11: Tiefenkarte des Großen Ratzeburger Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

Der Hauptzufluss dieses Seensystems ist neben dem Schaalseekanal, die Jutebek und die aus dem Mechower See kommende Bäk. Die ersten beiden fließen in den Großen Küchensee, die letztere in den Domsee. In den Großen Ratzeburger See selbst münden viele kleine Gräben. Der Ablauf, die Wakenitz, ist im Norden des Sees und entwässert Richtung Trave. Das Einzugsgebiet des Großen Ratzeburger Sees beträgt 319 km². Ohne das Schaalsee-Gebiet wäre es nur 139 km² groß. Es besteht aus ca. 20 % Wald, 55 % landwirtschaftlicher Nutzfläche, 15 % Wasserflächen und 10 % Siedlung.

1.9.2 Topographie und Morphometrie

Der Große Ratzeburger See stellt ein langgestrecktes, buchtenarmes Becken dar. Die maximale Längenausdehnung verläuft von Norden nach Süden.

Tab. 15: Topographie und Morphometrie des Großen Ratzeburger Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{max} [m]	B _{max} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
144,90	13,20	24,4	11,0			1,7	2,6		3,3

1.9.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Große Ratzeburger See ist dimiktisch. Die Leitfähigkeit betrug im Jahresmittel 2000 410 µS/cm, der pH-Wert lag bei 8,4. Der See ist mit einer Säurekapazität von 2,7 mmol/l recht gut gepuffert. Er ist mit einer Calcium-Konzentration von 53 mg/l als mäßig kalkreich einzustufen und liegt mit diesem Wert etwas unter dem für Schleswig-Holstein typischen Durchschnitt (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2000).

Tab. 16: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000), Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,4	406	10,7	2,6	0,66	56,3	49,8

Die Gesamtposphorkonzentration lag im Februar 2000 während der Volldurchmischung bei 65 µg P/l, die Gesamtstickstoffkonzentration bei 850 µg N/l. Während der Vegetationsperiode kam es im Epilimnion zu einer Verarmung an Nährstoffen. Das sommerliche Mittel betrug dort ungefähr 30 – 40 µg TP/l und 570 µg TN/l. In der Tiefe hingegen war eine Nährstoffanreicherung zu messen. Es wurden im Großen Ratzeburger See Maximalwerte von 730 µg TP/l und 2500 µg TN/l erreicht. Das Hypolimnion war ab Ende Juni sauerstofffrei. Am Ende des Sommers enthielt das Tiefenwasser etwas Schwefelwasserstoff. Die Sichttiefe lag im Sommer im Großen Ratzeburger See bei 2,5 m, die Chlorophyll a-Konzentrationen betrugen im Mittel nur 10 µg/l. Die Klassifikation des Istzustandes

der Trophie ergibt nach dem LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) beim Großen Ratzeburger See eine Trophiestufe von meso- bis eutroph 1. Das Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser unterstreicht eher den eutrophen Zustand. Der Referenzzustand lag hingegen bei oligotroph. Es errechnet sich eine Bewertung von 2 bis 3.

1.9.4 Flora und Fauna

Eine Makrophytenkartierung wurde im Auftrag des Landesamtes von Garniel durchgeführt (Garniel 2000). Der Ratzeburger See wird von überwiegend intakten Röhrichten gesäumt. Nennenswerte Schäden treten nur im Nordwesten und im Süden des Sees dort auf, wo die Uferstruktur durch Siedlungen und Freizeitnutzungen geprägt ist. *Phragmites australis* ist der häufigste und dominante Röhrichtbildner am Ratzeburger See. Andere Arten wie *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima* und *Acorus calamus* sind nur schwach vertreten. An einigen Stellen sind Säume aus *Schoenoplectus lacustris* ausgebildet. 5 – 25 m breite Uferröhrichte aus Schilf sind für den Ratzeburger See charakteristisch, wobei Breiten um 15 m überwiegen. Die Bestände stocken unterhalb des Sommerwasserstands auf dem Litoral auf Sand, Kies und Geröll. Aufgrund des Mangels an geomorphologisch geeigneten Standorten in geschützten Buchten sind ausgedehnte Verlandungszonen mit Landröhrichten relativ selten. Sowohl das Schilf als auch seine begleitenden Stauden und Sauergräser (z.B. *Carex pseudocyperus*, *Carex acutiformis*, *Epilobium hirsutum*, *Epilobium roseum*, *Rumex hydrolapathum*, *Eupatorium cannabinum*, *Iris pseudacorus*, *Mentha aquatica*) entfalten hier eine beträchtliche Wuchskraft. Typisch für solche Landröhrichte ist ihr Reichtum an Kletterpflanzen wie *Calystegia sepium* und *Humulus lupulus*. Schilfröhrichte auf organischen Böden finden sich großflächig nur im Naturschutzgebiet Kammerbruch (Mecklenburg-Vorpommern), einer alten Verlandungszone am Nordende des Sees. Weitere ungestörte Landröhrichte sind schwerpunktmäßig entlang des Ostufers des Sees um Utecht und vor dem Wald Seebruch festgestellt worden. Seewärts gehen die Landröhrichte in Uferröhrichte auf mineralischen Böden über. In ungestörten Uferabschnitten können beide Röhrichtgürtel gemeinsam eine Breite von maximal 60 – 70 m erreichen. Mit 17 aktuell vorkommenden submersen Pflanzen gehört der Ratzeburger See zu den nur mäßig artenreichen Seen Schleswig-Holsteins. Die Artenzusammensetzung ist für kalkreiche, nährstoffbelastete Gewässer charakteristisch, eine typische Characeen-Zone im tieferen Wasser fehlt. 17 Arten (12 höhere Pflanzen und 5 Characeen) sind mittlerweile ausgestorben. Die Untergrenze der Makrophytenbesiedlung liegt bei ca. 3 m Tiefe im Norden und bei ca. 4 m im südlichen Drittel. Im Norden des Sees ist die Vegetation meistens sehr schütter ausgebildet, die Deckungswerte überschreiten selten 5 %. Lediglich eutrophierungstolerante Arten wie *Potamogeton pectinatus* und *Ranunculus circinatus* bauen dichtere Bestände auf. Nach Süden hin nimmt die Deckung der submersen Vegetation leicht zu. Im Norden des Sees sind die Pflanzen stark veralgt, während sie im südlichen Drittel und im Domsee fast algenfrei sind. Insgesamt setzt sich die Tauchblattzone mit *P. pectinatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Chara globularis*, *Ranunculus circinatus*, *Potamogeton perfoliatus* und *Zannichellia palustris* aus weitverbreiteten Arten eutropher Seen zusammen. Als floristische Besonderheiten sind die Vorkommen von *Callitriche hermaphroditica* (Rote Liste 2) und von *Potamogeton friesii* (RL 2) hervorzuheben, die ausschließlich im südlichen Drittel des Sees gefunden wurden. *Myriophyllum spicatum* (RL 3) ist mittlerweile

selten geworden. Die festgestellten Unterschiede in der Entwicklung der submersen Vegetation werden als Hypothese auf eine stärkere Wasserbelastung im nördlichen Teil des Sees zurückgeführt. Die Schwimmblatt-Vegetation ist im Ratzeburger See nur kleinflächig entwickelt und wird von *Nymphaea alba* sowie *Nuphar lutea* gebildet. Die größten Schwimmblattbestände finden sich am Westufer am Nordende des Sees. Das brandungsexponierte Ostufer ist als Standort für See- und Teichrosen ungeeignet.

An Zooplankton ist nur *Keratella cochlearis* in relativ geringer Menge angegeben.

Das Makrozoobenthos wurde im Auftrag des Landesamtes von Otto untersucht (Otto 2000b). Es wurden 34 bzw. 37 Taxa nachgewiesen. Die höchste Zahl wurde von den Mollusca (13 bzw. 12 Taxa) und den Chironomidae (9 bzw. 11 Taxa) erreicht. Dominierendes Faunenelement in fast allen Tiefen waren die Oligochaeta, die in 10 m Tiefe höchste Abundanzen erreichten. In 0,5 m Tiefe dominierte im Nordteil *Cladotanytarsus* sp. (6572 Ind./m²) und im Südteil, in dem die Individuenzahlen deutlich geringer waren, *Stictochironomus* sp. und *Microtendipes* cf. *pedellus*, ein Indikator für nährstoffärmere Gewässer (614 bzw. 552 Ind./m²). Die Tiefe von 2 m war im Südteil durch eine große Anzahl von *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda, > 1000 Ind./m²), Oligochaeta und *Caenis horaria* (Ephemeroptera) charakterisiert und im Nordteil durch Oligochaeta, *Caenis horaria* und *Cladotanytarsus* sp. (Chironomidae). In 5 m und 7 m traten die Oligochaeta und *Procladius* sp. in höheren Zahlen auf. Im Südteil kamen außerdem Milben (Hydrachnida) hinzu. Ab 10 m übernahmen die Profundalvertreter (z.B. *Chironomus plumosus*-Gr.) eine dominierende Rolle, während Litoralvertreter in der Häufigkeit zurücktraten bzw. ganz verschwanden. Somit befand sich der Übergang zum Profundal zwischen 7 m und 10 m. Die Tiefe von 20 m wurde im Nordteil durch die Oligochaeta und im Südteil durch *Chaoborus flavicans* charakterisiert. Zu erwähnen ist, dass die *C. plumosus*-Gr. in 10 m und 20 m Tiefen in kleinen, aber stabilen Populationen vertreten waren. Die Transekten zeigten hinsichtlich der Ernährungstypen einen hohen Anteil von Detritusfressern in allen Tiefen. Litoraltypische Zerkleinerer und Weidegänger fanden sich insbesondere in Tiefen bis 5 m. Hinsichtlich der Beurteilung des Sees anhand des Profundals ist anzumerken, dass die für die Beurteilung wichtigen Vertreter (*Chironomus plumosus*, *Chaoborus flavicans*) in vergleichsweise geringen Dichten vertreten waren. Da *C. plumosus* aber offensichtlich stabile Populationen aufwies, ist der See im Sinne von Thienemann als eutropher „*C. plumosus*-See“ zu bezeichnen (Thienemann 1922). Hier zeigt sich, dass die Beurteilung des Litorals günstiger ausfällt als die des Profundals, was möglicherweise einen Übergang vom eutrophen zum mäßig eutrophen Zustand dokumentiert.

Innerhalb der Fischfauna sind der Binnenstint (*Osmerus eperlanus* f. *spirinchus*), Plötze (*Rutilus rutilus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Schleie (*Tinca tinca*), Gründling (*Gobio gobio*), Ukelei (*Alburnus alburnus*), Güster (*Blicca bjoerkna*), Brachsen (*Abramis brama*), Karausche (*Carassius carassius*), Wels (*Silurus glanis*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), Zwergstichling (*P. pungitius*) und Quappe (*Lota lota*) vor. Daneben treten vereinzelt die Bachforelle (*Salmo trutta* f. *fario*), die Große Maräne (*Coregonus lavaretus*) und der Zander (*Stizostedion lucioperca*) auf. Besatzmaßnahmen stützen den Bestand der Kleinen Maräne (*Coregonus albula*) und des Hechts (*Esox lucius*) (LAWA 1985).

1.9.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die Fischfauna des Sees wird gewerblich genutzt. Auch Angelscheine werden ausgegeben. Bläßhuhn und Reiherente sind mit starken Rastbeständen im Herbst und Winter vertreten. Die Arten der Roten Liste, Rohrdommel, Rohrweihe, Rohrschwirl und Drosselrohrsänger brüten hier (LAWA 1985). Der Tourismus spielt am und auf dem Ratzeburger See eine große Rolle. Der See wird von den Ausflugsschiffen einer Lübecker Reederei befahren. Darüber hinaus wird der See von zahlreichen Seglern, Surfern und Kanuten genutzt. Ein Uferwanderweg führt von der Dominzel bis Rothenhusen am Nordende des Sees. Campingplätze, Badestellen und Stege kommen entlang des gesamten Westufers eingestreut vor. Das Ostufer ist dagegen zur Zeit noch kaum touristisch erschlossen und schwer zugänglich. Es ist am 13. April 2000 von Rothenhusen bis Kalkhütte als Naturschutzgebiet „Ostufer des Großen Ratzeburger Sees“ ausgewiesen worden. So ist zwischen Rothenhusen und Utecht eine Gewässersperrzone eingerichtet worden.

In den Ratzeburger See leiten zwei größere Kläranlagen der Stadt Ratzeburg und mehrere Kleinkläranlagen ein. Die Phosphorfracht aus dem Schmutzwasser macht, grob geschätzt, etwa ein Zehntel der Gesamtfracht aus. Das Einzugsgebiet ist geprägt durch landwirtschaftliche Nutzflächen. Die unmittelbaren Seeufer werden aber landwirtschaftlich nicht genutzt. Es finden sich einige Weiden, die aber durch einen Wanderweg vom See getrennt sind (Angaben nach Entwurf des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein).

1.10 Großer Segeberger See

1.10.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Große Segeberger See befindet sich in ca. 30 km Entfernung zur Stadt Lübeck in der östlichen Hügellandschaft Schleswig-Holsteins, die durch die Weichselvereisung geschaffen wurde. Die Entstehung des Sees ist nicht gänzlich geklärt. Einerseits wird er als Rinnensee, d.h. als wassererfüllter Rest glazialer Schmelzwasserrinnen, betrachtet, andererseits könnte es sich auch um eine Einbruchssenke eines Salzstockes handeln, wie sie in der Umgebung Bad Segebergs häufiger anzutreffen sind. Benachbarte Seen sind der nördlich gelegene Klüthsee und der südlich gelegene Kleine Segeberger See, die beide in den Großen Segeberger See entwässern. Das oberirdische Einzugsgebiet des Sees umfasst 9,65 km² und gehört zum Einzugsgebiet der Trave. Besiedelte Bereiche im Einzugsgebiet sind die Gemeinden Bad Segeberg, Stipsdorf und Klein Rönnau, außerdem befinden sich im östlichen Einzugsgebiet landwirtschaftlich genutzte Acker-, Weide- und Grünflächen und im westlichen Teil Laubwald, der in direkter Ufernähe beginnt. Die Zuflüsse des Sees sind kleinere Gewässer, die nur geringe Wassermengen führen und teilweise sogar austrocknen. Der einzige Ablauf des Sees, die Rönnau, befindet sich im Nordwesten. Der Jahresabfluss aus dem See lag 1990 bei $23,24 \cdot 10^5 \text{ m}^3$ (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995b).

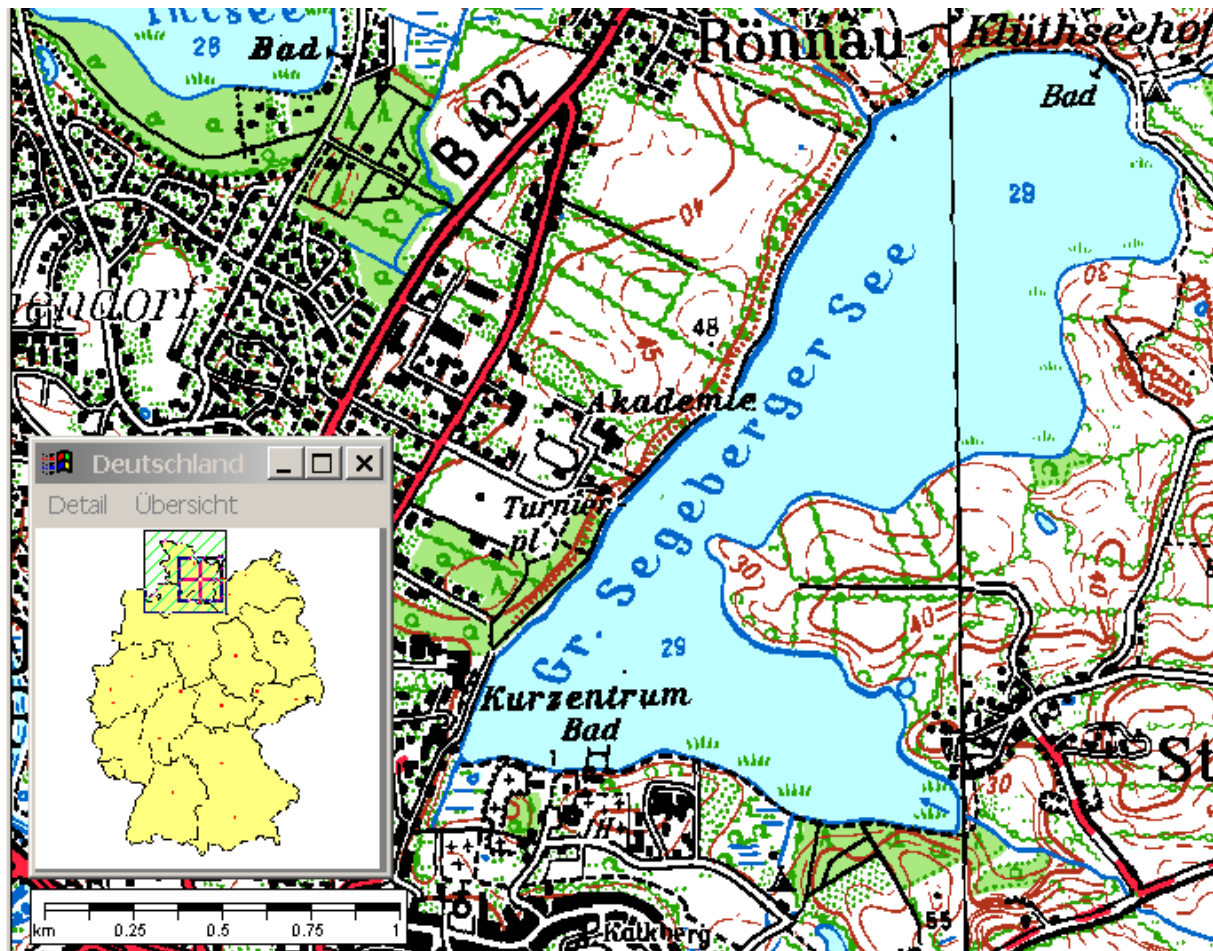


Abb. 12: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)

1.10.2 Topographie und Morphometrie

Der See ist durch eine Engstelle in einen nördlichen und südlichen Bereich unterteilt. Die tiefste Stelle des Sees befindet sich im nördlichen Seeteil. Während das Litoral am Ostufer sehr seicht ausläuft, ist das Westufer sehr steil.

Tab. 17: Topographie und Morphometrie des Großen Segeberger Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. M ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
10,80	1,70	12,0	6,3	2600	1300	1,8	1,9	7,0	3,90

1.10.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der See ist im Sommer geschichtet und weist ein tieferreichendes Epilimnion (- 8 m) auf. Während der Schichtungsperiode ist der pH-Wert an der Oberfläche deutlich höher (max. 8,9) als in den tieferen Schichten. Ab Mai lässt sich eine Erwärmung des Tiefenwassers feststellen, die vermutlich durch Zustrom wärmer temperierten Wassers aus unterirdischen Quellen am Seeboden hervorgerufen wird. Im Hypolimnion kommt es zu starker Sauerstoffzehrung bis hin zu völliger Sauerstofffreiheit ab Mitte Juli, begleitet von H₂S-Bildung ab 9 m Wassertiefe und Phosphor-Freisetzung aus dem Sediment. In den Wintermonaten ist eine gleichmäßige und vollständige Sauerstoffversorgung des gesamten Wasserkörpers gegeben. Die Leitfähigkeit ist geologisch bedingt durch Salzstöcke der Umgebung sehr hoch, ebenso wie die Chloridkonzentrationen, die bei 103 – 122 mg/l liegen. Die Änderungen der Gesamtphosphor- und Orthophosphatkonzentrationen verliefen im Jahresverlauf 1989/1990 parallel. In 1 m Wassertiefe kam es im Frühjahr und während der Sommerstagnation zu einer Abnahme, in 10 m Tiefe hingegen zu einem enormen Anstieg beider Parameter. Als maximale Phosphatkonzentration wurden 1,26 mg PO₄-P/l ermittelt. Die Gesamtstickstoffkonzentrationen lagen im Winter/Frühjahr 1989/1990 bei ca. 1 mg/l, während der Sommerstagnation kam es bei gleichzeitiger Abnahme im Epilimnion zu einer Anreicherung im Tiefenwasser auf maximal 3,3 mg TN/l. Auch die Ammoniumkonzentrationen erreichten zu dieser Zeit im Hypolimnion hohe, maximale Konzentrationen von 3 mg/l, während nach Durchmischung 0,16 mg NH₄-N/l gemessen wurden. Die mittlere sommerliche Sichttiefe betrug in dieser Untersuchungsphase 3,8 m. Die beobachtete starke H₂S-Bildung in den tieferen Schichten wird durch die geogen bedingte Zufuhr von Calciumsulfat verstärkt. Das Sulfat dient dann beim Abbau organischer Substanz unter anaeroben Bedingungen Desulfurikanten zur dissimilatorischen Sulfatreduktion, bei der H₂S entsteht. Dieses verursacht wiederum eine starke Rücklösung von an Eisen gebundenem Phosphor aus dem Sediment, indem Eisensulfid gebildet und Phosphor freigesetzt wird (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995b).

Die Mittelwerte der Sichttiefe, der Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentration zeigen nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen mesotrophen Zustand des Sees an. Für den Großen Segeberger See ergibt sich unter Berücksichtigung der Schichtung als morphometrischer Referenztrophiengrad Eutrophie (e1). Dieser gilt als Anhaltspunkt für den natürlichen Trophiengrad des Gewässers.

Vegetationsmittelwerte zur Darstellung in Tabellenform lagen nicht vor.

1.10.4 Flora und Fauna

Am Westufer ist der Schilfgürtel (*Phragmites australis*) durch anthropogenen Einfluss mehrfach unterbrochen und nur schmal ausgebildet. Im stadtfüreren Teil sind lange Reihen von *Iris pseudacoris* angepflanzt, die durch Muddeakkumulation dazu beitragen sollen, unterspülte Wegabschnitte zu befestigen. Kleine und schütter Bestände bilden *Typha angustifolia* bzw. *T. latifolia* an Stellen, wo der Schilfsaum gestört ist. Wasserseitig sind dem Schilf an einigen Stellen Bestände von *Schoenoplectus lacustris* vorgelagert. Als weitere Röhrichtbildner sind die Meerbinse *Bolboschoenus maritimus* zu nennen, die salz- und nährstoffreichere Standorte bevorzugt sowie die Art *Sparganium erectum*, die am Seeabfluss bei Rönau vorkommt und ebenfalls als Störungsanzeiger zu betrachten ist. In den vielen kleinen Buchten des Ostufers ist das Gelände oft sumpfig mit gut entwickeltem Schilfsaum, der stellenweise 20 – 30 m Breite erreicht und in dem *Phragmites australis* mit *Schoenoplectus lacustris* vergesellschaftet ist. Im nordöstlichen Uferbereich befinden sich die ehemals geschützten Feuchtwiesen mit verschiedenartigen Niedermoor-Vegetationstypen (z. B. *Caltha palustris*, Carexarten, *Eleocharis palustris*), die einen hohen Anteil an Rote Liste Arten (Gefährdungsgrad 3) aufweisen. Die Bestände von *Bolboschoenus maritimus*, *Schoenoplectus lacustris*, *Typha latifolia* und *Phragmites australis* sind hier eng verzahnt. Auffallend ist das Vorkommen von Algenwatten und von *Zannichellia palustris*. Eine Schwimmblattvegetation fehlt fast vollständig. Bezogen auf das Vorkommen in einzelnen Untersuchungsabschnitten dominierte im Zeitraum 1989/1990 innerhalb der submersen Makrophyten *Ceratophyllum demersum*, gefolgt von *Potamogeton pectinatus* und *Ranunculus aquatilis*, die in über 70 % der untersuchten Abschnitte vorkamen. In 54,7 % aller untersuchten Abschnitte kamen *Chara* sp. und *Zannichellia palustris* vor. Auf die Arten *Elodea canadensis*, *Potamogeton perfoliatus*, *P. obtusifolius* entfielen Anteile von 26,4 – 15,1 % und auf *Ranunculus circinatus*, *Utricularia vulgaris*, *Potamogeton berchtoldii* und *P. crispus* weniger als 10 %. Die größte Verbreitungstiefe wies *Ceratophyllum demersum* mit 6,2 m auf. Die häufigste submerse Makrophytenart war *P. perfoliatus*, wobei die einzelnen Arten bei insgesamt mittleren Häufigkeiten keine starken Unterschiede in den Abundanzen zeigten.

Im Phytoplankton sind Diatomeen und Cryptophyceen das gesamte Jahr über präsent. Die Diatomeen prägen das Phytoplanktonbild im Winter und zeitigen Frühjahr mit zentralen Formen, die Cryptophyceen dagegen im Spätsommer/Herbst. Auch im März 1990 lag der Anteil der Cryptophyceen am Gesamtphytoplankton bei über 80 %. Cyanobakterien treten nur im Frühjahr kurzzeitig mit der Art *Gomphosphaerium naegelianum* stärker in Erscheinung. Im Sommer entwickeln sich in stärkeren Maße chlorococcale und volvocale Chlorophyceen, die zusammen zeitweilig das Planktonbild dominieren. Bei den Diatomeen sind zu dieser Zeit die pennaten Formen stärker vertreten. Bezogen auf das Biovolumen zeigt sich ein zweigipfliger Jahresverlauf. Das erste Maximum im Frühjahr (9 mm³/l) wird durch Diatomeen verursacht, der kleinere Peak im Spätsommer (ca. 4,5 mm³/l) durch *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae), die zwar sehr groß ist, jedoch nur in geringer Dichte vorhanden war.

Im Zooplankton setzt eine starke Entwicklung der Rotatorien im Frühjahr ein und führt zu einem Populationsmaximum im April/Mai (ca. 480 Ind./l). Es überwiegen filtrierende Arten, wie *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *K. cochlearis* f. *tecta*, *Filinia longiseta*, *Kellikottia longispina*, *Conochilus unicornis*, *Polyarthra dolichoptera*, *Brachionus angularis* und *Br. calyciflorus*. Ab Mai und während des Sommers sind die Phyllopoden mit maximalen Individuendichten (ca. 50 Ind./l) und den Arten

Daphnia galeata, *Diaphanosoma brachyurum*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina longirostris*, *Eubosmina coregoni*, *Alona quadrangularis* vertreten. Die räuberische Art *Leptodora kindtii* tritt im Spätsommer/Herbst stärker in Erscheinung. Von den calanoiden Copepoden ist *Eudiaptomus gracilis* der einzige Vertreter und bildet zwei Abundanzmaxima im Frühjahr (15 Ind./l) und Herbst (10 Ind./l) aus. Nauplien und Copepodite dieser Art sind vor allem im Frühjahr häufig. Von den räuberischen, cyclopoiden Copepoden wurden *Cyclops strenuus*, *C. vicinus*, *C. kolensis*, *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides* nachgewiesen. Diese entwickeln zum Teil jahreszeitlich versetzt Abundanzmaxima. Deren Nauplien waren im Jahr 1990 in den Monaten März, Juni und August besonders stark vertreten (max. 55 Ind./l), Copepodite dagegen vor allem im zeitigen Frühjahr. Zu berücksichtigen ist, dass die Verteilung der Zooplankter dem Fraßdruck durch Fische unterliegt.

Eine Bestandsaufnahme der Makroinvertebraten im Jahr 1990 wies 49 Arten und 13 Gattungen nach. Davon gelten 14 Arten und 2 Taxa als potentiell gefährdet, gefährdet oder vom Aussterben bedroht. Die Individuendichten der einzelnen Arten waren vor allem an den Hartsubstraten und bei den Gastropoda gering. Diese waren u.a. mit den Arten *Planorbarius corneus*, *Radix peregra* und *Theodoxus fluviatilis* vertreten. Bei den Bivalvia war *Dreissena polymorpha* die häufigste Art, außerdem kamen die Arten *Anodonta anatina*, *A. cygnea*, *Unio pictorum*, *Pisidium sp.* und *Sphaerium corneum* vor. Der größte Artenreichtum fand sich entlang des Ostufers in den Schilfbeständen, u.a. traten mehrere Groß- und Kleinlibellenarten auf, wie *Coenagrion puella*, *C. pulchellum*, *Ischnura elegans*, *Lestes sponsa*, *Libellula depressa*, *L. quadrimaculata*, *Orthetrum cancellatum* und *Pyrrhosoma nymphula*. Besonders zahlreich waren Ruderwanzen wie *Corixa punctata* und *Sigara sp.* im Flachwasserbereich und an vegetationsfreien Uferabschnitten.

Das Fischvorkommen wurde mittels Elektrofischerei untersucht. In abnehmender Häufigkeit wurden im Jahr 1990 Plötze (*Rutilus rutilus*), Aal (*Anguilla anguilla*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Hecht (*Esox lucius*), Steinbeißer (*Cobitis taenia*), Brassen (*Abramis brama*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Kaulbarsch (*Acerina cernua*), Quappe (*Lota lota*) und Schleie (*Tinca tinca*) nachgewiesen. Unter den Weißfischen dominierte eindeutig die Plötze, unter den weit weniger häufigen Raubfischen dagegen die Barsche gegenüber den Hechten und Kaulbarschen. Die zahlreichen Aale bevorzugten vor allem den südöstlichen Uferbereich als Lebensraum. Die Bestände von Barsch, Plötze und Brasse zeigten keine Verbüttungserscheinungen, die Aale wiesen hingegen ein vermindertes Längenwachstum auf. Durch den Angelsportverein findet jährlich ein Besatz mit Aal (1990: 1700 g/ha) und Karpfen (1990: 300 kg/ha) statt, gelegentlich werden auch Hechte eingesetzt.

Es wurden 130 Vogelarten am See beobachtet, von denen 46 in der Roten Liste von Schleswig-Holstein stehen (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995b).

1.10.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Große Segeberger See wird ausschließlich vom Segeberger Angelsportverein befischt, eine kommerzielle Befischung entfällt. Zu Pfingsten findet regelmäßig ein Netzzug auf Weißfische statt, ansonsten erfolgt die Befischung mit Angeln und Aalschnüren. Die Fanganteile verteilten sich zwischen 1980 und 1989 relativ gleichmäßig auf die einzelnen Arten, der mittlere Fangertrag pro Hektar betrug 14,4 kg und lag seit 1986 unter dem Besatzgewicht. Bad Segeberg ist seit 1986 staatlich anerkannter Kurort. Die jährlich in Bad Segeberg stattfindenden Karl-May-

Festspiele locken eine große Touristenzahl an den See. Direkt am See liegen drei Campingplätze, von denen zwei ganzjährig geöffnet sind. Desweiteren sind ein Strandbad und zwei Badestellen vorhanden. Auf dem See sind motorbetriebene Fahrzeuge nur bei Sondereinsätzen (DLRG, Segelregatten) zugelassen, zum Befahren des Sees mit nicht motorbetriebenen Booten/Surfbrettern werden Erlaubnisscheine ausgegeben. Auf dem See existieren ca. 300 Bootslichegeplätze (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995b).

Ein Belastungsschwerpunkt des Großen Segeberger Sees liegt im Nährstoffeintrag durch die landwirtschaftlichen Flächen (P=59,4 %, N=75,5 %), die Atmosphäre (P=23,5 %, N=15,5 %) und durch die Regenentwässerung (P=17,1 %, N=9 %). Der Phosphorbestand im Gewässer beträgt 1595 kg, der Phosphorausrag über den Abfluss macht 78 % des Gesamteintrages aus – es findet keine nennenswerte P-Retention statt. In Bezug auf Stickstoff beträgt der Bestand im See 10.282 kg, der Austrag über den Abfluss macht hier 12 % des Gesamteintrages aus. Ein Stickstoff-Phosphor-Verhältnis von 6,5 weist den See als nicht phosphorlimitiert aus (Heisig-Gunkel 1995).

1.11 Hemmelmarker See

1.11.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der See liegt südöstlich von Barkelsby am Nordufer der Eckernförder Bucht im Landschaftsschutzgebiet „Ostseeküste-Schlei / Wittensee und Windebyer Noor“. Am westlichen Ufer liegt das Gut Hemmelmark. Im Westen und Süden ist der See von Wald umgeben, im Norden und Osten begrenzen ihn quellige Steilhänge, von denen er zusätzlich gespeist wird. Das 7,3 km² große, oberirdische Einzugsgebiet ist im Verhältnis zur Seefläche und zum Seevolumen relativ klein. Im Einzugsgebiet dominiert Geschiebemergel, der stellenweise über Sand liegt. Das Einzugsgebiet des Sees wird überwiegend landwirtschaftlich, zu 67,2 % als Acker und zu 3,2 % als Grünland genutzt. Der Waldanteil liegt mit 14,1 % recht hoch. Bebaut sind 3 % des Einzugsgebietes, 11,6 % entfallen auf Wasserflächen und 1,1 % auf Sonstiges. Die Zahl der Dungeinheiten (DE) liegt bei durchschnittlich 0,4 DE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

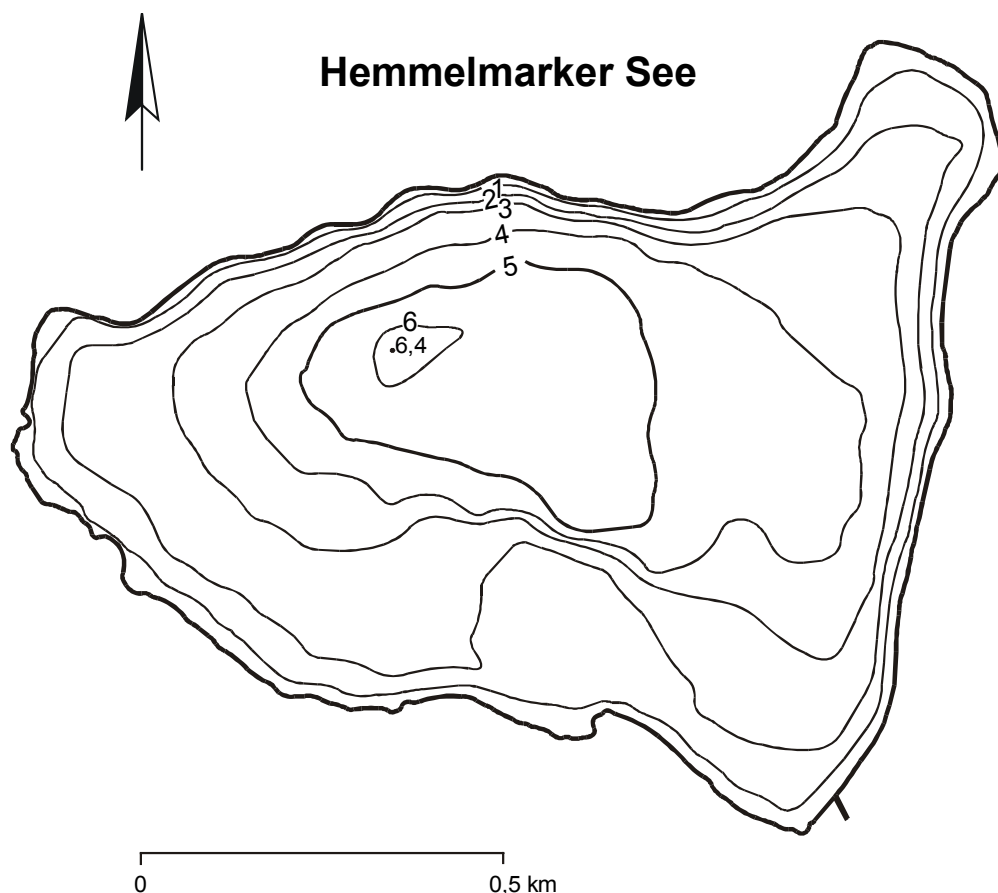


Abb. 13: Tiefenkarte des Hemmelmarker Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

Die nordöstliche Bucht des Hemmelmarker Sees ist von Niedermoor umgeben. Am Südufer des Sees befindet sich über marinem Sand ein Niedermoor, das bis an das Ufer der Förde reicht. Der See besitzt zwei Zuläufe am Südwest- und am Nordwestufer sowie einen Ablauf am Südufer, der in die Förde mündet. Im Jahr 1997 schwankten die Abflüsse des Sees stark zwischen 29 l/s (Oktober) und 155 l/s (März). Die entsprechende Abflussspende lag bei 4 –21 l/(s·km²). Im November 1997 wurde eine Umkehrung der Fließrichtung beobachtet. Zu diesem Zeitpunkt floss also salzhaltiges Ostseewasser in den Hemmelmarker See. Der Seewasserstand

schwankte im Untersuchungszeitraum um 20 cm (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2000).

1.11.2 Topographie und Morphometrie

Der See hat eine dreieckige Form. Das Nord- und Ostufer fallen unter Wasser relativ steil ab. Die tiefste Stelle liegt mit 6,3 m nahe der Mitte des Nordufers.

Tab. 18: Topographie und Morphometrie des Hemmelmarker Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
2,45	0,85	6,3	2,9	1370	1020	1,3	1,1	6,1	1,10

1.11.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der See ist durch seine relativ geringe Tiefe im Sommer nur schwach thermisch geschichtet. Im März 1997 wurde eine hohe Gesamtposphorkonzentration von 240 µg/l und eine mäßige Gesamtstickstoffkonzentration von 1600 µg/l festgestellt. Bis Juni sank die Phosphorkonzentration im Oberflächenwasser auf 150 µg/l und blieb etwa auf diesem Wert bis Ende August. Gelöstes Phosphat war bis Juli 1997 nachweisbar, während Nitrat unter der Nachweisgrenze von 0,05 mg/l NO₃-N lag. Dies weist darauf hin, dass zu diesem Zeitpunkt das Algenwachstum im Hemmelmarker See durch Stickstoff begrenzt wurde. Erst im August sank auch Phosphat unter die Nachweisgrenze von 0,005 mg/l PO₄-P. Über dem Grund stiegen die Phosphorkonzentrationen bis Ende August auf 970 µg/l TP an.

Tab. 19: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1997 (Ausnahme TP_{Früh}: Monatswert April 1997, Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,2	248	81,4	0,6	2,02	335,0	235,0

Gelöste anorganische Nährstoffe wurden hier ebenfalls im Sommer in hohen Konzentrationen gemessen (5,34 mg/l NH₄; 0,78 mg/l PO₄), an der Oberfläche waren sie nur in Spuren vorhanden. Die Stickstoffkonzentration sank im Juni in 5 m Tiefe unter diejenige des Frühjahres. Erst im August überwogen die Freisetzungsprozesse aus dem Sediment den potentiellen Verlust durch Denitrifikation und die Gesamtstickstoffkonzentration über dem Seegrund stieg stark auf 5700 µg/l an. Das Wasser war überdurchschnittlich stark gepuffert (Säurekapazität 3,2 mmol/l) und im oberflächennahen Wasser wurden pH-Werte zwischen 8,4 bis 9 festgestellt. Die Leitfähigkeit war mit 2360 µS/cm überdurchschnittlich hoch. Die Chlorid-Konzentration lag zwischen 571 mg/l und 629 mg/l und ebenfalls für schleswig-holsteinische Seen weit über dem Durchschnitt. Der Grund hierfür ist in der Nähe der Ostsee und in dem zeitweise festgestellten Einstrom von Ostseewasser zu sehen. Im Bereich der Küste findet Infiltration statt. Aus dem gleichen Grund hat der See hohe

Calcium- (85 mg/l) und Magnesiumkonzentrationen (43 mg/l). Die Sulfatkonzentrationen im Wasser schwankten um 100 mg/l. Im Juli und besonders im August konnten sehr hohe Konzentrationen an gelöster Kieselsäure (6,1 mg/l bzw. 10,2 mg/l SiO₂) in der Wassersäule bzw. über Grund gemessen werden. Eine Sauerstoff-Übersättigung zwischen 120 % und 166 % an der Wasseroberfläche von März bis August weist auf eine hohe Algenproduktion hin. Nur Mitte Juli wurde eine deutliche Sauerstoff-Untersättigung (77 %) in der oberen Wassersäule (bis 4 m) festgestellt. Ursache kann der Zusammenbruch einer vorangegangenen Algenblüte sein. Nach dem Einsetzen der thermischen Schichtung im Juni war das Wasser unterhalb von 5 m sauerstofffrei und enthielt Schwefelwasserstoff. Die Ganglinie der Sichttiefe zeigte im Mai ein Klarwasserstadium mit Maximalwerten von 2,5 m. In der übrigen Zeit waren die Sichttiefen meist sehr gering (zwischen 0,4 und 1,0 m). Die geringe Transparenz, wie auch die hohe Chlorophyll a-Konzentration zwischen 37 µg/l und 170 µg/l zeigen ebenfalls eine hohe Produktivität des Planktons an. Die Trophiebewertung nach der LAWA-Richtlinie (LAWA 1998) ergibt einen eutrophen potentiell natürlichen Zustand des Hemmelmarter Sees. Der Istzustand wird als polytroph 2 klassifiziert. Aus dem großen Unterschied zwischen potentiell natürlichem und dem Istzustand ergibt sich die Bewertung 5 auf der siebenstufigen Skala.

1.11.4 Flora und Fauna

Die Ufervegetation des Sees wurde 1997 im Auftrag des Landesamtes von Kölbel grob erfasst (Kölbel 1997c). Die den See umgebenden Röhrichte sind als fast geschlossener, relativ schmaler und artenarmer Saum ausgebildet. *Phragmites australis* und *Typha angustifolia* sind die dominanten Arten, ferner kommt *Schoenoplectus tabernaemontani* vor. Am Südufer sowie am Westufer ist der Röhrichtsaum von einigen Stegen der Anlieger und einer Vogelkoje der Vogelwarte Helgoland mit Beobachtungshütte und Bootsschneise durchschnitten. Am Ostufer gedeiht in röhrichtfreien Bereichen sporadisch die gefährdete *Lysimachia thyrsiflora*. Eine 10 – 15 m breite Schwimmblattzone aus *Nymphaea alba* ist am Westufer vorhanden. Die Unterwasservegetation des Hemmelmarter Sees setzt sich aus einigen charakteristischen, eutrophierungstoleranten Arten zusammen. Die dominanteste Art ist *Potamogeton pectinatus*, die am Südufer einen 15 m breiten, dichten Rasen bildet, der bis zu einer Wassertiefe von 1,7 m reicht. *Potamogeton perfoliatus* und *Zannichellia palustris* lassen sich am Gutssteg des Westufers finden. Nord- und Ostufer fallen steil ab, so dass hier die submersen Makrophyten fehlen.

Das Plankton im See wurde im Auftrag des Landesamtes 1997 von Gunkel untersucht (Gunkel 1997c). Der Hemmelmarter See zeigte bereits im März eine starke Cyanobakterienentwicklung. Der Hauptvertreter war die kolonienbildende Form *Gomphosphaeria compacta*. Ferner kamen einige wenige fädige Cyanobakterien, Diatomeen und Flagellaten vor. Im weiteren Jahresverlauf nahm die Dominanz der Cyanobakterien weiter zu, allerdings traten im Sommer vermehrt fadenförmige Arten wie *Anabaena circinalis*, *A. spiroides* und *Planktothrix agardhii* auf. Diatomeen, Cryptomonaden und begeißelte Chlorophyceen (Chlamydomonaden) waren zum Teil mit recht hohen Zellzahlen das ganze Jahr über vertreten. Coccale Chlorophyceen traten besonders im Juli hervor, wobei vor allem kleinere Formen (*Monoraphidium spp.*, *Oocystis marssonii* und *Scenedesmus spp.*) höhere Dichten aufwiesen. Die größten Algendichten wurden im März und August nachgewiesen. Auffallend ist das Vorkommen von Schwefelbakterien im Früh- und Hochsommer.

Im Zooplankton waren die Rotatorien und die räuberischen Copepoden das ganze Jahr in relativ großer Arten- und zum Teil großer Individuenzahl vertreten. Im Frühjahr war *Keratella quadrata* der Hauptvertreter der Rotatorien. Bei den Copepoden überwogen zu dieser Zeit die Larvenstadien. Im weiteren Jahresverlauf traten die Rotatorie *Pompholyx sulcata* gefolgt von einem stärkeren Aufkommen der Art *Polyarthra dolichoptera* neben *Trichocerca pusilla* auf. Im August entwickelte sich eine kleine Population der räuberischen *Asplanchna priodonta*. Die räuberischen Copepoden - Nauplien, Copepodite und *Mesocyclops leuckarti* - kamen in höheren Populationsdichten als die filtrierenden vor. *Mesocyclops leuckarti* wurde erst ab Juni mit einem hohen Juvenilen-Anteil im Zooplankton angetroffen. Nur in geringer Individuenzahl kamen die Hauptvertreter der Phyllopoden *Daphnia longispina* und *Diaphanosoma brachyurum* vor.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes wurde 1997 im Auftrag des Landesamtes von Otto untersucht (Otto 1997d). Der Seegrund wies eine geringe Tierdichte auf. Im Hemmelmarker See konnten insgesamt 14 Arten bestimmt werden. Die höchste Artenzahl erreichten die Mollusken (5), von denen allerdings keine lebenden Exemplare gefunden wurden. Tiere des Ufers mit breiter ökologischer Toleranz waren bis 4 m Tiefe vertreten. In 4 m und 5 m Tiefe dominierten die Tiere der Tiefenzone (Oligochaeten, die Büschelmückenlarve *Chaoborus flavicans*, die Chironomiden *Procladius* sp. und *Chironomus plumosus*), wenn auch die einzelnen Arten in geringer Dichte ($< 1000 \text{ Ind./m}^2$) vorkamen. Die Substrat- und Sauerstoffverhältnisse waren ab 6 m Tiefe so ungünstig, dass die Besiedlung dort nahezu erloschen ist.

Nach Angaben des See-Pächters wird nur Freizeitfischerei ohne Besatzmaßnahmen betrieben. Es werden hauptsächlich Aale gefangen. Zum jetzigen Zeitpunkt ist der Fischbestand überaltert und besteht aus Aal (*Anguilla anguilla*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Hecht (*Esox lucius*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Plötze (*Rutilus rutilus*) und Brasse (*Abramis bjoerkna*). Vor 1969 wurde der See durch einen Berufsfischer bewirtschaftet.

1.11.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Hemmelmarker See ist ein Kormoran-Brutrevier. 1997 brüteten in den Kolonien 605 Kormoranpaare. Der Mittelwert der Zählungen der Jahre 1998 bis 2000 liegt bei 460 Kormoranpaaren (Koop & Kiebusch 1999, Knief 2000 mündliche Mitteilungen). Daraus ist abzuleiten, dass sich langfristig die Größe der Kolonien am Hemmelmarker See um diesen Wert einpendeln wird. Am Südufer ist eine Vogelkoje mit Beobachtungshütte und Bootsschneise der Vogelwarte Helgoland vorhanden. Eine zu berücksichtigende Phosphorquelle beziehungsweise Stickstoffquelle ist der Kormorankot.

Abwasser gelangt nicht in den Hemmelmarker See. Die südlichen Seeanlieger haben abflusslose Sammelgruben. Das restliche im Einzugsgebiet anfallende Abwasser wird in Eckernförde gereinigt. Aufgrund der Flächennutzung und der Niederschlagsbeschaffenheit im Einzugsgebiet wurden die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Hemmelmarker See grob abgeschätzt. Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 360 kg/a Phosphor und bei über 12 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (84 %) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Die hohe Belastung des Sees könnte ferner auf Altlasten durch frühere Abwassereinleitungen zurückzuführen sein (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2000).

1.12 Hemmelsdorfer See

1.12.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Hemmelsdorfer See liegt nördlich von Lübeck direkt an der Ostsee im Kreis Ostholstein. In der näheren Umgebung liegen eine Reihe kleiner Orte, wie Hemmelsdorf und Offendorf am Westufer und Grammersdorf, Wilmsdorf und Warnsdorf am Ostufer und Einzelgehöfte. Im Norden des Sees ziehen sich die Orte Timmendorfer Strand und Niendorf am Strand der Ostsee entlang.

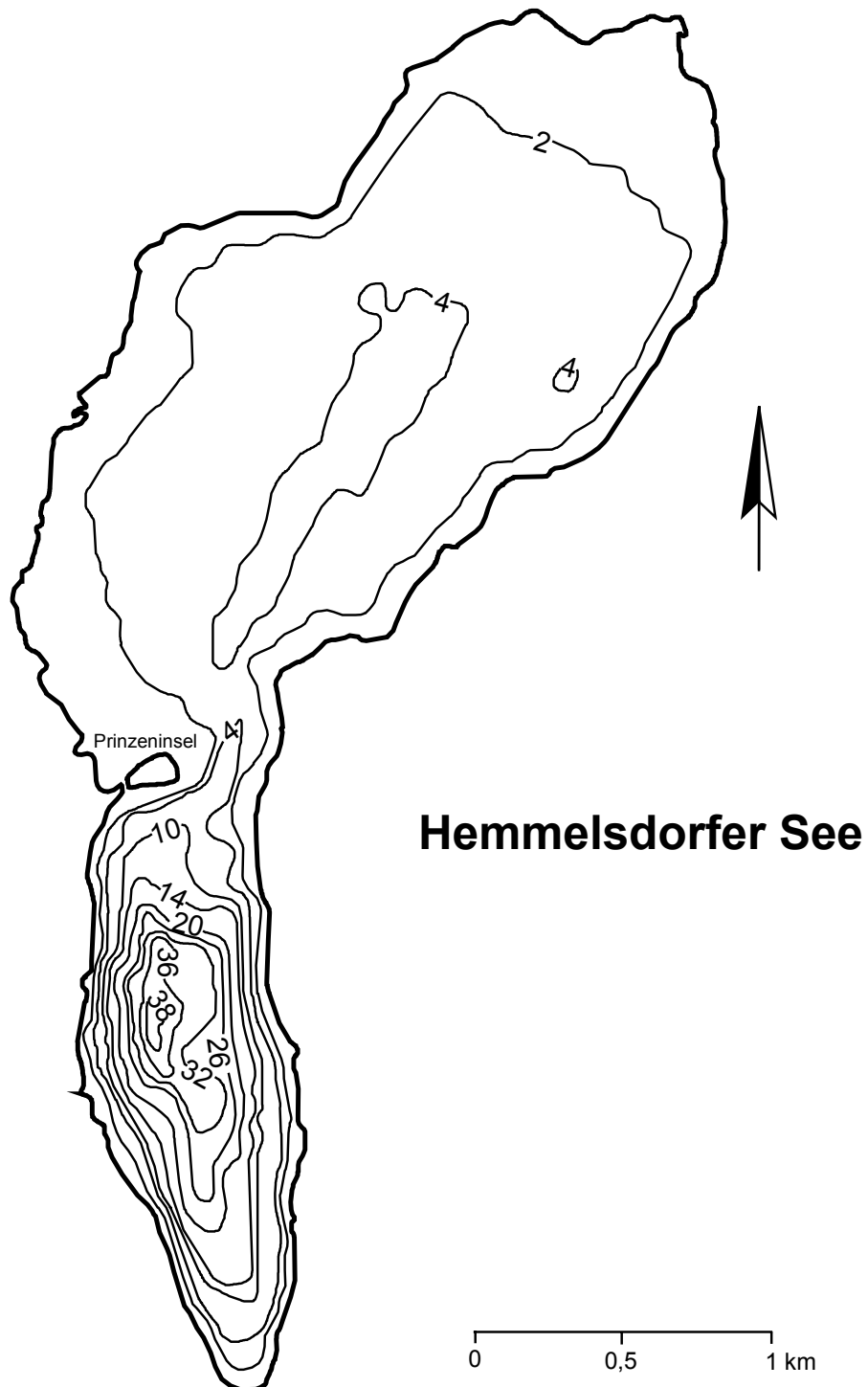


Abb. 14: Tiefenkarte des Hemmelsdorfer See (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

Das Seebecken des Hemmelsdorfer Sees ist während der letzten Eiszeit entstanden. Es ist ein typisches Eiszungenbecken, das sich während der Schmelze zu einer Förde entwickelt hat. Mit dem Anstieg des Meeresspiegels wurden die benachbarten Steilufer verstärkt abgetragen. Es bildeten sich Strandwälle, so dass der See schließlich abgeriegelt und zu einem Strandsee wurde. Am Ostufer des Sees tritt kompakter eiszeitlicher Mergel an die Oberfläche, auf dem sich nährstoffreicher Lessivé entwickelte. In den tieferen Lagen, die aufgrund der Stauwirkung des flach lagernden Geschiebemergels sehr feucht sind, entstanden anmoorige und moorige Böden (Ruppersdorfer Moor nördlich von Ratekau). Niedermoorböden finden sich auch auf den sandigen Meeresablagerungen im Bereich des ehemaligen Fördeeingangs südlich von Timmendorfer Strand. Ein großer Verlandungsbereich erstreckt sich im Norden zwischen Hainholzgraben, Mühlenau und Aalbek und wurde 1984 als Naturschutzgebiet „Aalbekniederung“ ausgewiesen. Der ganze See liegt in dem Landschaftsschutzgebiet „Hemmelsdorfer See und Umgebung“ (Amtsbl. Schl.-H./AAz. S. 105 vom 23.3.1961). Der See besitzt 10 bis 12 größere und kleinere Zuläufe. Die wichtigsten sind die Mühlenau, der Hainholzgraben, die Aalbek, die Thuraubek, der Grammersdorfer-, Wilmsdorfer- und Warnsdorfer Graben. Die größte mittlere Abflussspende besaß die Mühlenau mit etwa $7,5 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$. An der Thuraubek wurde eine Spende von ungefähr $5 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ ermittelt. An der Aalbek, dem zweitgrößten Zufluss des Hemmelsdorfer Sees, wurde nur ein geringer Abfluss gemessen. Der Grund dafür ist wahrscheinlich die Stauregulierung des Ruppersdorfer Sees. Der Wasserspiegel des Hemmelsdorfer Sees, der meist unter Meereshöhe lag, wird über ein Sielbauwerk in der Aalbek, dem einzigen Ablauf des Sees, kontrolliert. Das Wehr wird nur dann geöffnet, wenn der Wasserspiegel der Ostsee niedriger ist als der des Aalbek, um zu verhindern, dass salzhaltiges Seewasser in den See gelangt. So traten 1996/97 nur mäßige Wasserstandsschwankungen (20 – 30 cm) im See auf. 1998 wurden jedoch aufgrund vermehrter Niederschläge und entsprechender Windverhältnisse etwas höhere Wasserstände gemessen. Das $35,0 \text{ km}^2$ große, oberirdische Einzugsgebiet des Sees wird überwiegend landwirtschaftlich, zu 49,2 % als Acker und zu 17,7 % als Grünland, genutzt. Der Waldanteil liegt nur bei 5 %. Bebaut sind 8,5 % des Einzugsgebietes, auf Wasserflächen entfallen 14,2 %. Die Zahl der Dungeinheiten (DE) ist mit durchschnittlich $0,46 \text{ DE/ha}$ landwirtschaftlich genutzter Fläche relativ niedrig (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 1999).

1.12.2 Topographie und Morphometrie

Der Hemmelsdorfer See erstreckt sich in seiner Längsachse in nordsüdlicher Richtung. Er teilt sich, getrennt durch die Prinzeninsel, in zwei grundverschiedene Becken. Während der südliche Teil annähernd seine ursprüngliche Form als tiefes Zungenbecken beibehielt, wurde der nördliche Teil durch Sedimentation zur Zeit der Strandwallbildung sehr flach. Dort senkt sich der Seegrund von Tiefen um etwa 1 m vor dem Verlandungsbereich am Nordufer auf etwa 6 m östlich der Prinzeninsel. Im Südbecken fallen die Ufer steil bis zu einer Tiefe von 39 m ab. Dies ist die tiefste Kryptodepression (Seebodentiefe unter NN) in der Bundesrepublik Deutschland. Das Wasservolumen des Epilimnions, bezogen auf den gesamten See, ist während der Schichtungsphase mehr als doppelt so groß wie das des Hypolimnions. Dabei ist jedoch zu bedenken, dass der flache, ungeschichtete und deshalb produktivere nördliche Teil des Hemmelsdorfer Sees das tiefe Becken nur bei nordöstlicher Windrichtung beeinflusst.

Tab. 20: Topographie und Morphometrie des Hemmelsdorfer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
23,90	4,48	39,0	5,3	4080	1680	2,1	5,0	7,8	2,2

1.12.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Das nördliche Becken weist aufgrund seiner geringen Tiefe im Sommer keine thermische Schichtung auf. Im Gegensatz dazu war das südliche tiefe Becken im Untersuchungszeitraum (Mai bis August) thermisch stabil geschichtet. Im Frühjahr 1996 wurden im flachen Becken 100 µg/l Gesamtposphor und 1700 µg/l Gesamtstickstoff gemessen. Diese erhöhten sich während des Sommers aufgrund der Nährstofffreisetzung aus dem Sediment etwas (bis zu 140 µg/l TP und 2100 µg/l TN). Die gelösten anorganischen Nährstoffanteile waren nur noch in Spuren vorhanden. Im tiefen Becken hingegen blieb nahe der Wasseroberfläche die Frühjahrskonzentration im gesamten Untersuchungszeitraum relativ konstant bei 90 µg/l TP und 1700 µg/l TN, erhöhte sich jedoch im Tiefenwasser während der Vegetationsperiode auf bis zu 470 µg/l TP und 4400 µg/l TN. Ursachen dafür waren Remineralisierungsprozesse und wahrscheinlich auch Nährstofffreisetzung aus dem Sediment.

Gelöste Kieselsäure war im Mai nur in Spuren (um 0,4 mg/l Silikat-Si) nachzuweisen. Ihre Konzentration stieg zum Sommer auf über 2 mg/l Silikat-Si an. Das Wasser war gut gepuffert (Säurekapazität 2,2 mmol/l), trotzdem wurden an beiden Messtagen im oberflächennahen Wasser sehr hohe pH-Werte (bis zu 9,2) festgestellt. Die Calcium-Konzentrationen sanken von über 60 mg/l im Mai auf 42 mg/l Anfang August. Dies deutet auf intensive biogene Entkalkungsprozesse im Zuge der hohen Phytoplanktonproduktion hin. Die Leitfähigkeit war mit 850 µS/cm sehr hoch. Grund dafür war die hohe Chlorid-Konzentration von etwa 160 mg/l. Das Öffnungsbauwerk des Wehres im Niendorfer Hafen wird mittlerweile automatisch betrieben, so dass nur noch selten Meerwasser einfließen kann. Im Juli 1995 wurde während der Untersuchungen (Hydromod 1996) ein signifikanter Salzwassereinbruch in der Aalbek festgestellt, obwohl keine Fehlfunktion der Schließanlage ermittelt werden konnte. Es kann also davon ausgegangen werden, dass Seewasser sporadisch über die Aalbek in den See gelangt. Im nördlichen Becken wies eine Sauerstoff-Übersättigung im Sommer 1996 in bis zu 3 m Wassertiefe (also bis zum Grund) auf eine hohe Algenproduktion hin, bei einer Sichttiefe von nur 0,6 m. Im südlichen Becken lag die Sauerstoffsättigung im Mai nahe der Wasseroberfläche bei 120 %. Diese nahm jedoch schon nach wenigen Metern rapide ab. Ab 18 m war kein Sauerstoff mehr festzustellen. Die sauerstofffreie Zone reichte den Sommer über sogar bis in 8 m Wassertiefe und enthielt Schwefelwasserstoff. Die Sichttiefe im Südbecken war während der Vegetationsperiode 1996 und 1997 durchgängig sehr niedrig. Im Mittel lag sie bei 0,8 m. Ein Klarwasserstadium wurde nicht festgestellt. Die mittlere Chlorophyll a-Konzentration betrug 55 µg/l und belegt ebenfalls die sehr hohe Produktivität des Phytoplanktons. Während der Untersuchung 1977/78 lagen die Chlorophyll a-Konzentrationen sogar noch höher. Unter Einbeziehung der natürlichen Voraussetzungen errechnet sich für den gesamten Hemmelsdorfer See nach dem Bewertungsansatz der LAWA ein potentiell natürlicher Zustand von mesotroph. Der Istzustand wird nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) als

polytroph 1 klassifiziert. Damit ergibt sich eine Bewertungsstufe von 4; das bedeutet, „eine kritische Nährstoffbelastung liegt vor, und ein dringender Handlungsbedarf für Sanierungsmaßnahmen ist vorhanden“ (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 1999).

Vegetationsmittelwerte zur Darstellung in Tabellenform lagen nicht vor.

1.12.4 Flora und Fauna

Der Röhrichtgürtel ist im Naturschutzgebiet bis zu 50 m breit. Er besteht überwiegend aus *Phragmites australis*, im Nordwesten sind Bestände von *Typha angustifolia* vorgelagert. Eine weitere breite Verlandungszone befindet sich an der Mündung der Thuraubek westlich der Prinzeninsel. Die Insel selbst ist fast vollständig von einem breiten Schilfgürtel umgeben und mit Weidengebüsch sowie mit Hochstauden bewachsen. Im tiefen südlichen Becken setzt sich der Schilfgürtel fort, doch kann er sich dort wegen des steilen Uferabfalles nicht in solcher Breite ausdehnen wie im nördlichen Teil. Zwei kleinere Schwimmblattzonen mit *Nymphaea alba* liegen am Mündungsbereich der zufließenden Aalbek sowie in der Südbucht des Sees. Im Rahmen des Seenprogrammes 1978 (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1981) konnte keine Unterwasservegetation nachgewiesen werden. Ob sich die Verhältnisse in den letzten Jahren verbessert haben, wurde 1996 nicht untersucht, ist aber wegen der geringen Transparenz des Wassers unwahrscheinlich.

Das Plankton im See wurde im Auftrag des Landesamtes von Gunkel untersucht (Gunkel 1996a). Im Mai waren im nördlichen Becken bereits fädige und koloniebildende Cyanobakterien (*Anabaena* sp., *Planktothrix* sp. und *Microcystis incerta*) vorhanden, wesentlich häufiger jedoch fanden sich begeißelte Formen der Cryptophyceen (*Chroomonas acuta*, *Cryptomonas* sp.) und Chlorophyceen (*Chlamydomonas* spp., *Scenedesmus* spp., *Monoraphidium contortum*, u.a.). Auffallend war das nahezu völlige Fehlen der für diese Jahreszeit typischen Diatomeen. Im weiteren Jahresverlauf nahmen die Cyanobakterien sowohl an Arten als auch in ihrer Dichte zu. Zusammen mit den kugeligen Chlorophyceen bestimmten sie das sommerliche Phytoplanktonbild. In dem tiefen südlichen Becken fanden sich vergleichbare Tendenzen und Dominanzen in der Phytoplanktonentwicklung im Jahresverlauf. Auch dort traten bereits im Frühjahr fädige Cyanobakterien in Erscheinung, jedoch in geringerer Dichte. Es dominierten wieder begeißelte Formen und kugelige Chlorophyceen. Es wurden auch Diatomeen nachgewiesen, allerdings in geringer Individuendichte. Im Juni kam es zu einer Massenentwicklung von *Microcystis incerta*, begleitet von *Aphanizomenon flos-aquae*. Die Cyanobakterien blieben während der ganzen Vegetationsperiode dominant. Das Phytoplankton entwickelte in diesem Seeteil jedoch deutlich geringere Dichten als im flachen Becken.

Im Nordteil des Sees wiesen viele Zooplanktongruppen hohe Populationsdichten auf. Von insgesamt sechs vorgefundenen Rotatorienarten zeigten zwei (*Brachionus angularis* und *Keratella cochlearis*) ein massenhaftes Vorkommen. Die Phyllopoden traten quantitativ noch nicht so in Erscheinung, dagegen waren die Copepoden mit nahezu allen Entwicklungsstadien vertreten. Im August fand eine deutliche Verlagerung der Dominanzen hin zu den filtrierenden Phyllopoden statt. *Chydorus sphaericus* war ihr häufigster Vertreter, gefolgt von *Diaphanosoma brachyurum* und *Eubosmina longirostris*. Auch in dem tiefen Seebecken waren im Mai die Rotatorien die häufigsten Zooplankter, wobei die Populationsgrößen der dominanten Vertreter

etwa vergleichbar waren. Auch dort zeichnete sich im Sommer der gleiche Trend ab wie im nördlichen Becken; es kam zu einer Verringerung des Anteils an Rotatorien und an Copepoden am Gesamtzooplankton und zu einer Zunahme der Arten und Dichten bei den Phyllopoden. Die Dichte war jedoch insgesamt geringer als im flachen Seeteil.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Hemmelsdorfer See wurde im Auftrag des Landesamtes von Otto untersucht (Otto 1996). Im nördlichen Becken wurden Proben aus 2 m, 3 m und 4 m genommen. Es wurden 18 Taxa gefunden, neun davon entfielen auf die Familie der Chironomidae (vor allen Dingen *Cladotanytarsus* sp.). In allen untersuchten Tiefen nahmen die Oligochaeten eine dominierende Position ein. Die Mollusken erreichten zwar auch in 2 m und 3 m Tiefe höhere Dichten, es wurden jedoch keine lebende Tiere gefunden. Die Tiefe von 4 m war durch Tiere des Seegrundes gekennzeichnet, Arten des Flachwasserbereiches traten dort nicht mehr auf. Das Auftreten der *Chironomus plumosus*-Gruppe, von *Einfeldia* cf. *dissidens* und *Fleuria lacustris* deutet an, dass es sich um einen stark eutrophen Gewässerteil handelt. Die Bodenfauna in dem südlichen Becken zeigte in den untersuchten Tiefen (5 m, 20 m, 39 m) eine artenarme Gemeinschaft. Es wurden lediglich sechs Taxa gefunden, fünf davon aus der Gruppe der Chironomiden (vor allen Dingen *Chironomus plumosus*). Diese traten nur in 5 m Tiefe auf. Das Fehlen jeglicher Besiedlung in den Tiefen 20 m und 39 m ist auf Faulschlammsedimente mit starkem Schwefelwasserstoffgeruch zurückzuführen. Ihr Vorhandensein bestätigt den unzureichenden Abbau von organischem Material in der Wassersäule. Gleichzeitig aber weist die erhöhte Leitfähigkeit auf einen leichten Brackwassereinfluss hin, was zu einem Fehlen empfindlicher Arten führen kann.

Der Landessportfischerverband Schleswig-Holstein e.V. führte am Hemmelsdorfer See 1998 im Rahmen des „Seen-Fischartenkatasters“ eine fischereibiologische Untersuchung durch. Es wurden folgende Fischarten gefangen: Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Plötze (*Rutilus rutilus*), Brasse (*Abramis bjoerkna*), Aal (*Anguilla anguilla*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*) in größeren Mengen, ausserdem 33 Hechte (*Esox lucius*) und die Große Maräne (*Coregonus lavaretus*), Güster (*Blicca bjoerkna*), Karausche (*Carassius carassius*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*), Schleie (*Tinca tinca*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri*) und der Dreistachlige Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) in geringer Stückzahl.

1.12.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Hervorzuheben ist die reiche Vogelwelt der Bruchwälder und Röhrichte im Bereich des Nordufers (u.a. alle vier Rohrsänger und heimischen Schwirle, Sprosser, Beutelmeise, Pirol). Nach den Kriterien der Ramsar-Konvention hat der See regionale Bedeutung für Wasservögel. Bemerkenswert ist ein Tagesschlafplatz von bis zu 3000 Reiherenten. Außerdem wurden im Frühjahr und Herbst 1995 und 1996 dort etwa 2000 Kormorane gezählt. Der See wird gewerblich durch einen Fischer bewirtschaftet. Dieser verkauft Tageskarten an Angler. Des weiteren befindet sich am Westufer des südlichen Beckens eine Badeanstalt mit einer großen Steganlage. 1990 wurden am See 120 kleinere Segel- und Ruderboote gezählt. In Hemmelsdorf existiert ein Bootsverleih. Bei Grammersdorf, Wilmsdorf und Warnsdorf gibt es diverse Einzelliegeplätze für Boote.

Das Abwasser stellt einen Belastungsschwerpunkt beim Hemmelsdorfer See dar. Zum einen leitet die Kläranlage Timmendorfer Strand mit einem Ausbaugrad von

35000 EW in die Mühlenau ein. Außerdem reinigen im Einzugsgebiet knapp 1200 Einwohner ihr Abwasser über Kleinkläranlagen. Diese sind zwar mittlerweile fast alle mit einer biologischen Reinigungsstufe nachgerüstet. Die Phosphorbelastung des Sees durch diese Hauskläranlagen zusammen mit den beiden Kompaktkläranlagen in Wilmsdorf und Warnsdorf beträgt trotzdem noch 300 – 400 kg/a. Aufgrund der Flächennutzung und der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet sowie der Niederschlagsbeschaffenheit wurden die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Hemmelsdorfer See grob abgeschätzt. Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 2,3 t/a Phosphor (entsprechend 0,5 g P/(m² a)) und 83,7 t/a Stickstoff (entsprechend 19,5 g N/(m² a)). Als Hauptquelle (56 % der P-Einträge und 49,5 % der N-Einträge) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Die Abwasserbeseitigung hat jedoch mit 28 % (Anteil am P-Eintrag) bzw. 36 % (Anteil am N-Eintrag) auch einen großen Einfluss auf die Gewässer-Belastung. Einige Maßnahmen zum Schutz des Sees wurden im Einzugsgebiet bereits durchgeführt. So ist die Sanierung der Hauskläranlagen abgeschlossen. Die Fehllanschlüsse in Timmendorfer Strand sind abgestellt. Ein Generalentwässerungsplan der Gemeinde sieht vor, 90 ha des besiedelten Bereiches nicht mehr in den Hemmelsdorfer See, sondern direkt in die Ostsee zu entwässern. 1999 wurde eine ufernahe intensiv genutzte Ackerfläche in einen Golfplatz mit reduzierter Düngung umgewandelt.

1.13 Passader See

1.13.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Passader See liegt östlich von Probsteierhagen in einer hügeligen Landschaft. Am Seeufer liegen die kleinen Ortschaften Passade im Norden, Wulfsdorf im Westen sowie Fahren und Stoltenberg im Osten. Im Einzugsgebiet des Passader Sees dominieren Geschiebelehm und Geschiebemergel. Am südlichen Rand des Sees finden sich Beckenablagerungen mit schluffigem Ton. Am nördlichen Ufer des Selenter Sees und im Mündungsbereich eines kleinen Zulaufs im Süden des Passader Sees liegen Niedermoore.

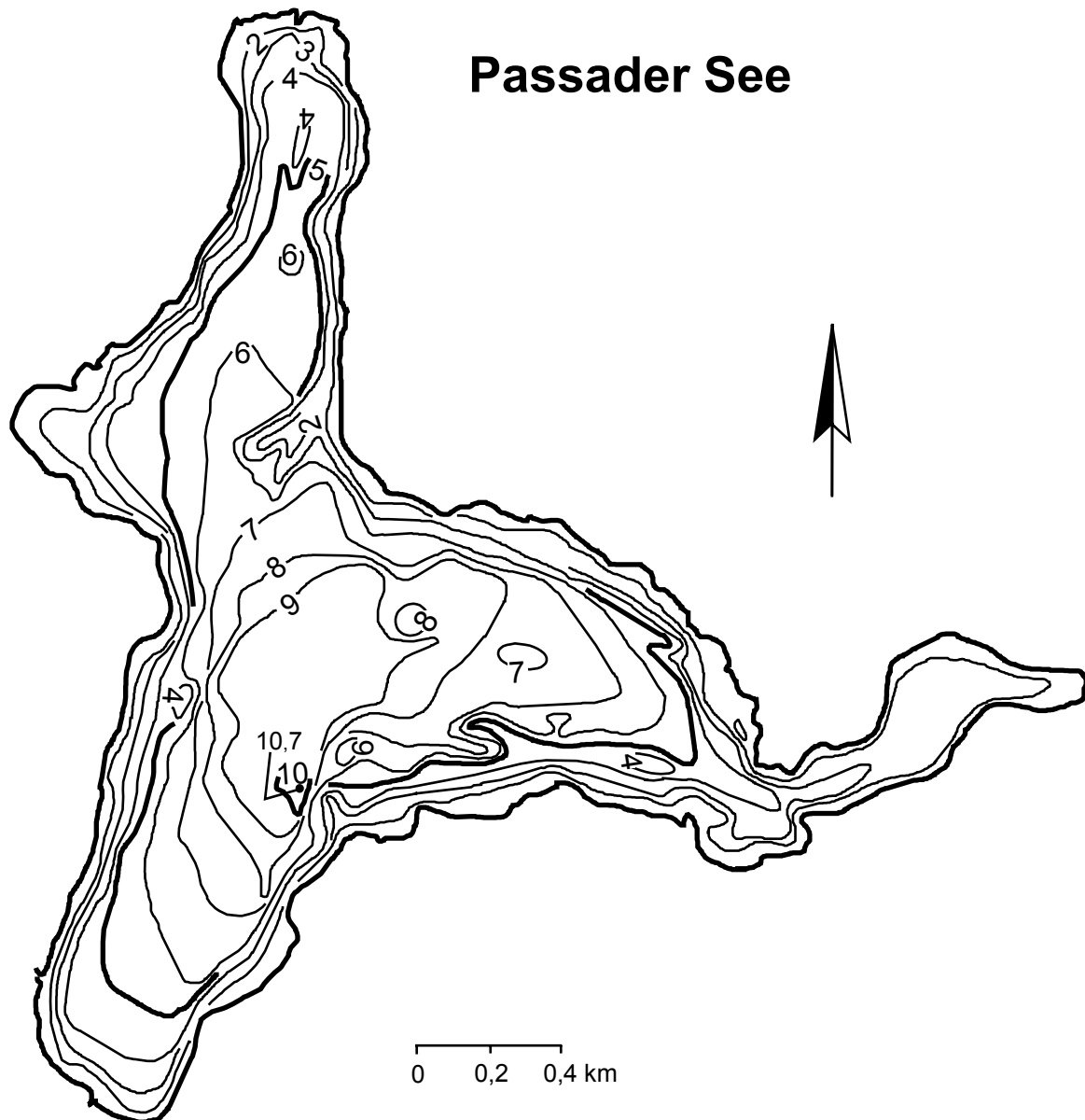


Abb. 15: Tiefenkarte des Passader Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

Der Passader See liegt in dem Landschaftsschutzgebiet „Dobersdorfer See, Passader See und Umgebung“ (Amtsbl. S-H/AAz. S. 262 vom 1.10.1960). Der See entstand im Zuge der letzten Eiszeit als Grundmoränensee (Treter 1981). Diese Seen erfüllen Hohlformen der getauten Grundmoränenlandschaft und sind meist

relativ flach mit unregelmäßiger Uferlinie. Das Gesamteinzugsgebiet des Passader Sees hat eine Größe von 76,4 km², in seinem Einzugsgebiet liegen die westliche Hälfte des Selenter Sees (7,2 km²) und der Dobersdorfer See (3,12 km²). Das Teil-einzugsgebiet des Passader Sees (39,3 km², ohne die Einzugsgebiete von Selenter und Dobersdorfer See) wird zu über 80 % landwirtschaftlich, überwiegend als Acker, genutzt. Der Waldanteil liegt bei 8 %. Bebaut sind 3 % des Einzugsgebietes. Die Zahl der Dungeinheiten (DE) lag bei durchschnittlich 0,51 DE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche. Der See besitzt zwei kleine und zwei größere Zuläufe. Im Südosten mündet die Salzau, die insgesamt 37,8 km² entwässert. Sie floss im Untersuchungszeitraum kontinuierlich, jedoch aufgrund der trockenen Wetterlage mit meist geringen Abflussspenden unter 5 l/(s km²). Im Südwesten mündet die Jarbek, nachdem sie den Dobersdorfer See verlassen hat. Die Fließrichtung der Jarbek kehrt sich aufgrund der Stauhaltung am Ablauf des Passader Sees zeitweise um, was dann zu einem Rückstrom in den Dobersdorfer See führt. Der Ablauf des Passader Sees, die Hagener Au, liegt im Südwesten des Sees und mündet in die Ostsee. Der Ablauf wird durch ein Wehr künstlich geregelt. Die mittlere Abflussspende im Jahr 1996 lag weit unter 5 l/(s km²) und damit deutlich unter dem schleswig-holsteinischen Durchschnitt von 10 l/(s km²). Im September 1996 fand kein Abfluss statt. Der Seewasserstand schwankte im Jahresverlauf um 40 cm. Sein Jahresgang verlief insofern untypisch, als das Minimum im Januar/Februar lag. Es ist davon auszugehen, dass die Stauhaltung so betrieben wird, dass von November bis Februar das meiste Wasser aus dem See herausfließen und damit auch aus dem Dobersdorfer See zufließen kann. Die höchste festgestellte Abflussspende am Ablauf lag in diesem Zeitraum bei 12,2 l/(s km²) (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 1999).

1.13.2 Topographie und Morphometrie

Der See hat eine gelappte dreieckige Form. Unter Wasser fällt das Ufer meist steil ab, lediglich in der östlichen Bucht befindet sich ein Flachwasserbereich. Die tiefste Stelle liegt mit 10,7 m nahe dem Südufer.

Tab. 21: Topographie und Morphometrie des Passader Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
13,4	2,73	10,7	4,9	3130	2120	1,6	1,4	7,6	1,10

1.13.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der polymiktische See war aufgrund seiner relativ zur Seefläche geringen Tiefe 1996 nur im August thermisch schwach geschichtet (2,1 °C Temperaturdifferenz zwischen Oberfläche und Seegrund). Im Mai 1996 lagen die Gesamt-Phosphorkonzentrationen bei 90 µg/l und die Gesamt-Stickstoffkonzentrationen bei 1200 µg/l. Erstere stiegen im Juni auf 150 µg/l TP an. Zu vermuten sind kurzfristige Nährstofffreisetzungen aus dem Sediment infolge des Zusammenbruches der vorangegangenen Algenblüte mit ausgeprägter Sauerstoffzehrung (s.u.). Im weiteren Jahresverlauf konnten nach den vorliegenden Daten allerdings für ausgeprägte interne Düngungsprozesse keine Hinweise gefunden werden. Im Verlauf des Sommers wurde im oberflächennahen

Wasser eine Nährstoffverknappung auf zuletzt 50 µg/l TP und 800 µg/l TN sowie über dem Grund eine leichte Anreicherung (90 µg/l TP, 850 µg/l TN) beobachtet. Nahe der Wasseroberfläche waren die anorganischen Nährstoffanteile nur in Spuren vorhanden. Über dem Grund stiegen die Konzentrationen von Phosphat und Ammonium im Sommer auf 0,09 mg/l PO₄-P bzw. 0,22 mg/l NH₄-N an.

Tab. 22: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme TP_{Früh}: Monatswert April 1996), Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,5	397	22,0	1,8	1,17	99,5	

Gelöste Kieselsäure war im Mai nicht nachzuweisen. Im Sommer schwankte ihre Konzentration innerhalb 2 - 5 mg/l Silikat-Si. Das Wasser war gut gepuffert (Säurekapazität um 2,2 mmol/l), trotzdem wurde im Mai im oberflächennahen Wasser ein sehr hoher pH-Wert (9,15) festgestellt. An den anderen Messtagen war das Wasser mäßig basisch (pH-Wert um 8). Die Calcium-Konzentrationen lagen bei 50 mg/l. Die Leitfähigkeit war mit 400 µS/cm für schleswig-holsteinische Seen durchschnittlich. Eine Sauerstoff-Übersättigung an der Wasseroberfläche von 150 % im Mai 1996 weist auf ein Produktionsmaximum zu dieser Zeit hin. Ende Juni wurde bei sehr geringen Algendichten eine deutliche Untersättigung (75 %) in der gesamten Wassersäule festgestellt. Auch Anfang August war die oberflächennahe Wasserzone nicht sauerstoffgesättigt. Nach Einsetzen einer schwachen thermischen Schichtung war zudem unterhalb von 7 m kein Sauerstoff mehr nachzuweisen. Ende August hatte eine Durchmischung schon wieder zu einen Sauerstoffeintrag in der Tiefe geführt. An der Wasseroberfläche wurden um 100 % Sauerstoff-Sättigung festgestellt. Die Ganglinie der Sichttiefe zeigte Ende Mai 1996 ein ausgeprägtes Klarwasserstadium mit Werten bis 4 m. Im Frühjahr lag die Sichttiefe hingegen bei 1 m, im Sommer etwas höher um 1,5 m (mittlere Sichttiefe bei 1,9 m). Die Chlorophyll a-Konzentration zeigte mit 40 µg/l ein Maximum im Frühjahr (Mai) gegenüber sommerlichen Konzentrationen von 20 µg/l (mittlere Konzentration bei 21 µg/l). Im Jahr 1986 wurde der See noch als polytroph eingestuft (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1988). Nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) errechnet sich für den Passader See (für Flachgewässer gilt der Morphometrieansatz) als potentiell natürlich ein mesotropher Zustand. Der Ist-Zustand wird als eutroph 2 klassifiziert. Es ergibt sich somit eine Bewertungsstufe von 3.

1.13.4 Flora und Fauna

Das Plankton im See wurde im Auftrag des Landesamtes von Gunkel untersucht (Gunkel 1996b). Das Phytoplankton des Passader Sees war relativ formenreich, aber es entwickelten sich keine sehr hohen Dichten. Im Mai waren, wie für diese Jahreszeit typisch, im Phytoplankton Diatomeen vor allem mit centrischen Formen häufig vertreten. Daneben traten Flagellaten (*Chroomonas acuta*, *Cryptomonas* sp.) und begeißelte Chlorophyceen (*Chlamydomonas* spp.) auf. Cyanobakterien waren mit drei Arten im Mai in geringer Dichte vorhanden (*Gomphosphaeria compacta*, *G. naegelianum* und *Limnothrix redekei*). Im Juni, gegen Ende des Klarwasserstadiums, bestimmten Cyanobakterien, vor allem *Anabaena circinalis* und *Microcystis*

aeruginosa, weitgehend das Planktonbild. Andere Algengruppen waren nur von untergeordneter Bedeutung. Im August war die Dominanz der Cyanobakterien noch ausgeprägter, *Aphanizomenon flos-aquae* trat in mittlerer Dichte zu den genannten Arten hinzu. Aber auch die centrischen Diatomeen und begeißelte Chlorophyceen (Chlamydomonaden) wurden vermehrt beobachtet. Kugelige Chlorophyceen waren in diesem Monat artenreicher vertreten, häufig wurde *Dictyosphaerium tetrachotomum* gefunden.

Auch die Zooplanktongesellschaft war im Passader See arten- und individuenreich. Das Frühjahrsp plankton (Mai) wurde bestimmt durch eine Vielfalt von Rotatorien, die z.T. in sehr hohen Dichten vorhanden waren (*Keratella quadrata*, gefolgt von *Brachionus angularis*, *Conochilus unicornis* und *Kellikottia longispina*). Die Phyllopoden waren mit fünf Arten im Plankton vertreten, aber ihre Individuendichten waren nicht sehr hoch. Bei den Copepoden waren vor allem die Larvalstadien der räuberischen Copepoden vermehrt im Plankton zu finden. Der calanoide Copepode *Eudiaptomus gracilis* kam als Juveniler und Adulter wenig vor, Larven waren nur selten anzutreffen. Im Juni, gegen Ende des Klarwasserstadiums zeigten Ciliaten eine verstärkte Entwicklung, vor allem mit *Vorticella* sp.. Die Rotatorienpopulationen waren nahezu völlig zusammengebrochen. Die Phyllopoden waren mit Ausnahme von *Daphnia cucullata* nur noch selten anzutreffen, *Bythotrephes longimanus* trat nur im Juni auf. Bei den räuberischen Copepoden waren *Thermocyclops crassus* und *Thermocyclops oithinoides* neu hinzugekommen, aber in geringer Dichte. Im August zeigten sich die Rotatorien wieder zahlreich. Von acht vorgefundenen Arten hatten *Keratella* spp., *Kellikottia longispina* und *Pompholyx sulcata* wieder hohe Individuendichten aufgebaut. Die Phyllopoden waren zwar formenreich, aber nur in geringer Anzahl im Plankton vorhanden. *Eudiaptomus gracilis* als Vertreter der filtrierenden Copepoden wies mehr Adulter auf als in den vorangegangenen Monaten, während die räuberischen Copepoden vor allem an Larvalstadien zugenommen hatten.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Passader See wurde im Auftrag des Landesamtes von Otto untersucht (Otto 1998b). In allen untersuchten Tiefen (5 m, 7 m, 10,5 m) wurden Faulschlammsedimente mit starkem Schwefelwasserstoffgeruch festgestellt. Ihr Vorhandensein bestätigt den unvollständigen Abbau von organischem Material in der Wassersäule. Die Sedimentfauna stellte sich dennoch in allen untersuchten Tiefen als recht artenreich dar. Es konnten 19 Taxa bestimmt werden, von denen 7 zu den Chironomiden gehören. Eine relativ große Artenzahl erreichten auch Mollusken, von denen allerdings nur Schalen ohne lebende Tiere gefunden wurden. Die höchsten Dichten zeigten in allen untersuchten Tiefen die Schlammröhrenwürmer (bis zu 4000 Ind./m²). In großer Zahl traten auch die Büschelmückenlarve *Chaoborus flavicans* (in 10 m bis zu 1000 Ind./m²) und unter den Chironomiden *Procladius* sp. (in 5 m 1200 Ind./m²) und die *Chironomus plumosus*-Gruppe (bis 480 Ind./m² in 10 m Tiefe) auf. Diese drei Taxa sind typische Vertreter der Tiefenzone. Obwohl der Passader See keine stabile Schichtung aufweist, waren ab 5 m Tiefe praktisch nur noch Tiere der Tiefenzone festzustellen.

Der Passader See wird gewerblich durch einen Fischer bewirtschaftet. Als Fanggeräte wurden 1996 Flügelreusen, Langleine, Pärchenreusen und Zugwade eingesetzt. Nach Angaben des Amtes für ländliche Räume Kiel, Abteilung Fischerei, waren 1996 die Hälfte der gefangenen Fische Brassen (*Abramis bjoerkna*). Die zweite Hälfte des Fangs machten Aal (*Anguilla anguilla*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Hecht (*Esox lucius*) und Große Maräne (*Coregonus lavaretus*) zu etwa gleichen Anteilen aus. Die Große Maräne ist mit Sicherheit im Passader See nicht heimisch, da sie das ganze Jahr über kühles Wasser braucht.

1.13.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Bemerkenswert sind u.a. Brutnachweise für Kolben-, Schnatter-, Brandente und Gänsesäger sowie rastende Reiher- und Schellenten, Gänse- und Zwergsäger.

In den letzten 10 Jahren wurde die Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Passader Sees wesentlich verbessert: Mitte der 1980er Jahre wurde das Abwasser von 750 Einwohnern aus der direkten Umgebung (Passade, Fahren, Stoltenberg) sowie 660 Einwohnern im Einzugsgebiet der Salzau (Fargau, Pratjau) in nicht nachgerüsteten Hauskläranlagen gereinigt und gelangte in den See. Diese sind inzwischen an zentrale Kläranlagen angeschlossen. Passade entwässert nun außerhalb des Einzugsgebietes. Andererseits werden Abwässer, die früher dem Dobersdorfer See zufließen, nun in der Kläranlage Schlesien/Stoltenberg gereinigt und über die Salzau dem Passader See zugeführt. Trotzdem überwiegt der Nutzen dieser Maßnahmen auch für den Passader See (s.u.). Aktuell wird im Teileinzugsgebiet das Abwasser von 200 EW in der Kläranlage Pratjau (Belebungsanlage mit Schönungsteich), von 450 EW in der Kläranlage Fargau (Belebungsanlage), von 360 EW in der Kläranlage Salzau (Belebungsanlage) sowie von 1120 EW in der Kläranlage Schlesien/Stoltenberg (künstlich belüftete Teichanlage) gereinigt. Alle vier Kläranlagen leiten über die Salzau in den Passader See ein. Darüber hinaus besitzen 13 Außenlagen Hauskläranlagen. Zur Ermittlung der Einträge über den Dobersdorfer und Selenter See wurden die Frühjahrskonzentrationen von Phosphor und Stickstoff von 1996 (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 1998a) in den Seen mit einer geschätzten durchschnittlichen Abflussspende von $10 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ verrechnet: Den Selenter See verlassen demnach über die Salzau 165 kg Phosphor und 2,5 t Stickstoff im Jahr. Über den Ablauf des Dobersdorfer Sees, die Jarbek, gelangen jährlich 462 kg Phosphor und 8 t Stickstoff in den Passader See. Da insbesondere der Dobersdorfer See, aber auch der Westteil des Selenter Sees als „Vorklärbecken“ für das Wasser aus insgesamt etwa der Hälfte des Einzugsgebietes des Passader Sees dienen, wird im folgenden nur die Nutzung im Einzugsgebiet der Salzau sowie im restlichen Einzugsgebiet des Passader Sees wie gewohnt berücksichtigt. Aufgrund der Flächennutzung und der Abwasserbeseitigung im Teileinzugsgebiet (ohne Einzugsgebiet von Selenter und Dobersdorfer See) sowie der Niederschlagsbeschaffenheit wurden die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Passader See grob abgeschätzt. Die Einträge aus dem Teileinzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei über 2,2 t/a Phosphor und 69 t/a Stickstoff. Die Landwirtschaft im Teileinzugsgebiet des Passader Sees steuert 74 % bzw. 63 % der gesamten Einträge von Stickstoff bzw. Phosphor bei. Die Abwasserbeseitigung bringt 270 kg/a P entsprechend 12 % der gesamten Phosphor-Belastung ein. Vor der Zentralisierung der Abwasserreinigung brachten Hauskläranlagen insgesamt knapp 1 t Phosphor jährlich in die Salzau bzw. den See ein. Der gesamte Eintrag in den Passader See ergibt sich aus der Summe der Stoffeinträge aus dem Selenter See und dem Dobersdorfer See sowie dem Teileinzugsgebiet des Passader Sees und liegt bei knapp 2,9 t/a Phosphor ($1 \text{ g/(m}^2 \text{ a)}$) und 80 t/a Stickstoff ($29 \text{ g/(m}^2 \text{ a)}$). Die Belastung bezogen auf die Seefläche liegt für Phosphor noch immer weit über dem schleswig-holsteinischen Durchschnitt. Über den Dobersdorfer und Selenter See kommen in einem durchschnittlich feuchten Jahr demnach nur etwa 20 % der gesamten Stoffeinträge in den Passader See. In einem trockenen Jahr wie dem Untersuchungsjahr können die Einträge sich nochmals halbieren. Insgesamt fungieren die Seen als effektive Nährstoffsinken für die Hälfte des Einzugsgebietes und entlasten so den Passader See (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 1999).

1.14 Schaalsee

1.14.1 Genese, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Schaalsee liegt südöstlich von Ratzeburg im Grenzbereich der Bundesländer Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern und gehört zum Einzugsgebiet der Wakenitz. Die Landesgrenze, die der ehemaligen Staatsgrenze entspricht, verläuft längs durch den zentralen Schaalseeteil am Westufer der Halbinsel Kampenwerder entlang bis südlich von Marienstedt. Der See ist Teil eines durch die Weichseleiszeit entstandenen ausgedehnten Rinnensystems, durch das die Schmelzwasser der abtauenden Gletscher über das Elbe-Urstromtal zur Nordsee hin entwässerten. Die Abflussrinnen entwickelten sich schon unter dem Inlandeis, wurden aber in der Folge des Eisrückganges und endgültigen Abtauens nochmals überformt.

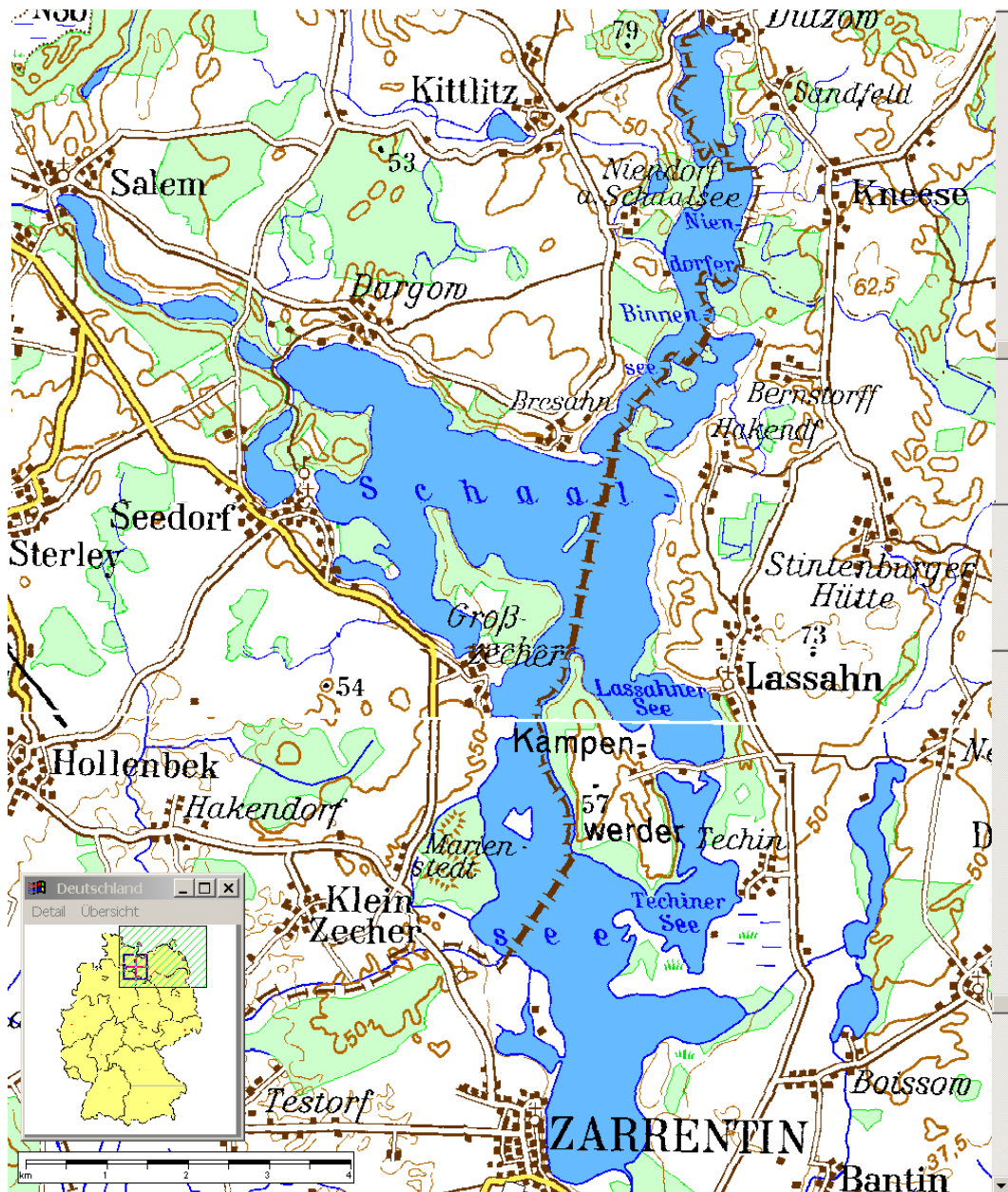


Abb. 16: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)

Innerhalb des Schaalseebeckens entwickelten sich im Zuge der verschiedenen Eisrückzugsstadien unterschiedliche Seetypen, wie Grundmoränenseen (z.B. Bernstorffer Binnensee) und Ausstrudelungsseen (Priestersee und Großzecher Küchensee), Strudellöcher durch herabstürzendes Schmelzwasser (Rethwiesentief als tiefste Stelle des Schaalsees) sowie Steilufer durch langsames Abtauen von Toteisblöcken. Der See erhält Zuflüsse einerseits über Quellen am Seeboden, andererseits entwässern über 70 % des Einzugsgebietes über viele kleinere Zuflüsse. Ca. 60 % des Einzugsgebietes werden in die nördlichen Seeteile Dutzower See und Niendorfer Binnensee entwässert. Als größere Zubringer sind die Krukenbek und der Goldseenbach zu nennen, sowie die Kneeser Bek auf mecklenburgischer Seite. Die ursprüngliche Entwässerung des Schaalsees erfolgte südlich über die Schaale und Elbe zur Nordsee. Im Jahr 1925 wurde die Entwässerung zur Ostsee umgeleitet, heute fließt die Hauptmenge des Seewassers über Phulsee, Pipersee, Salemer See und Schaalsee-Kanal in den Ratzeburger Küchensee, wobei der Niveauunterschied von 30 m zwischen Kanal und Ratzeburger Küchensee zur Energiegewinnung genutzt wird (Wasserkraftwerk bei Farchau). Die im Jahr 1991 aus der Turbinenleistung des Kraftwerkes ermittelte Abflussmenge des Schaalsees betrug $18052 \cdot 10^3 \text{ m}^3$. In den Sommerhalbjahren wird der Seespiegel künstlich gehalten, in diesem Zeitraum fließt in niederschlagsarmen Jahren kaum Wasser ab. Das Einzugsgebiet des Schaalsees weist eine Größe von 180 km^2 auf, die Anteile der Flächennutzung verteilen sich dabei zu 56 % auf Acker, zu 5 % auf Grünland, zu 19 % auf Wald, zu 3 % auf Moor, zu 15 % auf Gewässer und nur 0,4 % entfallen auf Siedlungsflächen (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1994).

1.14.2 Topographie und Morphometrie

Der See gliedert sich in einen zergliederten, langgestreckten zentralen Teil, in dem die größte Tiefe (Rethwiesentief), das Seedorfer Tief und das Zarrentiner Tief liegen und zahlreiche flachere Seitenbecken (mit einer Tiefe zwischen 10 m und 45 m). Einzelne Seeteile sind der Großzecher Küchensee, Lassahner See, Techiner See, Bernstorffer Binnensee, Niendorfer Binnensee, Dutzower See und Borgsee.

Tab. 23: Topographie und Morphometrie des Schaalsees (1) (Daten vom Umweltministerium M-V, Abteilung Integrierter Umweltschutz und Nachhaltige Entwicklung - Seenprojekt, 2002) und des Schaalsees einschließlich des Niendorfer Binnensee, Küchensee und Priestersee (2) (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

	V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
(1)	328,0	23,4	71,5	14,1	6500	3380		7,9	9,1	15,0
(2)	377	23,4	70	14	6500	2450	4,4		8,8	6,6

1.14.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Alle Seeteile sind als dimiktisch zu bezeichnen, allerdings sind die Stagnationsphasen den verschiedenen Tiefen gemäß von unterschiedlicher Dauer. Im Sommer 1990 war das Tiefenwasser der meisten Seitenbecken weitgehend sauerstofffrei, während die Sauerstoffsättigung in den zentralen, tiefen Seeteilen

über Grund bei 10 – 20 % und im oberen Hypolimnion bei bis zu 50 % lag. Die mittleren Gesamtposphorkonzentrationen der Jahre 1990/91 waren mit 80 – 180 µg/l recht hoch und in den einzelnen Seeteilen sehr unterschiedlich. Die mit 80 – 100 µg P/l niedrigsten Konzentrationen wurden im nördlichen zentralen Schaalsee sowie in den Seitenbecken Großzecher Küchensee und Bernstorffer Binnensee festgestellt, das Zarrentiner Tief im südlichen Teil des zentralen Schaalsees wies mit 120 µg P/l im Jahresmittel höhere Konzentrationen auf, die denen im Techiner See und Niendorfer Binnensee vergleichbar waren. Die höchsten Konzentrationen an Gesamtposphor (180 µg/l im Jahresmittel) wurden im Lassahner See und Borgsee gemessen.

Tab. 24: Vegetationsmittelwerte der einzelnen Seebecken vom Schaalsee (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1997 (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1997), Epilimnion (Daten vom Umweltministerium M-V, Abteilung Integrierter Umweltschutz und Nachhaltige Entwicklung - Seenprojekt, 2002)

Seebecken	pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [µg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
Zarrentiner Becken	8,70	393	5,2	3,6	0,78	120,0	255,0
Dutzower See	8,50	403	5,2	3,9	0,79	92,5	135,0
Berstorfer See	8,50	396	1,5	4,0	0,83	105,0	140,0
Techiner See	8,60	398	6,5	2,8	0,73	88,5	180,0
Rethwiesentief, NNE Zarrentin	8,60	388	3,4	4,3	0,89	91,5	140,0
Borgsee	8,60	395	3,4	3,8	0,75	166,0	145,0
Lassahner See	8,60	386	2,1	3,7	0,84	105,0	185,0

Die Gesamtstickstoffkonzentrationen schwankten im Jahresmittel 1990/91 zwischen 800 µg/l und 1300 µg/l. Die niedrigsten Konzentrationen (800 µg/l) entfielen dabei auf die Seeteile Seedorfer Tief und Küchensee, die höchsten mit ca. 1300 µg N/l auf das Rethwiesentief, den Techiner See und Borgsee. Auffällig waren erhöhte Stickstoffkonzentrationen über Grund (> 4000 µg/l im Dutzower See) in den nördlichen Seebecken, dem Borgsee und Techiner See, die auf eine interne Düngung durch Ammoniumfreisetzung hindeuten. Das Sommermittel der Chlorophyll a-Konzentrationen schwankte in den einzelnen Seeteilen zwischen 6 µg/l und 16 µg/l. Die niedrigsten Konzentrationen (6 – 7 µg/l) wurden im Seedorfer Tief und Großzecher Küchensee nachgewiesen, am produktivsten (16,3 µg Chl a/l) zeigte sich der Borgsee (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1994).

1.14.4 Flora und Fauna

Die Uferbereiche der mecklenburgischen Seite sind naturnah erhalten, insgesamt sind Beeinträchtigungen der Ufervegetation lokal begrenzt und finden sich in der Regel nur im Bereich von Ortschaften. Die Artenzusammensetzung unterscheidet sich im West- und Ostteil des Sees nicht. Eutraphente Arten treten großflächig nicht auf. Der Schilfgürtel ist recht homogen entwickelt, neben *Phragmites* spielt nur *Typha angustifolia* als Röhrichtbildner an einigen Uferabschnitten eine Rolle. Die

Schwimblattzone und die submerse Vegetation waren eher spärlich ausgebildet bzw. auf einen schmalen Bereich beschränkt, auffällig war jedoch die relativ große Anzahl der submersen Makrophytenarten (16) sowie die Verbreitungstiefen bis 7 m. Characeen waren in allen Seeteilen vorhanden, ausgedehnte Vorkommen zeigten sie aber v.a. im zentralen Schaalsee (an über 90 % der Aufnahmeorte) sowie im Bernstorffer Binnensee, Priestersee und Lassahner See (an 80 – 89 % der Aufnahmeorte). Im zentralen Schaalsee war außerdem *Potamogeton pectinatus* am häufigsten, *P. perfoliatus* dominierte im Lassahner See, *Elodea canadensis* und *Ranunculus aquatilis* im Dutzower See. Die Arten *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* und *Ranunculus circinatus* zeigten in mindestens fünf Seebecken ein Vorkommen an 60 – 89 % aller Aufnahmeorte (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1994).

Die Phytoplanktonarten waren in allen Seeteilen sehr ähnlich, allerdings wurden in den drei nördlichen Seebecken sowie im Borgsee und Techiner See höhere Zelldichten festgestellt. Im Sommer dominierten Cyanobakterien der Gattungen *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*, *Lyngbya*, *Nostoc* zusammen mit Crypto- und Dinophyceen (*Ceratium hirundinella*). Dieser Dinoflagellat war vor allem in den Seitenbecken von größerer Bedeutung und bildete im Techiner See und Borgsee ein zweites Maximum im Herbst (maximal 6 mg FG/l). Auch Chrysophyceen waren im Sommer von Bedeutung. Im Herbst und Frühjahr überwogen Diatomeen wie *Stephanodiscus neoastreae*, *Cyclotella radiosa* und *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* bzw. die Gattungen *Asterionella* und *Fragilaria* zusammen mit Cryptophyceen, im Frühjahr 1991 kleine, nanoplanktische Formen wie *Stephanodiscus parvus* zusammen mit Cryptophyceen und Chlamydomonas (Chlorophyceen). Die Winterproben waren sehr planktonarm (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1994).

Die Artenzusammensetzung des Zooplankton und die Häufigkeitsverteilung im Jahresverlauf 1990/91 stimmte in den einzelnen Seeteilen weitgehend überein, allerdings war das September-Maximum der Cladoceren (vor allem *Chydorus sphaericus*) und die Zahl der Rotatorien in den drei flacheren, nördlichen Seebecken ausgeprägter als in den tieferen, größeren Seeteilen. Zahlenmäßig dominierten meist die Rotatorien mit der dominanten Art *Keratella cochlearis* (absolutes Maximum mit 1300 – 4000 Ind./l im Juni 1990). Daneben zeigten kurzzeitig die Arten *Polyarthra vulgaris*, *P. major*, *Keratella tecta*, *Synchaeta pectinata* und *Conchilus natans* maximale Entwicklungen. Die Dichte der Kleinkrebse war allgemein niedrig und überschritt nie Maximalwerte von 150 – 200 Ind./l. Die Cladoceren bildeten Maxima im September/Oktober 1990 (zunächst *Chydorus sphaericus* begleitet von *Daphnia galeata*, dann *Bosmina coregoni*) und Mai 1991 in Verbindung mit einem Klarwasserstadium aus. Zu diesem Zeitpunkt waren vor allem im Dutzower See *Daphnia galeata*, *D. hyalina* und *Bosmina longirostris* häufig. Unter den Copepoden dominierten im Sommer und Herbst 1990 *Eudiaptomus graciloides*, *Thermocyclops oithonoides* und *Mesocyclops leuckarti*, während im Frühjahr 1991 *Cyclops* sp. das Kleinkrebsplankton prägte. Als an eutrophe Bedingungen angepasst gelten neben *Chydorus sphaericus* die Art *Bosmina coregoni* und die Rotatorienart *Keratella tecta* (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1994).

Bei faunistischen Untersuchungen im Uferbereich des Schaalsees wurden 153 Arten bzw. Taxa nachgewiesen, davon gehörten 22 zu den bedrohten und von diesen 7 zu den stark gefährdeten Arten Schleswig-Holsteins (überwiegend Vertreter der Gastropoda, Bivalvia und Odonata). In der Brandungszone fanden sich u.a.

Chlorohydra viridissima, *Theodoxus fluviatilis*, *Marstoniopsis scholtzii*, *Odontocerum albicorne*. Die drei Taxa *Hydroptila femoralis* (Trichoptera), *Erpobdella octoculata* (Hirudinea) und Chironomiden traten in bestimmten Lebensraumtypen massenhaft auf, ohne dass eine Abnahme des Gesamtartenspektrums beobachtet wurde. Im Rethwiesentief konnten als Taxa, die an oligotrophe Zustände angepasst sind, *Pallasea quadrispinosa*, *Sergentia coracina*, *Micropsectra* und die *Tanytarsus lugens*-Gruppe nachgewiesen werden (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1994).

Mit 28 Fischarten wies der Schaalsee 1990/91 eine relativ hohe Artenvielfalt auf, besonders hervorzuheben sind dabei die gefährdeten Arten Steinbeißer (*Cobitis taenia*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*), Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*), Kleine Maräne (*Coregonus albula*), Große Maräne (*Coregonus lavaretus*) sowie die in ihrer Population rückläufigen Arten Binnenstint (*Osmerus eperlanus*), Rapfen (*Aspius aspius*) und Quappe (*Lota lota*). Fangergebnisse im Uferbereich wiesen als häufigste Fischarten den Aal (*Anguilla anguilla*) mit einem Anteil von 36,5 % und den Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) mit einem Anteil von 24 % an der Gesamtzahl der gefangenen Fische aus. Die dritthäufigste Art war mit einem Anteil von 15,7 % die Plötze (*Rutilus rutilus*), die jedoch nur an 6 der 12 Fangstrecken erfasst wurde. 26 % des Gesamtfangs entfielen auf den Dutzower See, der damit die höchste Fischdichte des Schaalsees aufweist. Die mittleren Fangerträge der Jahre 1984 – 1988 im gesamten Schaalsee für die Maräne, Hecht (*Esox lucius*), Flussbarsch, Aal und Blei (*Abramis brama*) lagen zwischen 2000 kg und 4000 kg (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1994).

1.14.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die Fischerei im See wird durch 5 Berufsfischer ausgeübt. Im Schaalseeteil Borgsee wurde bis 1991 Forellenmast betrieben und als Folge jährlich 1700 kg P und 8600 kg N in den Borgsee eingeführt. Sportfischerei soll nur vom Boot aus und in einzelnen Seeteilen möglich sein.

Die Nährstoffbelastung des Schaalsees, insbesondere der Seeteile Dutzower See und Niendorfer Binnensee, geht schätzungsweise zu 80 % auf Nährstoffeinträge aus dem vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet zurück. Einige Seeteile wie der südliche zentrale Teil bei Zarrentin sowie der Borgsee und Lassahner See waren in der Vergangenheit durch Abwassereinflüsse vor allem aus Zarrentin (u.a. Einleitung von 2000 kg P/a durch eine Wäscherei bis 1986) und Lassahn belastet. Für den mecklenburgischen Teil des Einzugsgebietes ist zu Beginn der 1990er Jahre eine Zentralisierung und Modernisierung der Abwasserbeseitigung mit zentralen Kläranlagen für den Raum Bantin und Gadebusch/Rehna/Ratzeburg geplant bzw. bereits durchgeführt worden. Der Gesamteintrag von Phosphor und Stickstoff (Flächenaustrag, Abwasser und Niederschlag) in den Schaalsee wurde 1990/91 auf 17 t P und 300 t N geschätzt, was einer jährlichen Flächenbelastung von 0,7 g/m² P und 12 g/m² N entspricht. Davon verblieben etwa 90 – 95 % im See.

Dem Schaalsee und Seedorfer Küchensee wurde Wasser in einer geringen Größenordnung von 50000 m³/a zur Beregnung landwirtschaftlicher Flächen entnommen.

Zum Schutz der seltenen Tierwelt wurden im Jahr 1990 auf mecklenburgischer Seite Teile des Ostufers, u.a. der Dutzower See, Bernstorffer Binnensee, Techiner See mit

dem Südufer der Insel Kampenwerder und der Techiner Halbinsel sowie die Schalliger Bucht inklusive angrenzender Ufer, als Naturschutzgebiete ausgewiesen und das Westufer bis zur Ausweisung als solches einstweilig sichergestellt. Der gesamte „Naturpark Lauenburgische Seen“ ist in der Liste der Important Bird Areas aufgenommen (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1994).

1.15 Schlensee

1.15.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Schlensee liegt im Kreis Plön nordöstlich der Stadt Plön am Rande des Naturparks „Holsteinische Schweiz“. Der See befindet sich zum Teil in Privatbesitz, zum Teil in Besitz des Landes Schleswig-Holstein. Das östliche Hügelland, in dem auch der Schlensee liegt, stellt einen der drei Landschaftstypen Schleswig-Holsteins und zugleich eine Jungmoränenlandschaft mit bewegtem Relief dar, wurde also durch die Weichselvereisung geprägt. Der Schlensee ist der Genese nach als tiefer Toteissee anzusehen, der durch die Konservierung von unter eiszeitlichen Ablagerungen verschüttetem Toteis als Hohlform entstand und erst später austaute. Neben Braunerden und Parabraunerden, die sich aus Geschiebemergeln entwickelten, finden sich besonders westlich des Schlensees sandig-kiesige Sedimente. Das oberirdische Einzugsgebiet weist eine Größe von nur 6,04 km² auf und verteilt sich auf die Gemeinden Grebin, Lebrade und Rathjensdorf. Es wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt, ca. 10 % der Fläche sind bewaldet, andere Gewässer wie der Plußsee, Görnitzer See und Knipp-Hagels-Teich, zu denen eine Verbindung besteht, nehmen ca. 5 % ein. Von einigen Weiden am Westufer aus haben Rinder freien Zugang zum See. Der See gehört zum Einzugsgebiet der Schwentine, ohne von ihr durchflossen zu werden. Er besitzt drei kleinere Oberflächenzuläufe und als Ablauf die Behler Au, die in den südlich gelegenen Behlersee mündet. An den kleinen Zuläufen wurden nur geringe Abflussmengen festgestellt, das meiste Wasser führte der Ablauf Görnitzer See mit im Mittel 7 l/(s km²). Die Jahresabflussmenge der Behler Au lag im Jahr 1990 bei 28,5·10⁵ m³ und entsprach einer Abflussspende von 15 l/(s km²). In der Summe floss dem Schlensee durch die Zuläufe im Mittel ca. 15 – 20 % der Wassermenge zu, die aus dem See abfloss. Der Abflussbeiwert war mit 0,61 ca. doppelt so hoch wie für das östliche Hügelland typisch und möglicherweise ein Hinweis darauf, dass das nicht näher quantifizierte unterirdische Einzugsgebiet größer als das oberirdische ist (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1993).

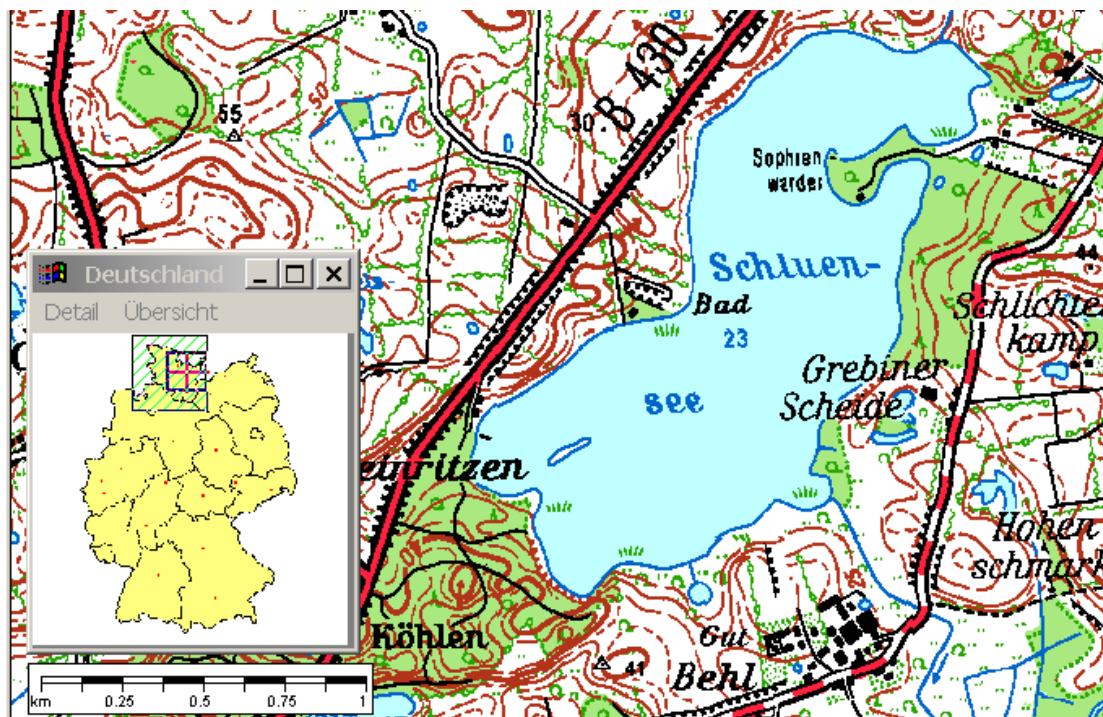


Abb. 17: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)

1.15.2 Topographie und Morphometrie

Der See weist zwei Hauptbecken auf. Mit einer maximalen Tiefe von 45 m gehört der Schluensee zu den drei tiefsten Seen Schleswig-Holsteins. Die Ufer fallen unter der Wasseroberfläche steil ab. Im Südwesten des Sees liegen eine mit 9 m Tiefe relativ flache Bucht und Schilfinseen.

Tab. 25: Topographie und Morphometrie des Schluensees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
20,70	1,27	45,0	16,3	1940	910	1,3	7,0	6,4	10,9

1.15.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Schluensee war im Zeitraum 1989 – 1990 monomiktisch mit einer Durchmischungsphase, die vom Herbst bis zum Frühjahr anhielt, und einer Temperaturschichtung von Mai bis November. Zu Beginn der Schichtungsperiode befand sich das Metalimnion zwischen 5 m und 6 m Wassertiefe und verlagerte sich dann bis zum Herbst in Tiefen zwischen 10 m und 15 m. Die Sauerstoffsättigung lag während der Zirkulation in der gesamten Wassersäule knapp unter 100 %, im Epilimnion kam es zu Zeiten starker Produktion zu Übersättigungen von maximal 125 %. Während der Schichtungsphase stellte sich zunächst ein metalimnisches Sauerstoffminimum ein, ab Juni nahmen dann auch die hypolimnischen Sauerstoffsättigungen ab und von Oktober - November war das gesamte Hypolimnion annähernd sauerstofffrei. Über dem Seegrund wurde eine Schwefelwasserstoffbildung nachgewiesen. Die Gesamtstickstoffkonzentration zeigte im damaligen Jahresverlauf ausgehend von ca. 0,8 mg/l eine Abnahme im Epilimnion auf ca. 0,5 mg/l und eine Zunahme im Hypolimnion auf ungefähr 1,3 mg/l während der Stagnation. Die Nitratkonzentrationen sanken von 0,3 mg/l zwischen Mai und Dezember 1989 im Epilimnion unter die Nachweisgrenze (0,1 mg NO₃-N/l), im Hypolimnion erreichten sie maximal 0,6 mg/l. Ab August führten Denitrifikationsprozesse und die Nitratammonifikation im Hypolimnion zu einem Rückgang der Nitratkonzentrationen und einem Anstieg der Ammoniumkonzentrationen auf max. 1,2 mg NH₄-N/l. Die Gesamtphosphorkonzentrationen sanken von anfänglich 120 – 140 µg/l gegen Ende des Frühjahrsalgenmaximums im Epilimnion unter die Nachweisgrenze (20 µg/l), über dem Gewässergrund wurden dagegen zum Ende der Stagnation Spitzenkonzentrationen von 600 µg TP/l registriert. Die epilimnischen Phosphatkonzentrationen lagen während des gesamten Sommers unter der Nachweisgrenze von 5 µg/l PO₄-P/l und scheinen das sommerliche Phytoplanktonwachstum zeitweilig limitiert zu haben. Die Sichttiefe lag im Jahresmittel 1989 bei 3,8 m, die geringsten Sichttiefen und größten Chlorophyll a-Konzentrationen wurden im Frühjahr ermittelt (max. 20 µg/l). Im Juni stellte sich ein deutliches Klarwasserstadium mit maximalen Sichttiefen von 6,6 m ein. Die pH-Werte lagen im gesamten Jahr im alkalischen Bereich > 7 und während der Zirkulation in der gesamten Wassersäule bei knapp 8 (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1993).

1.15.4 Flora und Fauna

Die emerse Ufervegetation wurde im Auftrag des Landesamtes 1989 von Puck kartiert (Puck 1989), die submerse Vegetation von Grube (Grube 1989). Das Röhricht bildete ein weitgehend geschlossenes Band von durchschnittlich 2 – 4 m Breite um den See, Ausnahmen stellten die Bereiche der Weideflächen dar. Der Ausdehnung des Röhrichtsaumes sind durch die schnelle Zunahme der Wassertiefe natürliche Grenzen gesetzt. Hauptröhrichtbildner war *Phragmites australis*, nur vereinzelt fanden sich auch *Iris pseudacoris*, *Typha angustifolia* und *T. latifolia*. An wenigen Stellen im Südwesten, Osten und Norden waren dem Schilfsaum wasserseitig inselartige Bestände von *Schoenoplectus lacustris* vorgelagert. Ausgedehntere Schilfbestände mit maximal 20 m Breite fanden sich entlang der südlichen Uferabschnitte und in der verlandeten Bucht am Seeausfluss. Zwischen dem Schilf entwickelte sich hier kleinflächig *Lemna minor*. Im Bereich des ans Ufer grenzenden Grünlandes ersetzte an vielen Stellen *Carex acutiformis* den meist zerstörten Schilfsaum. Stellenweise war das Vorkommen des Sumpfriedes eng mit den kleinflächigen Beständen der Sumpfdotterwiesen verzahnt. Entlang der Weidewiesen des Westufers fehlte jegliche Röhrichtvegetation. Am Nordwestufer schloss sich landwärts an den schmalen Röhrichtsaum ein Rispenseggenried mit den Arten *Carex paniculata* und *Cardamine amara* an. Am Zulauf vom Görnitzer See hatte sich ein Riesenschwadenried mit *Glyceria maxima* angesiedelt, das auf nährstoffreiche Bedingungen hinweist. Eine ausgedehnte Schwimmblattzone fehlt aufgrund der Steilheit der Ufer. Die submerse Vegetation wies 12 Arten/Taxa (Characeen nicht näher spezifiziert) auf und erstreckte sich über einen Tiefenbereich von 0,2 – 6 m. Characeen und *Potamogeton pectinatus* waren nahezu an der gesamten Uferstrecke vorhanden (Häufigkeit 3,8), sehr oft waren auch *P. perfoliatus* und *Ranunculus circinatus* vertreten, seltener dagegen *Elodea canadensis* und *P. lucens*. In nur geringen Häufigkeiten (< 1) kamen *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus aquatilis*, *Nuphar lutea*, *P. obtusifolius*, *P. crispus* und *P. nitens* vor (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1993).

Das maximale Phytoplanktonbiovolumen von ca. 5 mm³/l wurde 1989 im April gemessen und war zu 90 % von centrischen Diatomeen (vor allem *Stephanodiscus astraea*) verursacht. Bereits 2 Wochen später hatten Cryptophyceen wie *Rhodomonas lens* eine größere Bedeutung als die Diatomeen bei einem Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons von ca. 2 mm³/l. Im Juli kam es zur Ausbildung eines zweiten Phytoplanktonpeaks bei einem Biovolumen von 4,5 mm³/l, die dominante Klasse waren hierbei die Chrysophyceen mit der Art *Dinobryon sociale*. Im Spätsommer kamen dann verstärkt Dinophyceen (vor allem *Ceratium hirundinella*) und daneben Cyanobakterien auf (u.a. *Anabaena* spp., *Aphanizomenon flos-aquae*, *Planktothrix prolifica*), das gesamte Phytoplanktonbiovolumen lag zu dieser Zeit bei 3,5 mm³/l und ging während des Winters auf ca. 1 mm³/l zurück. Im Herbst und Winter gehörten wiederum Diatomeen der Arten *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* und *Stephanodiscus astraea* zu den bedeutendsten Phytoplanktern (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1993).

Innerhalb des Zooplanktons zeigte sich im Jahresverlauf 1989 ein typisches Verteilungsmuster. Die Kleinkrebse bildeten im April ein Maximum bis 250 Ind./l, es herrschten cyclopoide Copepoden und Nauplien vor. Nach dem Frühjahrsalgenmaximum und Zunahme der Cryptophyceen nahm innerhalb der Kleinkrebse die Dichte der filtrierenden Daphnien und calanoiden Copepoden zu. Im wesentlichen waren die Arten *Eudiaptomus gracilis*, *Daphnia longispina*, *Daphnia hyalina/galeata* und *D. cucullata* mit höchsten Dichten von 35 – 40 Ind./l im Mai/Juni während des

Klarwasserstadiums vertreten. Im Sommer gingen ihre Dichten auf unter 10 Ind./l zurück, zahlenmäßig überwogen die Nauplien. Im Herbst nahmen die Individuendichten der cyclopoiden Arten wieder auf > 50 Ind./l zu. Erwähnenswert ist das Auftreten der großen, räuberischen Wasserflöhe *Bythotrephes longimanus* und *Leptodora kindtii*. Rotatorien waren im Frühjahr mit den Arten *Kellicottia longispina*, *Polyarthra* spp. und *Synchaeta* spp. in relativ geringen Dichten (10 - 90 Ind./l) vertreten, im August entwickelte sich dann ein Rotatorienmaximum (ca. 300 Ind./l), das vor allem aus den Arten *Keratella cochlearis*, *K. cochlearis* var. *tecta*, *K. quadrata* und *Pompholyx sulcata* gebildet wurde. Das Vorhandensein vieler großer Filtrierer und großer Cyclopoidenarten lässt auf einen geringen Fraßdruck durch planktivore Fische schließen (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1993).

Die im Auftrag des Landesamtes von Puck durchgeführte Bestandsaufnahme der Wirbellosenfauna des Uferbereichs (Puck 1989) ergab 59 Arten und 17 weitere Taxa bei meist geringen bis mittelhäufigen Individuendichten. Der Großteil der gefundenen Arten lebt im Röhrichtbereich. Ein mittleres bis zahlreiches Vorkommen (Häufigkeitsklasse 4 – 6 nach Knöpp, 1955) zeigten hier die Gastropoda mit den Arten *Anisus vortex*, *Bathyomphalus contortus*, *Bithynia tentaculata*, *Lymnea palustris*, *Planorbarius corneus*, *Planorbis planorbis*, *P. carinatus*, *Radix peregra* und *Theodoxus fluviatilis* (vom Aussterben bedrohte Art nach der Roten Liste), die Bivalvia mit *Anodonta cygnea*, *Dreissena polymorpha*, *Pisidium* sp. und *Unio pictorum* sowie *Asellus aquaticus* (Isopoda), Ephemeroptera, *Corixa punctata* (Heteroptera), *Limnephilus flavicornis* (Trichoptera) und Vertreter der Diptera wie *Bezzis* sp., *Bibio marci*, Ceratopogonidae, Chironomidae, *Culex pipiens* und *Tipula oleracea*. Im Sandboden waren Arten mit mittlerem oder häufigerem Vorkommen *Anisus vortex* und *Planorbis planorbis* (Gastropoda), *Anodonta cygnae*, *Pisidium* sp., *Sphaerium corneum*, *Unio pictorum*, *U. tumidus* (Bivalvia) sowie die Trichoptera-Larven *Anabolia nervosa*, *Athripsodes* sp.. An Hartsubstraten waren nur *Polycelis nigra* (Turbellaria), *Theodoxus fluviatilis* (Gastropoda), *Dreissena polymorpha* (Bivalvia), *Asellus aquaticus* (Isopoda), *Tinodes waeneri* (Trichoptera) und die Hirudinea mit den Arten *Glossiphonia complanata*, *Helobdella stagnalis* und *Herpobdella octoculata* mittelhäufig oder häufiger. Die Besiedlung des Profundals mit Makrozoobenthos war insgesamt sehr gering. Wenige Oligochaeten fanden sich bis in eine Tiefe von 26,5 m, Chironomiden bis in eine Tiefe von 13 m, diese zeigten jedoch ein mittleres Vorkommen und damit ihre größte Häufigkeit in 9 m Tiefe. In 13 m kamen zahlreiche Wandermuscheln vor und in 7 m Tiefe waren Asseln am häufigsten (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1993).

Untersuchungen zur Fischfauna wurden 1989/1990 im Auftrag des Landesamtes von Schubert und Neumann durchgeführt (Schubert & Neumann 1990). Nach den Ergebnissen einer Elektrofischung der Schilfkante des Südufers oberhalb 2 m Tiefe, Echolotaufzeichnungen und Angaben der Fischer setzt sich das Artenspektrum aus der Großen und Kleinen Maräne (*Coregonus lavaretus* und *C. albula*), Plötze (*Rutilus rutilus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Brasse (*Abramis brama*), Schleie (*Tinca tinca*) sowie den Raubfischen Hecht (*Esox lucius*), Aal (*Anguilla anguilla*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Kaulbarsch (*Acerina cernua*) und Quappe (*Lota lota*) zusammen. Die bei der Elektrofischung festgestellte Individuendichte war mit 0,3 Fischen/10 m Uferlinie sehr niedrig, insbesondere war die Zahl der Cypriniden auffällig gering. Der Korpulenzfaktor aller untersuchten Individuen dokumentierte dagegen einen guten Ernährungs- und Wachstumszustand. Die geringe Individuendichte wird auf einen unverhältnismäßig hohen Fischfang zurückgeführt.

Eine Fangstatistik liegt jedoch nicht vor. Der Bestand der Großen Maräne wird durch Besatzmaßnahmen gestützt (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1993).

1.15.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die Ufer des Schluensees sind weitgehend unbebaut. Lediglich am Südostufer befinden sich einige Bootsstege des Sportfischervereins Plön sowie Wochenendhäuser und am Westufer als auch auf der Halbinsel Sophienwarder grenzen große Privatgrundstücke an den See. Zwei Badestellen befinden sich am Nord- bzw. Westufer. Ansonsten werden die Ufer weitgehend landwirtschaftlich genutzt. Fischerei wird mit Kiemennetzen (45 mm Maschenweite) und Aalschnüren durch einen Nebenerwerbsfischer betrieben, außerdem nutzen Sportfischer den See. Die touristische Nutzung des Sees ist gering. Nach Angaben des Umweltamtes des Kreises Plön werden direkt in den Schluensee keine Abwässer eingeleitet. Das Dorf Görnitz (100 Einwohner) verfügt über Hauskläranlagen, die in den Görnitzer See entwässern und über dessen Ablauf auch den Schluensee beeinflussen können. Die Nährstoffzufuhr aus dem größten Teil des Einzugsgebietes lässt sich vor allem auf landwirtschaftliche Nutzung zurückführen. Zur Entlastung des Sees werden daher Maßnahmen wie die Abzäunung aller Weiden in einem Abstand von 3 – 5 m vom Ufer, Einrichtung eines Pufferstreifens zwischen landwirtschaftlicher Nutzfläche und See und extensive Bewirtschaftung derselben im Bereich der steilen Ufer empfohlen (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1993).

1.16 Selenter See

1.16.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Selenter See bei Plön als zweitgrößter See Schleswig-Holsteins stellt ein ausgeschürftes Zungenbecken im Jungmoränengebiet der Probstei dar. Es wurde durch eine aus Norden kommende, stumpfe Eiszunge geschaffen, die auch die Moräne im Süden des Sees aufstauchte. Auch westlich und östlich des Sees finden sich Moränenwälle der Selenter Eisrandlage. Das Gebiet nördlich des Sees stellt eine kuppige Grundmoränenlandschaft dar. Dort liegen auch die beiden Abflüsse des Sees, die Hohenfelder Mühlenau, und die Salzau, die in den Passader See entwässert. Infolge dessen gliedert sich das 62,5 km² große Gesamteinzugsgebiet in ein östliches und ein kleineres westliches Teileinzugsgebiet. Gespeist wird der See von mehreren Zuflüssen, von denen die Weddelbek mit 6,6 km² das größte Teileinzugsgebiet besitzt. Mehr als 1 % des Einzugsgebietes sind bebaut, Wald und Grünland nehmen jeweils 16 % ein, während auf den restlichen Flächen Ackerbau betrieben wird (Treter 1981). Die Bodenarten in diesem Gebiet sind kennzeichnend für das östliche Hügelland. Im Bereich der südlichen Stauchmoräne entstand auf fluvioglazialen Sand und lehmigem Sand mesotrophe Braunerde. Im übrigen Bereich dominiert Geschiebelehm und Geschiebesand, auf denen sich Parabraunerde entwickelte (LAWA 1985).



Abb. 18: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)

1.16.2 Topographie und Morphometrie

Die größte Längenausdehnung verläuft von Osten nach Norden. Das Gewässer ist mit dem Umland gut verzahnt, worauf auch die Uferentwicklung mit 1,7 hinweist. Mit einer Fläche von 2239 ha gehört der See zu den großen Seen in Schleswig-Holstein.

Abb. 19: Topographie und Morphometrie des Selenter Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
294,0	22,39	35,8	13,2	4417	1850	1,7	4,5	8,0	15,3

1.16.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der See gilt als überwiegend dimiktisch. Die elektrische Leitfähigkeit betrug im Jahresmittel während des Untersuchungszeitraumes von September 1975 bis Oktober 1976 245 µS/cm, somit gehört der Selenter See zu den Seen mit mittlerem Kalkgehalt. Der pH-Wert erreichte im östlichen Seeteil Maxima von 8,8 bis 8,9 an der Oberfläche. Das Minimum wurde mit 7,0 im westlichen Seeteil erreicht. In der Tiefe des Sees (22 – 23 m) traten im Jahr 1975 Sauerstoffdefizite bis zu O₂-Sättigungen von 10 % (= 1,0 mg/l O₂) auf.

Tab. 26: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2001), Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,4	358	5,55	4,8	0,55	15,0	15,0

Die Nitratkonzentrationen lagen in den 1970er Jahren schon im Mai im westlichen Seeteil unterhalb der Nachweisgrenze. Auch über dem Sediment waren die Nitratwerte mit Maximalwerten von 400 µg/l NO₃-N eher niedrig. Auffällig waren die extrem hohen Gehalte an Ammonium an der Oberfläche. Auch die Phosphatkonzentrationen lagen zwischen Mai und Juni unterhalb der Nachweisgrenze. Im Selenter See sind also sowohl die Phosphor- als auch Stickstoffkonzentrationen limitierende Faktoren für die Primärproduktion. Die Sichttiefen lagen im Jahresmittel bei 5,5 m. Maxima wurden im Juni während des Klarwasserstadiums erreicht. Der Jahresdurchschnitt der Chlorophyll a-Konzentrationen betrug 5 µg/l. Aufgrund seiner mittleren Sichttiefe, Chl a-Konzentrationen und Nährstoffkonzentrationen wurde der Selenter See im Übergangsbereich von meso- nach eutroph angesiedelt (LAWA 1985). Die Trophieparameter des Jahres 2001 weisen den Selenter See nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) als mesotrophes Gewässer aus. Darauf weist auch der morphometrische Referenztrophiengrades nach (LAWA 1998) hin.

1.16.4 Flora und Fauna

Das Ostufer ist als Brandungsufer ausgebildet. Der westliche Bereich bei Fargau ist durch einen steilen Uferabfall gekennzeichnet, der keinen Bewuchs zulässt. Während der südliche Teil durch touristische Einrichtungen beeinflusst ist, erscheint das Nordufer relativ naturnah. Der Röhrichtgürtel des südlichen Teils ist entsprechend spärlich ausgebildet und besteht ausschließlich aus einem schmalen Schilfreinbestand (*Phragmites australis*). Der Pflanzensaum am Nordufer ist meist

breiter als 30 m und wird ebenfalls vom Schilf gebildet. Kleinere Bestände von *Carex acutiformis* - vor allem in der Giekauer Bucht – *Phalaris arundinacea*, *Sparganium erectum* und *Typha angustifolia* erweitern den Röhrichtgürtel. Eine Schwimmblattzone war nur im Inneren der Giekauer Bucht mit den Charakterarten *Stratiotes aloides*, *Nuphar lutea* und *Ceratophyllum demersum* und an einer Stelle auf der Mühlenau ausgebildet. Am Eingang der Giekauer Bucht traten beidseitig sowohl am Warder als auch am östlichen Ufer in bodendeckenden Beständen *Potamogeton perfoliatus* und *Chara foetida* auf. Seewärts schlossen sich in Richtung Krüzkamp flächendeckende Bestände einer Laichkrautgesellschaft an, die von *Potamogeton perfoliatus* und von *Myriophyllum spicatum* beherrscht wurden und außerdem *Potamogeton pectinatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Ranunculus circinatus*, *Lemna trisulca* und *Polygonum amphibium natans* umfassten. In den größeren Tiefen bis 5,6 m setzte sich der Bewuchs als Reinbestand von *Potamogeton perfoliatus* fort. Im Bereich der Bucht vor Giekau war ab 4 m Wassertiefe eine Gesellschaft von *Tolypellopsis stelligera* angesiedelt.

Das Phytoplankton setzte sich im wesentlichen aus Diatomeen und Chlorophyceen zusammen. Unter den Diatomeen war *Synedra ulna* ebenso wie *Fragilaria capucina* und *F. crotonensis* in geringer Zelldichte regelmäßig während des ganzen Jahres vertreten. *Asterionella formosa* erreichte dagegen im Spätsommer und Herbst insgesamt höhere Individuendichten. *Melosira granulata* wurde nur im Winter nachgewiesen, während *Stephanodiscus spec.* im Spätherbst und Frühjahr vorkam und dann auch größere Zellzahlen erreichte. Die Chlorophyceen zeigten bei geringen Individuenzahlen eine große Diversität. Als Vertreter sind *Eudorina elegans*, *Pediastrum boryanum*, *Pediastrum duplex* und *Staurostrum spec.* zu nennen. Ausschließlich im Winter traten *Coelastrum microporum* und *Cosmarium spec.* auf, während sich *Pandorina morum* und *Cosmarium spec.* auf den Sommer beschränkten und *Scenedesmus quadricauda* und *Volvox globator* im späteren Sommer auftraten und bis in den Herbst hinein erhalten blieben.

Mittels eines Gitters an den Abläufen des Sees wird der Fischwechsel von laichfähigen Fischen unterbunden. Der wirtschaftlich bedeutendste Fisch des Sees ist der Aal (*Anguilla anguilla*). Für diese Art wie auch für den Hecht (*Esox lucius*) und Kleine Maräne (*Coregonus albula*) wurden Besatzmaßnahmen durchgeführt, ebenso wie für den Zander (*Stizostedion lucioperca*), der sich allerdings nicht einbürgern konnte.

1.16.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Campingplätze und Badestellen finden sich am Südufer des Sees in Selent und Bellin. Bei Seekrug, Grabensee und auch bei Fargau im Westen existieren außerdem die Sammelliegeplätze der Segelvereine des Selenter Sees. Eine besondere Beeinträchtigung erfährt der Uferbereich im gesamten Südosten, wo die B 202 direkt am See entlangführt. Seit dem Jahr 1979 ist die Gemeinde Selent an die Kläranlage von Lütjenburg angeschlossen, wie auch inzwischen die Ortsteile Bellin, Seekrug, Giekau. Die Gemeinde Fargau besitzt seit 1982 eine vollbiologisch arbeitende Kompaktanlage, die in die Salzau einleitet. Die Gemeinde Pülzen mit einer ebenfalls vollbiologischen Kläranlage leitet in den zweiten Seeablauf, den Mühlenbach, ein. Biologische Kläranlagen, die über Vorfluter direkt in den Selenter See einleiten, befinden sich in Grabensee und in Wittenberger Passau. Im Ortsteil Dransau der Gemeinde Giekau existieren bislang für 150 Einwohner Hauskläranlagen (LAWA 1985).

1.17 Stocksee

1.17.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Stocksee liegt östlich des Ortes Stocksee und südwestlich des Großen Plöner Sees. Der Stocksee ist eiszeitlich als schmaler Zungenbeckensee entstanden (Gripp 1964). Der südöstliche Seeuferbereich wird durch schluffigen Ton, der nördliche aus gestauchtem Sand gebildet. Ansonsten bestehen die Ufer des Stocksees aus Schmelzwassersand der Weichsel-Kaltzeit. Der See besitzt vier kleine Zuläufe. Der Ablauf im Osten mündet in die Tensfelder Au, die in den Großen Plöner See fließt. Der Ablauf besteht aus zwei Betonrohren mit einem Durchmesser von etwa 80 cm, die Rohrsohle liegt bei 27,53 mNN. In etwa 600 m Entfernung vom See befindet sich eine Staumöglichkeit auf maximal 28,14 mNN. Im Winter und Frühjahr 1994/1995 wurden stichprobenhaft relativ große Abflussmengen (150 – 230 l/s entsprechend 12 – 18 l/(s km²)) gemessen, wohingegen im Sommer 1995 ein minimaler Abfluss von 16 l/s festgestellt wurde. Der Seewasserstand, der durch die Stauvorrichtung am Ablauf künstlich reguliert wird, schwankte im Jahresverlauf wenig um 30 cm. Dies deutet auf eine Speisung durch Grundwasser hin. 52 % des Einzugsgebietes des Sees wird landwirtschaftlich, überwiegend als Acker, genutzt. Der Waldanteil liegt mit 20 % recht hoch. Bebaut sind 5,6 % des Einzugsgebietes, die Wasserflächen haben einen Anteil von 14,6 %. Die Zahl der Dungeinheiten (DE) lag bei durchschnittlich 0,66 DE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

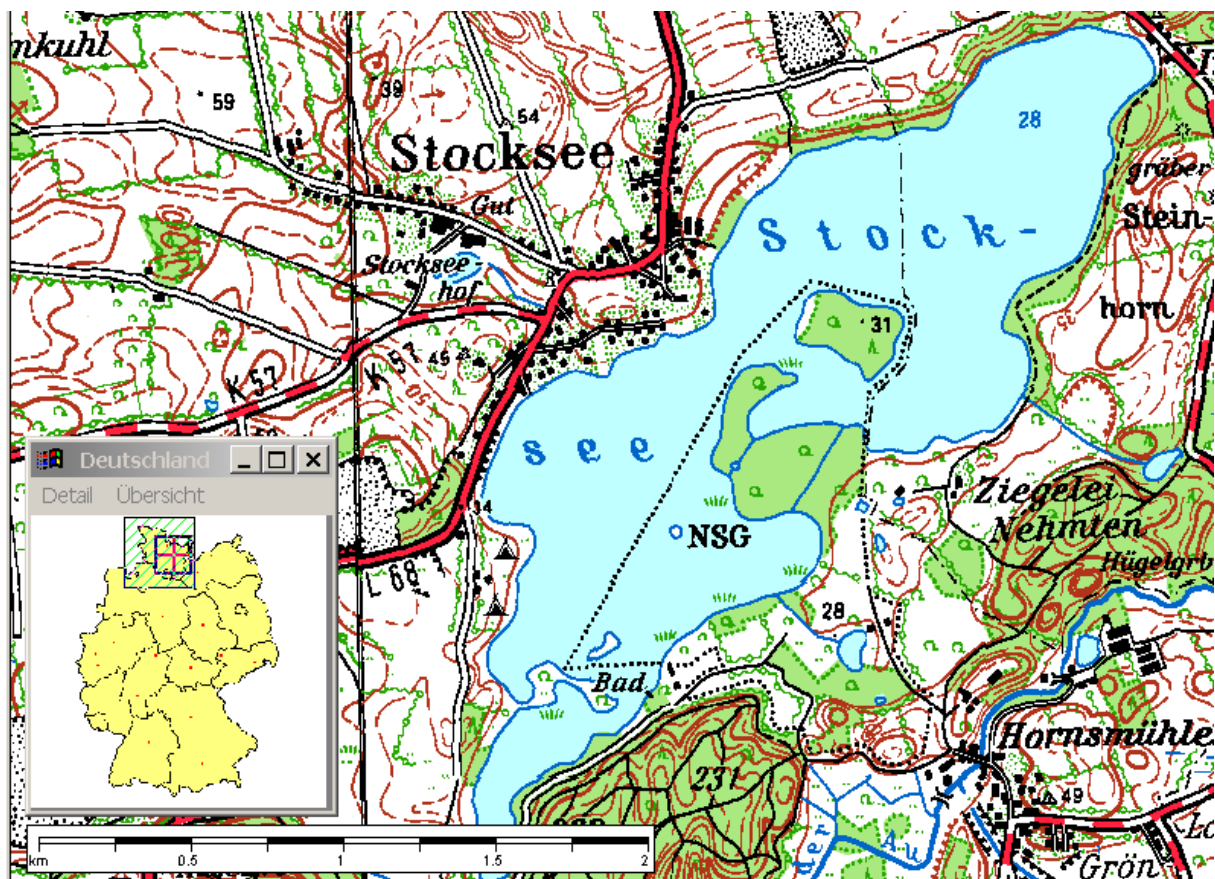


Abb. 20: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)

1.17.2 Topographie und Morphometrie

Das Seebecken hat eine langgestreckte ovale, von Südwest nach Nordost ausgerichtete Form. Durch eine Halbinsel im Osten wird der See in zwei Becken gegliedert. Des weiteren gibt es eine Halbinsel am südlichen Westufer und drei Inseln. Unter Wasser fällt das Ufer besonders im Westen steil ab, und das Relief ist bewegt mit wechselnden Wassertiefen. Die tiefste Stelle liegt mit etwa 30 m im südlichen Teil des Sees nahe dem Ort Stocksee. Der nördliche Teil des Sees ist maximal 25 m tief.

Tab. 27: Topographie und Morphometrie des Stocksees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{max} [m]	B _{max} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
26,00	2,10	30,2	12,3	3490	1090	2,1	4,3		5,70

1.17.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Stocksee ist durch seine relativ große Tiefe zumindest in weiten Teilen beider Becken im Sommer thermisch stabil geschichtet. Der Stoffhaushalt beider Becken wurde jeweils an der tiefsten Stelle untersucht. Die Ergebnisse sind für beide Becken sehr ähnlich. Im Frühjahr 1994 wurden die Hauptnährstoffe Gesamtposphor und Gesamtstickstoff in mäßigen Konzentrationen gemessen (50 -70 µg/l P, 900 µg/l N). Im Sommer wurde im oberflächennahen Wasser für beide Stoffe eine für stabil geschichtete Seen typische Verknappung (auf 20 µg/l P und 500 µg/l N) festgestellt. Direkt über dem Grund wurde eine Anreicherung beider Messparameter beobachtet. Die ermittelten Konzentrationen waren im nördlichen Becken mit 500 µg/l P und 2400 µg/l N etwa doppelt so hoch wie in dem etwas tieferen südlichen Becken.

Tab. 28: Chemischer und trophierelevanter Parameter vom 17.08.1994 (Oberfläche, Ausnahme TP_{Früh}: 30.03.1994) (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,2	370	5,18	3,1	0,47	19,0	67,0

Silikat war zu beiden Probeterminen nachweisbar, die Konzentration an der Oberfläche lag bei 0,6 - 0,9 mg/l Si. Sowohl die Säure-Kapazität von ca. 2 mmol/l als auch die Calcium-Konzentrationen von ca. 50 mg/l Ca lagen, dem sandigen Einzugsgebiet entsprechend, leicht unter dem schleswig-holsteinischen Durchschnitt. Das Wasser war im oberflächennahen Bereich mäßig basisch (pH-Werte um 8,3). Auch die Leitfähigkeit war mit Werten um 380 µS/cm relativ niedrig. Im Frühjahr wurde bei durchmischtem Wasserkörper eine leichte Sauerstoffübersättigung in der gesamten Wassersäule festgestellt. Im August 1994 lag die Sauerstoff-Sättigung an der Wasseroberfläche bei 110 –120 %. Unterhalb von 8 m war das Wasser sauerstofffrei und enthielt in tieferen Schichten Schwefelwasserstoff. Die Sichttiefen zeigten 1994 und 1995 einen vergleichbaren Verlauf. Die geringsten Werte (um 1 m) wurden im Frühjahr festgestellt. Darauf folgte ein Klarwasserstadium mit sehr hohen

Werten bis zu 8 m Sichttiefe. Bis zum August wurde wiederum ein Absinken der Sichttiefe auf 1,5 - 2 m beobachtet. Die sommerliche Algenblüte war also, vermutlich in Folge der Nährstoffverknappung im oberflächennahen Wasser, etwas weniger ausgeprägt als die Frühjahrsalgenblüte. Im Herbst und Winter wurden wieder hohe Sichttiefen um 4 – 8 m festgestellt. Im Durchschnitt war der Stocksee für schleswig-holsteinische Verhältnisse sehr klar. Die Chlorophyll a-Konzentrationen von ca. 12 µg/l Chlorophyll a im Frühjahr und 3 – 5 µg/l Chlorophyll a im Sommer zeigen eine sehr geringe Produktivität des Planktons an. Der Stocksee hat aufgrund seines kleinen Einzugsgebietes gute Voraussetzungen für einen nährstoffarmen, mesotrophen Zustand. Auch die Trophie-Bewertung des Ist-Zustands 1994 ergibt nach LAWA-Richtlinie (LAWA 1998) einen mesotrophen Zustand.

1.17.4 Flora und Fauna

Die Ufervegetation des Stocksees wurde im Auftrag des Landesamtes von Garniel grob erfasst (Garniel 1994). Die Ufer- und Unterwasservegetation des Stocksees ist über lange Abschnitte sehr homogen ausgebildet. Anthropogene Störungen erreichen im Bereich des Ortes Stocksee und im südlichen Teil des Sees eine hohe Intensität, so dass hier größere Uferbereiche als naturfern bewertet werden müssen. Die anderen Uferabschnitte sind weitgehend ungestört. Röhrichte sind aufgrund der steilen Ufer sowie zum Teil wegen der Beschattung auf einen schmalen, in weiten Bereichen lückigen Saum beschränkt. An längeren Uferabschnitten gehen die Schilfbestände deutlich zurück. Als Ursache vermutet Garniel aufgrund von Aussagen ortskundiger Personen einen starken Fraßdruck durch Gänse (Garniel 1994). An der Wasserlinie wird das zurückgehende Schilf (*Phragmitis australis*) durch dichte Bestände von *Typha angustifolia* ersetzt. Die Schwimmblattzone ist im Stocksee schwach entwickelt, was in erster Linie auf das Fehlen geeigneter Standorte zurückzuführen ist. Im Bereich der Halbinsel, die vor Wind und Wellenschlag geschützte Standorte bietet, sind lockere Decken von *Nuphar lutea* anzutreffen. Die Unterwasservegetation ist entlang der gesamten Uferlinie des Stocksees ausgebildet und wird vornehmlich von wenigen weit verbreiteten Arten wie *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton pectinatus* und *Ranunculus circinatus* dominiert. Insbesondere am Nordufer kommen verschiedene nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein (Mierwald & Beller 1990) gefährdete Arten wie *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pusillus* und *Potamogeton lucens* sowie die stark gefährdete Laichkrautart *Potamogeton friesii* vor. Größere Bestände vom ebenfalls stark gefährdeten *Potamogeton lucens* sind am Süden des Sees ausgebildet. Als floristische Besonderheiten sind die Vorkommen der stark gefährdeten Arten *Potamogeton obtusifolius*, *Potamogeton filiformis* und *Potamogeton angustifolius* hervorzuheben, von denen jedoch nur wenige Exemplare gefunden wurden. Als einzige Armleuchteralge wurde *Chara globularis* nachgewiesen.

Das Plankton im See wurde im Auftrag des Landesamtes von Gunkel untersucht (Gunkel 1994a). Das Phytoplanktonbild war in beiden Becken des Stocksees ähnlich. Das Frühjahrsplankton setzte sich überwiegend aus den für diese Jahreszeit typischen Diatomeen und begeißelten Formen der Cryptophyceen und Chlorophyceen (vor allem verschiedene Chlamydomonaden) zusammen. Bei den Diatomeen dominierte *Asterionella formosa* gefolgt von *Stephanodiscus hantzschii*. Im Sommer entwickelten sich vermehrt begeißelte Grünalgen (Chlamydomonaden), die vor allem im südwestlichen Becken dominierten, sowie der große Dinoflagellat *Ceratium hirundinella* und begeißelte Cryptophyceen. Koloniebildende

Cyanobakterien der Gattung *Microcystis*, die das Sommerplankton vieler nährstoffreicher schleswig-holsteinischer Seen prägen, und kugelige Chlorophyceen wurden nur in sehr geringer Dichte beobachtet. Ein großer Teil des vorhandenen Phytoplanktons konnte aufgrund seiner geringen Größe vom Zooplankton gut gefressen werden.

Das Frühjahrszooplankton zeichnete sich in beiden Seebecken durch Artenarmut und geringe Dichte aus. Es wurden einige Flagellaten und nur wenige Rotatorien beobachtet. Lediglich die Jugendstadien der räuberischen Copepoden sind etwas häufiger anzutreffen. Im Sommer stieg die Artenzahl an. Rotatorien erreichten besonders im südlichen Becken sehr viel höhere Individuendichten, vor allem *Conochilus unicornis*, *Keratella cochlearis* und *Polyarthra dolichoptera*. Phyllopoden waren mit insgesamt sechs Arten vertreten. Zu den dominanten Arten zählten im südlichen Becken *Sida cristallina*, im nördlichen Becken *Diaphanosoma brachyurum* und *Daphnia longispina*. Zusätzlich trat die räuberische *Leptodora kindtii* auf. Bei den Copepoden fiel vor allem der relativ starke Anstieg der *Mesocyclops leuckarti*-Population auf. Filtrierende Copepoden wie *Eudiaptomus gracilis* entwickelten sich in geringer Dichte. Auffallend war, dass im Zooplankton des Stocksees mehrere große filtrierende Formen auftraten, die das Phytoplankton gut fressen und damit seine Dichte kontrollieren konnten.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Stocksee wurde im Auftrag des Landesamtes von Otto mittels Greifer-Proben aus 5 m, 15 m und 25 m bzw. 30 m Tiefe untersucht (Otto 1994a). Im Bereich der tiefsten Stellen beider Becken des Stocksees wurden graue, organische Sedimente mit leichtem Fäulnisgeruch festgestellt. In 5 m Tiefe war das Substrat sandig, an der Probestelle im nördlichen Becken mit Blättern bedeckt. Die Sedimentfauna stellte sich mit 30 Taxa als sehr artenreich dar, vor allem in 5 m Tiefe. Hier fanden sich neben Chironomiden viele für den Uferbereich typische Larven der Ephemeroptera, Trichoptera und Ceratopogonidae sowie Mollusken und Isopoden. Mit der Gemeinen Kahnschnecke *Theodoxus fluviatilis* wurde im südlichen Becken eine für Fließgewässer typische Art gefunden, die in Seen auf Brandung beziehungsweise gute Sauerstoffversorgung hindeutet. Die Gemeine Kahnschnecke und die in beiden Becken beobachtete Teichnapfschnecke *Acroloxus lacustris* werden in der Roten Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Land- und Süßwassermollusken (Wiese 1990) als stark gefährdet bzw. potentiell gefährdet eingestuft. Im südlichen Becken wurden in 15 m Tiefe nur noch Tubificidae, Chaoboridae und Chironomidae des *Chironomus plumosus*-Typs gefunden. Die Dichte der beiden erstgenannten Taxa nimmt mit der Tiefe zu. Über dem Seegrund ist die Häufigkeit von *Chaoborus* mit etwa 600 Ind./m² mäßig, *Chironomus plumosus* war hier nicht mehr zu finden. Im Nordbecken wurde bereits in 15 m Tiefe *Chironomus plumosus* nicht mehr beobachtet, und die Dichte von *Chaoborus* war in 25 m Tiefe mit 1900 Ind./m² drei mal so hoch wie im südlichen Becken.

Nach (Buresch 1996) kommen im Stocksee Aal (*Anguilla anguilla*), Hecht (*Esox lucius*), Karpfen (*Cyprinus carpio*) und andere Weißfische sowie als Besonderheit die Große Maräne (*Coregonus lavaretus*) und Kleine Maräne (*Coregonus albula*) vor. Den Angaben des Landesamtes für Fischerei Schleswig-Holstein zufolge wird der See zeitweise von einem Berufsfischer hauptsächlich mit Stellnetzen (Große und Kleine Maräne) und teilweise mit kleinen Flügelreusen (Barsch, Hecht) befischt.

1.17.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Stocksee und sein Einzugsgebiet liegen in dem Landschaftsschutzgebiet „Stocksee - Tensfelder Au“. Die Halbinsel im Osten, eine Insel und ein Teil des Ostufers gehören zum Naturschutzgebiet „Mittlerer Stocksee und Umgebung“. Der See wird von einem Angelsportverein genutzt. Am Ufer befindet sich in der Ortslage Stocksee ein größerer Bootsliegeplatz sowie zahlreiche Einzelstege. Gartengrundstücke reichen in der Regel bis zum Wasser heran, zum Teil ist der Uferstreifen hier stark verändert. Mehrere Badestellen sind über das gesamte Ufer verteilt. An drei Stellen des Ost- und Südufers wird der Uferbereich beweidet. Zwei Campingplätze liegen in unmittelbarer Ufernähe des südlichen Seebeckens, am östlichen Ufer dieses Seeteils befinden sich Angelstege.

Noch Mitte der 1990er Jahre wurde Abwasser von insgesamt 431 Einwohnerwerten (EW) in der Ortslage Stocksee über Hauskläranlagen in den Untergrund verrieselt. Des weiteren befanden sich im Norden des Stocksees Hauskläranlagen, insgesamt 22 EW, deren Nachrüstung für das Jahr 2000 geplant war. Weiteres Abwasser wurde im Einzugsgebiet über abflusslose Sammelgruben entsorgt und hatte so keine Bedeutung für den See. Aufgrund der Flächennutzung und der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet sowie der Niederschlagsbeschaffenheit wurden die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den See für 1994/1995 grob abgeschätzt. Die Einträge, die aus dem Einzugsgebiet und über den Niederschlag in den Stocksee gelangten, lagen insgesamt bei knapp 1 t/a Phosphor und bei ca. 21,5 t/a Stickstoff, entsprechend einer Flächenbelastung von 0,45 g P/(m² a) und 10 g N/(m² a). Eine wichtige Ursache für die Einträge beider Stoffe (48 % bzw. 64 %) ist die landwirtschaftliche Flächennutzung. Die Abwasserbeseitigung hatte mit 34 % einen großen Anteil an der Phosphor-Belastung des Sees (8 % der Stickstoff-Belastung). Aufgrund des kleinen Einzugsgebietes ist auch der Niederschlag auf die Seefläche als Nährstoffquelle mit einem Anteil am Gesamteintrag von ca. 10 % von Bedeutung. Wald, Siedlung und sonstige Flächennutzung steuern zusammen 10 % des Phosphoreintrages beziehungsweise 17 % des Stickstoffeintrages bei (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 1997). Heutzutage sind im Einzugsgebiet des Sees nur noch wenige, nachgerüstete Kleinkläranlagen vorhanden, der Ort Stocksee hat mittlerweile einen zentralen Abwasseranschluss. Der ehemals große Anteil der Abwasserbeseitigung an der Belastung des Stocksees dürfte in Folge der Sanierungsmaßnahmen fast vollständig entfallen und sich daraus eine beträchtliche Verringerung des Phosphoreintrages in den Stocksee um ca. 300 kg/a (30 % der ehemaligen Belastung) ergeben.

1.18 Suhrer See

1.18.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Suhrer See liegt östlich von Plön in einem Sandergebiet zwischen dem Behler See und dem Vierersee. Der Suhrer See und sein Einzugsgebiet befinden sich in dem Landschaftsschutzgebiet „Seenplatte nordöstlich von Plön“. Ausgenommen ist ein ehemaliges Militärgelände, das das ganze Westufer des Sees einnimmt. Der Suhrer See ist ein eiszeitlich entstandener Rinnensee, dessen Umgebung fast vollständig durch sandige Ablagerungen geprägt ist. Der See besitzt vier kleine Zuläufe und einen Ablauf im Norden, der nach etwa 150 m in den Behler See mündet. Abflussverhalten und Fließrichtung am Ablauf waren uneinheitlich, zum Teil wurde Rückstau beziehungsweise sogar ein Rückfluss in Richtung Suhrer See festgestellt. An zwei Tagen im Frühjahr 1994 wurden Abflüsse um 50 l/s ermittelt. Der Seewasserstand schwankte im Jahresverlauf relativ stark um 55 cm. Das Einzugsgebiet des Sees wird zu einem Drittel landwirtschaftlich, besonders östlich des Sees überwiegend als Acker, genutzt. Der Waldanteil ist mit 21 % relativ hoch. Bebaut sind 11,6 %, ein Drittel des Einzugsgebietes bedeckt die Wasserfläche des Suhrer Sees. Die Zahl der Dungeinheiten (DE) lag bei durchschnittlich 0,46 DE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche.

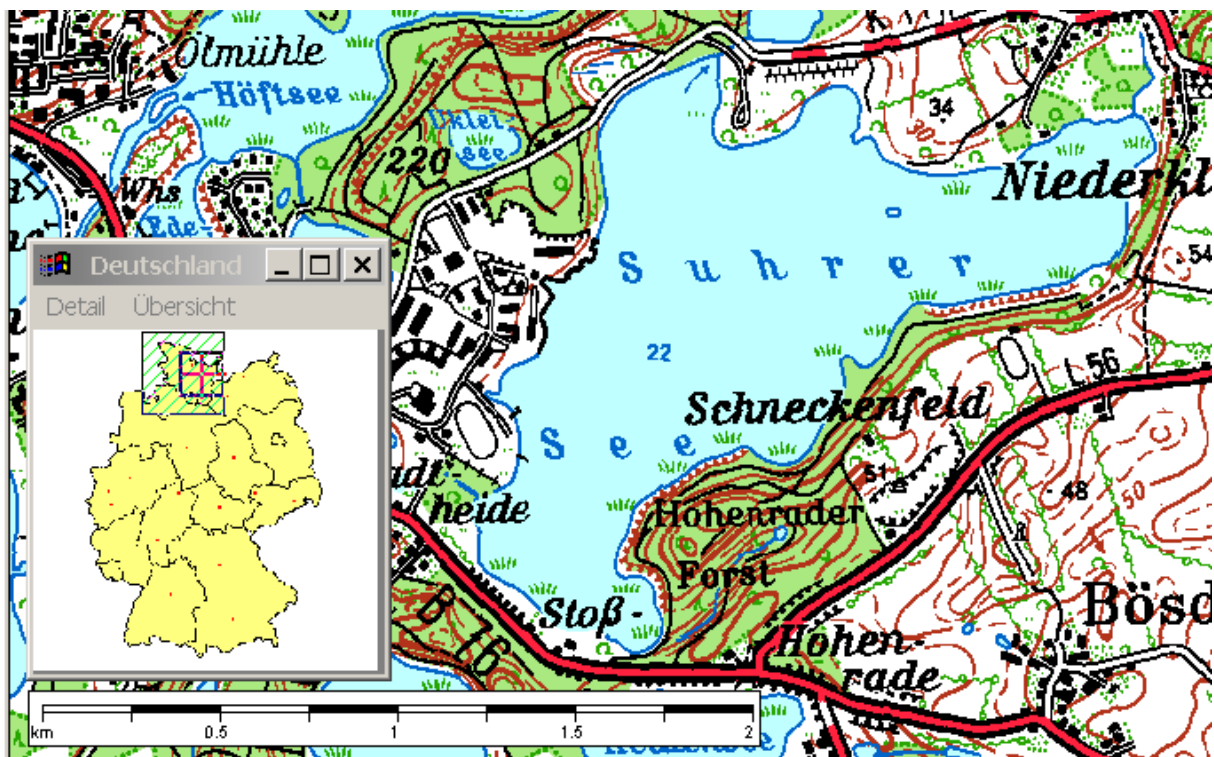


Abb. 21: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)

1.18.2 Topographie und Morphometrie

Das Seebecken hat eine etwa dreieckige, ausgelappte Form. Unter Wasser fällt das Ufer vor allem im Westen und Osten steil ab. Das Relief ist sehr bewegt mit stark wechselnden Wassertiefen. Die tiefste Stelle liegt mit knapp 25 m im südlichen Teil des Sees. Der nördliche Teil ist nur maximal 12 – 14 m tief.

Tab. 29: Topographie und Morphometrie des Suhrer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
11,38	1,43	24,7	8,3	2260	1035	1,7	0,6	6,7	8,20

1.18.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Suhrer See ist an der tiefsten Stelle (ca. 25 m) im Sommer thermisch stabil geschichtet. In weiten Bereichen ist der See allerdings nur um 12 m tief oder flacher, so dass ein großer Teil des Wasserkörpers wahrscheinlich nur kurzfristig und schwach thermisch geschichtet ist. Im Frühjahr 1994 wurden die Hauptnährstoffe Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff in sehr geringen Konzentrationen festgestellt (etwa 20 µg/l P, 700 µg/l N). Phosphat konnte nicht nachgewiesen werden. Im Sommer wurde im oberflächennahen Wasser beim Stickstoff eine für stabil geschichtete Seen typische Verknappung (auf 500 µg/l N) festgestellt, Phosphor lag hingegen etwa in der gleichen Konzentration wie im Frühjahr vor. Direkt über dem Grund wurde eine deutliche Anreicherung beider Nährstoffe (auf 340 µg/l P und 1300 µg/l N) beobachtet.

Tab. 30: Chemischer und trophierelevanter Parameter von der Oberfläche aus dem Jahr 2001. (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,4	331	3,09	5,4	0,50		

Die anorganischen Stickstoffanteile waren ebenso wie Phosphat zu dieser Zeit nahe der Wasseroberfläche nur in Spuren vorhanden, Nitrat war nicht nachweisbar. Über dem Grund stiegen die Konzentrationen von Phosphat und Ammonium im Sommer stark auf 0,24 mg/l PO₄-P beziehungsweise 0,99 mg/l NH₄-N an. Da die Messstelle über Grund in einem relativ kleinen Kegel an der tiefsten Stelle des Sees lag, ist davon auszugehen, dass sich hier die sedimentierenden Partikel anreicherten. Interne Düngungsprozesse scheinen im Suhrer See nicht von Bedeutung zu sein. Die Konzentration von Silikat lag Ende März unter der Bestimmungsgrenze (0,2 mg/l Silikat-Si). Sowohl die Säure-Base-Kapazität (2 mmol/l im Frühjahr, 1,5 mmol/l im Sommer) als auch die Calcium-Konzentrationen um 40 mg/l Ca lagen entsprechend dem sandigen Einzugsgebiet deutlich unter dem schleswig-holsteinischen Durchschnitt. Die pH-Werte lagen im mäßig basischen Bereich (um 8,4). Auch die Leitfähigkeit war mit 350 µS/cm relativ niedrig. Die Sauerstoffsättigung an der Wasseroberfläche betrug ca. 100 %. Im Sommer war das Wasser unterhalb von 10 m sauerstofffrei und enthielt in tieferen Schichten Schwefelwasserstoff. Die Sichttiefe war 1993 zwischen Mai und Dezember durchgängig für schleswig-holsteinische Seen außerordentlich hoch. Der niedrigste Wert wurde im August 1993 mit 4,3 m festgestellt. Auch im Untersuchungsjahr 1994 belegten hohe Sichttiefen und auffallend niedrige Chlorophyll a-Konzentrationen um 4 µg/l die sehr geringe Produktivität des Phytoplanktons. In einer regional-limnologischen Zusammenstellung hatte der Suhrer See die geringste Produktivität

der 23 untersuchten Seen (Ohle 1959). Der Suhrer See hat aufgrund seines kleinen Einzugsgebietes gute Voraussetzungen für einen mesotrophen Zustand, was der Trophiebewertung des Ist-Zustands 1994 nach LAWA-Richtlinie (LAWA 1998) entspricht.

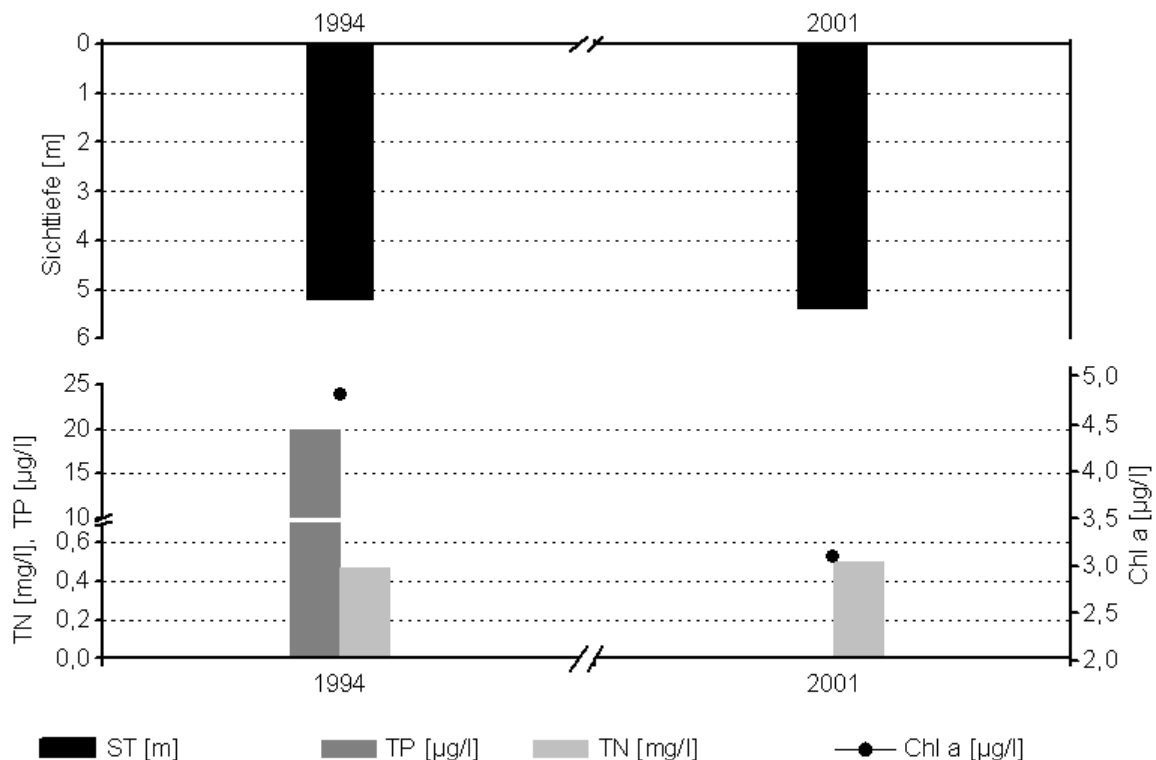


Abb. 22: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Suhrer See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

1.18.4 Flora und Fauna

Die folgenden Ausführungen sind dem Bericht von Stuhr entnommen (Stuhr 1994). Röhrichte haben sich aufgrund der steilen Ufer und weiterer Standortfaktoren wie Wellenschlag, Beschattung und Uferbefestigung nur an etwa 50 % der Uferlinie des Suhrer Sees entwickelt. Die Breite der Bestände liegt überwiegend zwischen 1 m und 5 m, in wenigen Fällen werden Breiten von 10 m bis höchstens 20 m erreicht. Haupt-Röhrichtbildner ist *Phragmites australis*, seltener tritt *Schoenoplectus lacustris* dominant auf. Als Besonderheit ist an drei Stellen im Schilfröhricht das nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein (Mierwald & Beller 1990) stark gefährdete Schneidried *Cladium mariscus* anzutreffen. Weiterhin sind mehrfach kleinflächige Vorkommen verschiedener Arten der Klein-Röhrichte entwickelt, darunter einige nach der Roten Liste gefährdete Pflanzen wie *Carex lasiocarpa*, *Juncus subnodulosus* und *Lysimachia thyrsiflora*. Weitere sogar vom Aussterben bedrohte Arten in diesem Bereich sind *Alisma lanceolatum* und *Carex pulicaria*. Ein Schwimmblatt-Gürtel fehlt am Suhrer See aufgrund der steil abfallenden Ufer fast vollständig. Erwähnenswert sind nur einige kleinflächige, oft nur wenige Quadratmeter große Vorkommen von *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba* sowie

von *Polygonum amphibium* in kleineren geschützten Buchten. Die Unterwasservegetation ist fast entlang der gesamten Uferlinie des Suhrer Sees ausgebildet. In der mit 18 Arten ausgesprochen reichen Tauchblattzone siedeln gut ausgebildete und zum Teil große Bestände von elf Arten der Roten Liste. Hierzu zählen die vom Aussterben bedrohten Arten *Najas marina*, *Potamogeton filiformis* und *Potamogeton gramineus* sowie der bisher in Schleswig-Holstein als ausgestorben eingestufte Hybrid *Potamogeton x angustifolius*. Armleuchteralgen bilden einen fast lückenlosen, gut ausgebildeten Gürtel. Zum Teil finden sich ausgedehnte Wiesen bis in Wassertiefen von über 4 m. Die Armleuchteralgen besiedeln vor allem geeignete sandig-kiesige Standorte vor dem Röhrichtgürtel sowie Flachwasserbereiche, in denen das Röhricht sehr schütter ist oder völlig fehlt. Mit sechs Armleuchteralgenarten ist eine für schleswig-holsteinische Verhältnisse große Vielfalt gegeben. Besonders hervorzuheben sind die nach der Roten Liste der Characeen (Schmidt 1996) vom Aussterben bedrohten *Chara aspera* und *Nitellopsis obtusa* sowie *Chara tomentosa*. Punktuell wurde im Bereich kleinerer Zuläufe, zum Beispiel im Süden, und an beweideten Uferpartien ein starker Grünalgenaufwuchs beobachtet, der auf vermehrte Nährstoffeinträge hindeutet. Des weiteren ist ein etwa 400 m langer Streifen des Bundeswehrgeländes am Westufer mit Spundwänden befestigt und praktisch vegetationsfrei. Zusammenfassend lässt sich die Ufer- und Unterwasservegetation am Suhrer See mit zahlreichen vom Aussterben bedrohten Pflanzenarten als große Seltenheit in Schleswig-Holstein bewerten.

Aktuelle Planktonuntersuchungen aus dem Jahr 2001 (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2001b), die von Speth & Speth GbR ausgewertet wurden, ergaben einen Nachweis von insgesamt 57 Phytoplankton-Taxa. Davon stellten Cyanophyceae: 9, Cryptophyceae: 3, Bacillariophyceae: 11, Chlorophyceae: 11, Conjugatophyceae: 2, Chrysophyceae: 8, Haptophyceae: 1, Dinophyceae: 12. Es wurden an allen 4 Untersuchungsterminen relativ geringe Häufigkeiten des Phytoplanktons festgestellt. Im Mai waren lediglich Vertreter des Nanoplanktons wie z.B. *Rhodomonas minuta* (Cryptophyceae), *Chrysochromulina parva* (Haptophyceae), sowie kleine Formen der Diatomeenart *Cyclotella* spp. mittel (500 – 5000 Zellen/ml) – wenig (50 – 500 Zellen/ml) abundant. Aufgrund ihrer Größe kamen den zwar als "selten" (0 - 50 Zellen/ml) eingestuften Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella*, *Peridinium* cf. *willei* und der koloniebildenden Diatomeenart *Fragilaria crotonensis* eine relativ größere Bedeutung zu. Im Juni war die gelatinös-koloniebildende, äußerst kleinzellige Cyanobakterienart *Cyanodictyon* sp. häufig (5000 – 50.000 Zellen/ml). Doch sollte ihre relative Bedeutung in Hinsicht auf das geringe Biovolumen nicht überschätzt werden. *R. minuta*, *Chrysochromulina parva*, *Ankyra judayi* (coccale Chlorophyceae) und die Chrysophyceenart cf. *Spiniferomonas* sp. waren weitere kleine Plankter, die mit 50 – 500 Zellen/ml auftraten. Im Juli dominierten Dinoflagellaten die Phytoplankton-Gemeinschaft. Dabei handelte es sich um große und kleine Formen von *Gymnodium* spp., sowie Vertreter des *Peridinium umbonatum*-Komplexes. Daneben waren wiederum Nanoflagellaten wie *C. parva* und *R. minuta* und Chrysophyceen von gewisser Bedeutung. Im September waren große und zugleich seltene Charakterarten *C. hirundinella* (Dinophyceae) und *Aulacosira granulata* (Diatomeae). Die Chrysophyceae waren mit sechs Arten vertreten, jedoch wenig abundant (*Uroglena* sp. trat z.B. mit 50 – 500 Zellen/ml auf). Mittlere Häufigkeiten erreichten dagegen Cryptophyceae (*Cryptomonas* spp., *Rhodomonas* spp.), auch *C. parva* war relativ zahlreich. Cyanobakterien waren - mit Ausnahme von *Cyanodictyon* - zu keinem Termin von Bedeutung.

Insgesamt wurden 29 Zooplankton-Taxa (ohne Protozoa) festgestellt. Diese verteilten sich wie folgt auf die taxonomischen Gruppen: Rotatoria: 17, Cladocera: 6, Copepoda: 6. Innerhalb der Rotatorien herrschte im Mai *Keratella cochlearis* vor. Weiterhin waren Nauplien von Bedeutung. Die Zooplankton-Abundanzen im Juni fielen gering aus. Kein Taxon wurde häufiger als "selten" (< 5 Ind./l) beobachtet. Innerhalb der Rotatorien waren *Ascomorpha ecaudis*, *Kellicottia longispina* und *K. cochlearis* noch am individuenreichsten. Nauplien lagen in vergleichbaren Abundanzen vor. Im Juli und im September war *K. cochlearis* wieder mit 5 – 25 Ind./l häufiger vertreten, ebenso wie *Polyarthra dolichoptera/vulgaris*. Während Cladoceren nur in sehr geringer Individuenzahl auftraten, waren Nauplien (im Juli) und cyclopoide Copepodide etwas abundanter (5 – 25 Ind./l). Der wichtigste cyclopoide Copepode war *Thermocyclops oithonoides*. *Ascomorpha ecaudis* und *Gastropus stylifer* traten - wenn auch in geringen Individuenzahlen - von Juni bis September in den Proben auf, *Collotheca spp.* nur im Juni und Juli, und *Kellicottia longispina* war innerhalb der Rotatorien an allen vier Terminen vertreten. Bei Untersuchungen im Jahr 1994 fiel dagegen das Auftreten von großen Filtrierern (calanoiden Copepoden), die auch größere Algen fressen und damit das vorhandene Phytoplankton kontrollieren können, auf (Gunkel 1994b).

Die tierische Besiedlung des Sedimentes im Suhrer See wurde im Auftrag des Landesamtes von Otto mittels Greifer-Proben untersucht (Otto 1994b). An der tiefsten Stelle des Sees wurden schwarze, organische Sedimente ohne Fäulnisgeruch festgestellt. Dies deutet auf einen weitgehenden Abbau von organischem Material in der Wassersäule hin. Die Sedimentfauna stellte sich mit 23 Taxa als recht artenreich dar, vor allem in 5 m Tiefe. Hier fanden sich neben Chironomiden viele für den Uferbereich typische Larven der Ephemeroptera, Megaloptera und Trichoptera sowie Mollusken. Mit der Gemeinen Kahnschnecke *Theodoxus fluviatilis* wurde eine für Fließgewässer typische Art gefunden, die in Seen auf Brandung beziehungsweise gute Sauerstoffversorgung hindeutet. Die Gemeine Kahnschnecke wird in der Roten Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Land- und Süßwassermollusken (Wiese 1990) als stark gefährdet eingestuft. In 15,5 m und 24 m Tiefe wurden nur noch Tubificidae, Chaoboridae und Chironomidae des *Chironomus plumosus*-Typs gefunden. Die Dichte der beiden erstgenannten Gruppen nahm mit der Tiefe zu. Bei 24 m waren Chaoboridae mit etwa 8600 Ind./m² sehr häufig, wohingegen *Chironomus plumosus* nur noch ganz vereinzelt zu finden war. Insgesamt ist der See nach der Besiedlung des Seegrundes als eutropher *Chironomus*-See zu bezeichnen. Die Dominanz von Chaoboridae in der größten Tiefe zeigt nach Thienemann (Thienemann 1922) die sehr ungünstigen Sauerstoff-Verhältnisse über dem Grund des Suhrer Sees an.

Über die Fischfauna des Suhrer Sees liegen keine Angaben vor.

1.18.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Bis vor wenigen Jahren wurde der See für militärische Übungen mit Booten genutzt. Ein etwa 600 m langer Abschnitt des Westufers war im Bereich des Bundeswehrgeländes zum Untersuchungszeitpunkt vollständig versiegelt. An zwei Stellen im Süden und an einer Stelle im Nordosten des Sees wird der Uferbereich beweidet. Rund um den See befinden sich zwei kleine Bade- und einige Angelstellen sowie einzelne Bootsstege und an den See angrenzende Privatgrundstücke. Ein großer Teil der Uferlinie ist bewaldet. Abwasser wird innerhalb des Einzugsgebietes nicht entsorgt. Im Osten befindet sich eine Altablagerung, deren Sickerwasser in den

Untergrund gelangt. Das Grundwasser wird hier regelmäßig von der Wasserbehörde des Kreises überwacht. Aufgrund der Flächennutzung und der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet sowie der Niederschlagsbeschaffenheit wurden die Einträge von Phosphor und Stickstoff in den See grob abgeschätzt. Die Einträge aus dem Einzugsgebiet und durch Niederschlag lagen insgesamt bei 173 kg/a Phosphor und bei knapp 5,4 t/a Stickstoff, bezogen auf die Seefläche ergibt dies eine jährliche Belastung von 0,13 g P/(m² a) und 4 g N/(m² a). Eine wichtige Ursache (ca. 45 %) für Einträge beider Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung. Aus besiedelter Fläche gelangen 22 % der Phosphor-Einträge bzw. 12 % der Stickstoff-Einträge in den See. Aufgrund des kleinen Einzugsgebietes ist der Niederschlag auf die Seefläche als Nährstoffquelle von relativ großer Bedeutung. Jeweils 30 % der Phosphor- und Stickstoffeinträge gelangen aus der Luft in den See (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 1997).

1.19 Trammer See

1.19.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Trammer See befindet sich in der holsteinischen Schweiz in unmittelbarer Nähe von Plön am nordwestlichen Stadtrand. Nach Wegemann (Wegemann 1912) sind die heutigen Seen Ostholsteins Reste eines großen Schwentinesees, der das ganze Schwentinetal bedeckte und dessen Seespiegel etwa 36 bis 39 mNN lag. Das Einzugsgebiet des Trammer Sees beträgt 4,15 km² und besteht aus ca. 13 % Wald, 35 % landwirtschaftlicher Nutzfläche, 45 % Wasserflächen und 7 % Siedlung. Es ist im Verhältnis zur Seefläche sehr klein. Der See hat somit natürliche Voraussetzungen für einen nährstoffarmen Zustand. Die zufließenden Gewässer führen nur wenig Wasser. Der Ablauf mündet in den südlich gelegenen Trentsee.

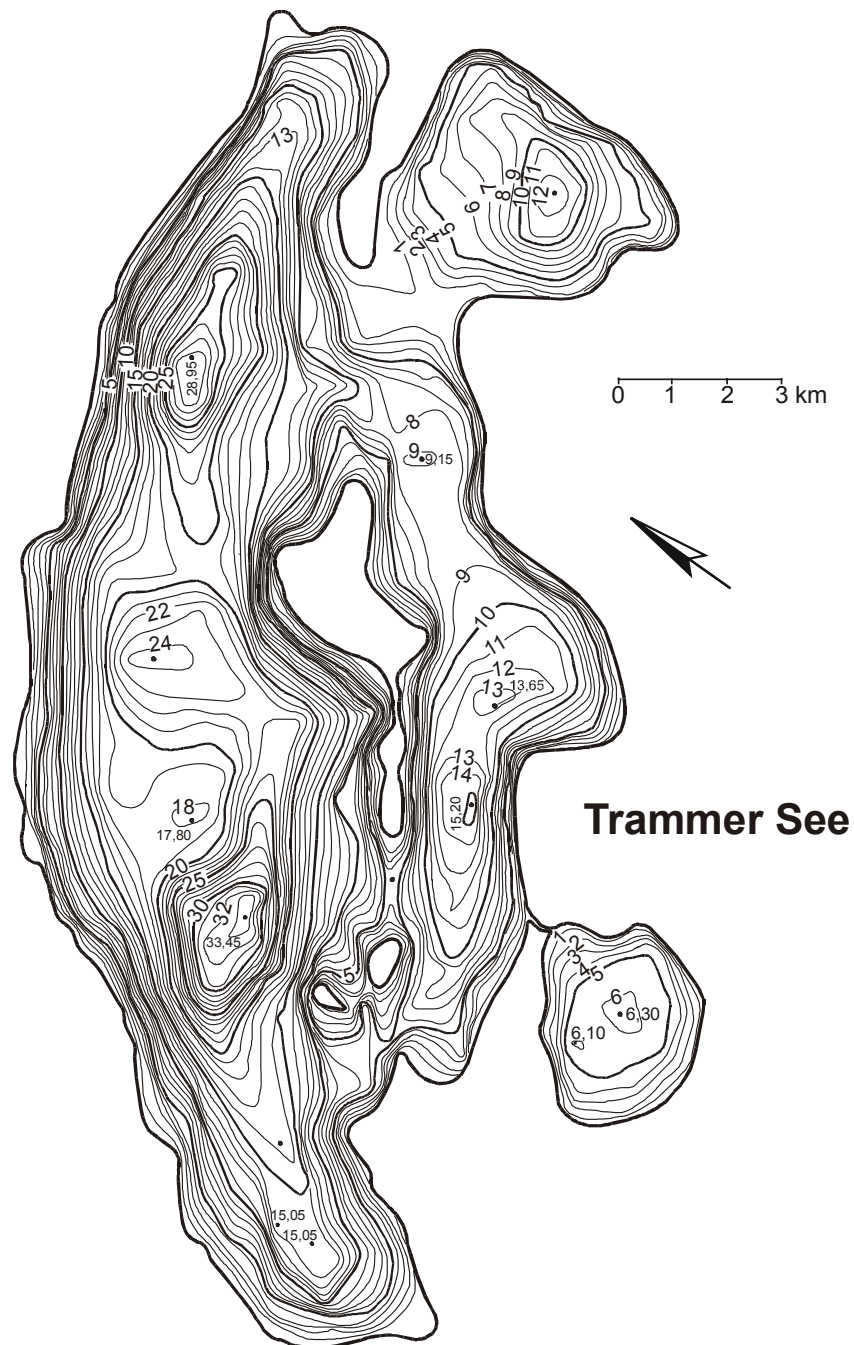


Abb. 23: Tiefenkarte des Trammer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

1.19.2 Topographie und Morphometrie

Der Trammer See hat eine Größe von 163 ha und eine maximale Tiefe von 33,4 m. Im Mittel ist er 11,1 m tief. Die Gesamtlänge der Uferlinie beträgt 7,9 km. Die Ufer des Sees fallen über wie unter Wasser steil ab. Das Seesediment ist dort überwiegend sandig bis steinig.

Tab. 31: Topographie und Morphometrie des Trammer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
18,04	1,63	33,4	11,1	2400	900	1,7	5,0	6,7	12,7

1.19.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Trammer See ist aufgrund seiner großen Tiefe mono- bis dimiktisch. Die Leitfähigkeit ist aufgrund von Salzquellen sehr hoch. Sie lag 1999 im Maximum bei 1110 µS/cm. Die Chloridkonzentration betrug 230 mg/l. Der pH schwankte im Epilimnion zwischen 8,3 und 8,7. Der See ist mit einer Säurekapazität von 3,1 mmol/l recht gut gepuffert. Er ist mit einer Calcium-Konzentration von 44 mg/l als mäßig kalkreich einzustufen und liegt mit diesem Wert etwas unter dem für Schleswig-Holstein typischen Durchschnitt (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2000).

Tab. 32: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1999, alle Tiefen (Ausnahme TP_{Früh}: Monatswert April 1999). (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,4	752	6,75	2,4	0,46	28,7	47,0

Zur Zeit der Frühjahrszirkulation betrug die Gesamt-Phosphorkonzentration im Jahr 1999 47 µg/l. Gleichzeitig war die Konzentration an Gesamt-Stickstoff mit 520 µg/l niedrig. Während der Vegetationsperiode kam es im Epilimnion zu einer Verarmung an Nährstoffen. Das sommerliche Mittel lag bei 30 µg/l Gesamtphosphor und 450 µg/l Gesamtstickstoff. Sowohl Orthophosphat als auch Nitrat waren den Sommer über unter der Bestimmungsgrenze. In der Tiefe war hingegen eine Nährstoffanreicherung zu messen. Es wurden Maximalwerte von 440 µg P/l und 2000 µg N/l erreicht. Ende Juli war in einer Tiefe von 8 – 11 m ein für mäßig produktive Seen typisches metalimnisches Sauerstoffminimum zu erkennen. Ab 14 m, bzw. im August schon ab 9 m, war das Tiefenwasser sauerstofffrei und enthielt Schwefelwasserstoff. Die Sichttiefe lag im Jahresmittel bei 2,7 m und in der Vegetationsperiode bei 2,5 m. Die Chlorophyll a-Konzentration betrug im Sommer ca. 8 µg/l. Die Klassifikation des Istzustandes der Trophie ergibt nach LAWA-Richtlinie eine Trophiestufe von mesotroph. Das Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser spricht eher für einen eutrophen Zustand. Der Referenzzustand lag hingegen bei oligotroph. Es errechnet sich eine Bewertung nach LAWA (1998) von 2 bis 3.

1.19.4 Flora und Fauna

Die Ufer- und Unterwasservegetation wurde im Auftrag des Landesamtes von Stuhr erfasst (Stuhr 1999a). Während das südliche Ufer stark vom Siedlungsbereich mit Wohnbebauung, Kleingärten sowie teilweise bebauten öffentlichen Flächen geprägt ist, grenzen an die nördlichen Ufer des Sees überwiegend landwirtschaftliche Nutzflächen an. Die Ufer des Sees fallen über wie unter Wasser meist mehr oder weniger steil ab, so dass breitere Verlandungsbereiche kaum anzutreffen sind. Ein Röhrichtgürtel ist entlang der gesamten Uferlinie vorhanden, allerdings ist er teilweise gestört und aufgrund der Ufermorphologie meist schmal (in Breiten zwischen 3 m und 10 m) entwickelt. Hauptröhrichtbildner ist *Phragmites australis*, weitere häufige Arten wie *Schoenoplectus lacustris* und *Typha angustifolia* bilden nur kleinere Dominanzbestände aus. Arten wie *Acorus calamus*, *Sparganium erectum*, *Eleocharis palustris* und *Glyceria maxima* sind häufig im Flachwasser oder im Landröhricht anzutreffen, gleichzeitig ersetzen sie das Schilf in gestörten (aktuell oder ehemals beweideten) Uferbereichen. Weitere häufige Arten des Landröhrichts sind *Carex acutiformis*, *Epilobium hirsutum*, *Eupatorium cannabinum* und *Scutellaria galericulata*. Als gefährdete Arten fanden sich im Bereich der Wasserlinie oder knapp oberhalb davon *Lysimachia thyrsiflora* (Rote Liste 3), *Hippuris vulgaris* (RL 3), *Juncus subnodulosus* (RL 3), *Scrophularia umbrosa* (RL 3) sowie die stark gefährdete Art *Calamagrostis stricta* (RL 2). Ein Schwimmblattgürtel war nur fragmentarisch in meist windgeschützten Lagen ausgebildet mit der vorherrschenden Art *Nuphar lutea* (stellenweise auch in der rein submersen Form). Die Tauchblattzone war am Trammer See praktisch entlang der gesamten Uferlinie ausgebildet. In den gut entwickelten und bis in ca. 5 m Wassertiefe hinabreichenden Beständen fanden sich 17 Arten, davon 8 Arten der „Roten Liste“. Häufig und überall anzutreffen waren *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus* und *Ranunculus circinatus*. Daneben war das gefährdete Laichkraut *Potamogeton lucens* (RL 3) häufiger zu beobachten. Häufige Arten waren zudem die vom Aussterben bedrohte Art *Alisma gramineum* (RL 1) und das stark gefährdete Laichkraut *Potamogeton friesii* (RL 2). Eher im Flachwasser im Osten des Sees siedelten die gefährdete *Eleocharis acicularis* (RL 3) und vereinzelt *Potamogeton filiformis* (RL 1). Weitere, im Gewässer nicht seltene, gefährdete (RL 3) Tauchblattarten waren *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pusillus* und *Hippuris vulgaris*. Mit Abstand häufigste Art der Characeen war die gefährdete (RL 3) *Chara contraria*, mehrfach in dichten Beständen traten die ebenfalls gefährdeten Arten *Chara globularis* und *Nitellopsis obtusa* auf. Im Flachwasser fanden sich die gefährdete *Chara aspera* und vereinzelt die stark gefährdete (RL 2) *Tolypella glomerata*.

Die Untersuchung des Planktons im See erfolgte im Auftrag des Landesamtes durch Speth (Speth 1999a). Insgesamt wurden 55 Phytoplankton-Taxa festgestellt. Bereits im Frühjahr bestimmten zarte fädige Cyanobakterien das Erscheinungsbild der Phytoplanktonbiozönose. Es handelte sich um *Limnothrix redekei*, die in bezug auf die Zellzahl als häufig einzustufen war. Weiterhin waren die Diatomeen *Fragilaria crotonensis*, *Stephanodiscus neoastreae*, *Nitzschia* spp. von quantitativer Bedeutung. Aufgrund ihrer Größe weniger auffällig, aber recht zahlreich waren *Rhodomonas minuta*, gefolgt von der Chlorophycee *Monoraphidium arcuatum*. Das Phytoplankton im Frühsommer war insgesamt weniger zahlreich, wobei fädige Cyanobakterien weiterhin aspektsbestimmend waren: *Planktolyngbya limnetica* und *Limnothrix redekei* waren häufig, *Pseudanabaena limnetica* erreichte mittlere Häufigkeit. Kleine Algen, die ihrer Morphologie nach gut fressbar sein dürften, waren zahlreich vertreten durch *Tetrastrum triangulare*, *R. minuta* und *Chrysochromulina parva*.

Auch im Sommer dominierten Cyanobakterien, wobei die Artenassoziation an Vielfalt zugenommen hatte. Zusätzlich zu den bereits erwähnten Arten waren vor allem *Aphanizomenon gracile* in beiden Sommerproben, *Anabaena* spp. im Juli und *Planktothrix agardhii* im August von quantitativer Bedeutung. Im August bildeten die großen Ceratien eine wesentliche Komponente des Phytoplanktons und *Dinobryon*-Arten erreichten maximal mittlere Abundanzen, so dass der relative Anteil der Cyanobakterien am Gesamtplankton im August etwas geringer zu bewerten sein dürfte.

Es wurden insgesamt 26 Zooplankton-Taxa (ohne Protozoa) bestimmt, davon entfielen 13 Taxa auf Rotatoria, 6 Taxa auf Cladocera und 7 auf Copepoda. Im März waren Nauplien sehr zahlreich vertreten, während Copepodite und Adulte (v.a. *Eudiaptomus* spp.) in geringer Anzahl auftraten. *Keratella cochlearis* und *K. quadrata* waren die am häufigsten beobachteten Rotatorien. Im Frühsommer zeigten die Copepoden ihre stärkste Entfaltung. Sowohl Nauplien, Copepodite calanoider und cyclopoider Copepoden als auch adulte *E. graciloides* waren mit > 5 Ind./l vertreten, gemeinsam erreichten sie eine mittlere Häufigkeit. Auch Rotatorien waren individuenreich vertreten. Dabei dominierten zwei Arten mit mittlerer Häufigkeit die Gemeinschaft: *Pompholyx sulcata* und *K. cochlearis*. Cladoceren waren demgegenüber in auffallend geringer Anzahl vertreten. Rotatorien nahmen im Sommer an Individuenzahl ab. Dabei blieben *K. cochlearis* und *P. sulcata* die häufigsten Arten. Der Anteil von *K. cochlearis* fa. *tecta* an der Gesamtpopulation war im Sommer erhöht. Von den Cladoceren nahmen *Diaphanosoma brachyurum* und in geringerem Maß auch *Daphnia cucullata* bis zum August an Bedeutung zu. Im Vergleich zum Frühsommer nahmen besonders die Juvenilstadien der Copepoden im Sommer ab.

Die tierische Besiedlung des Sedimentes wurde von Otto untersucht (Otto 1999a). Makrozoobenthos-Proben wurden in den Tiefen 5 m, 15 m und 33 m entnommen. Insgesamt konnten 24 Taxa determiniert werden. Die artenreichste Gruppe waren die Mollusken (17 Arten) vor den Chironomiden (4 Taxa). Es ist hierbei jedoch zu erwähnen, dass nur 3 Mollusken-Arten als Lebendfunde nachgewiesen werden konnten. Diese wie auch andere Litoraltaxa wurden bis in 5 m Tiefe festgestellt. Ab 15 m Tiefe waren praktisch nur Profundaltaxa nachweisbar und an der tiefsten Stelle trat nur noch die Büschelmücke *Chaoborus flavicans* mit ca. 2000 Ind./m² auf. Dominierte Taxa in 15 m waren die Oligochaeta sowie die *Chironomus plumosus*-Gruppe. Auch in 5 m dominierten die Oligochaeta neben *Procladius* sp.. Hier waren die Dichten der Taxa gering (unter 1000 Ind./m²). Der Anteil der Litoralfauna überstieg in 5 m Tiefe noch den der Profundalfauna. Dieser Trend kehrte sich ab 15 m Tiefe um, so dass davon auszugehen ist, dass sich der Übergang zum Profundal zwischen 5 m und 15 m befindet.

Zur Fischfauna des Sees liegen keine Angaben vor.

1.19.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

An die nördlichen Ufer des Sees grenzen überwiegend landwirtschaftliche Nutzflächen. Dort scheint es durch Bodenerosion und Drainagen zu höheren diffusen Nährstoffeinträgen zu kommen. Das südliche Ufer hingegen ist stark vom Siedlungsbereich mit Bebauung, Kleingärten und mehreren Badestellen geprägt. Einige Uferabschnitte sind befestigt. Es gibt zahlreiche Stege. Die Freizeitnutzung ist relativ intensiv. Abwasser gelangt aber nicht mehr in den See (alle Angaben aus Entwurf des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein und Einzeldokumenten zur Flora und Fauna).

1.20 Tresdorfer See

1.20.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Tresdorfer See liegt ca. acht Kilometer nördlich von Plön in der holsteinischen Schweiz. Er bildet den wasserführenden Rest eines Beckens, das in der Weichsel-Eiszeit als subglaziales Tunneltal entstand und von Eiszungen gering umgeformt wurde (Gripp 1964). Das Einzugsgebiet des Tresdorfers Sees ist 60 km² groß und besteht zu ca. 12 % aus Wald, zu 77 % aus landwirtschaftlicher Nutzfläche, zu 2 % aus Moor, zu 6 % aus Wasserflächen und zu 3 % aus Siedlung. Es ist im Verhältnis zur Seefläche sehr groß. Der See hat mehrere Zuflüsse, zwei münden im Norden in den See, zwei entwässern den westlichen Teil des Einzugsgebiets, und außerdem erhält er Wasser aus dem im Süden liegenden Rottensee. Der Tresdorfer See entwässert über den östlich gelegenen Lütjensee.

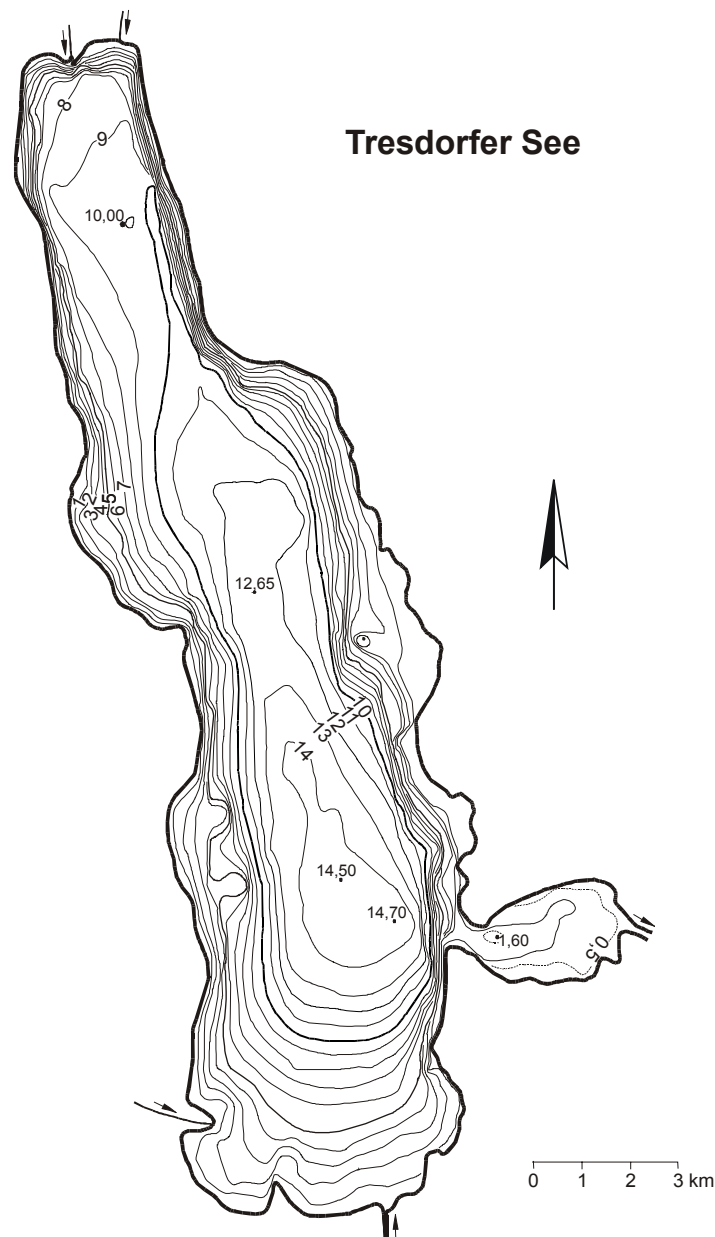


Abb. 24: Tiefenkarte des Tresdorfer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

1.20.2 Topographie und Morphometrie

Der Tresdorfer See hat eine Größe von 112 ha. Das Seebecken erstreckt sich in Nord-Süd-Richtung. Er ist maximal 14,7 m und im Mittel 7,6 m tief. Die Gesamtlänge der Uferlinie beträgt 6,4 km. Die Ufer des Sees fallen im Nordteil steil ab, nach Süden hin sind aber zunehmend breitere Verlandungszonen entwickelt. Das Seesediment ist dort überwiegend sandig bis steinig, häufig jedoch mit dickerer Faulschlammauflage.

Tab. 33: Topographie und Morphometrie des Tresdorfer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
8,52	1,12	14,7	7,6	2400	600	1,7	2,3	6,5	0,40

1.20.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Tresdorfer See ist aufgrund seiner relativ großen Tiefe mono- bis dimiktisch. Die Leitfähigkeit war im Tresdorfer See im Frühjahr 1999 mit 529 µS/cm überdurchschnittlich hoch. Der pH-Wert lag bei 8,2 und schwankte über das Jahr nur wenig. Der See ist mit einer Säurekapazität von 3,5 mmol/l gut gepuffert. Er ist mit einer Calcium-Konzentration von 70 mg/l als kalkreich einzustufen und liegt mit diesem Wert etwas über dem für Schleswig-Holstein typischen Durchschnitt (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2000).

Tab. 34: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1999, alle Tiefen (Ausnahme TP_{Früh}: Monatswert April 1999). (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,4	436	14,51	2,4	2,47	46,3	77,3

Gesamtposphor war im Frühjahr mit 76 µg/l in mäßiger Konzentration vorhanden. Dagegen war Gesamtstickstoff mit 4800 µg/l stark erhöht. Der Hauptanteil lag davon als Nitrat vor. Während der Sommerstagnation nahmen die Nährstoffkonzentrationen im Epilimnion vermutlich aufgrund von Sedimentationsprozessen auf 45 µg/l TP und 2500 µg/l TN ab. Allerdings reicherte sich Phosphor über Grund an. Im August wurden dort Konzentrationen von 770 µg/l P erreicht. Schon Anfang Juni war das Wasser ab 10 m Tiefe sauerstofffrei. Die Sichttiefe lag in der Vegetationsperiode bei 2,4 m. Die Chlorophyll a-Konzentration betrug 15 µg/l. Die Klassifikation des Istzustandes der Trophie ergibt nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) beim Tresdorfer See eine Trophiestufe von eutroph 1. Der Referenzzustand lag hingegen bei oligotroph. Es ergibt sich somit eine Bewertung von 3.

1.20.4 Flora und Fauna

Die Ufer- und Unterwasservegetation des Tresdorfer Sees wurde im Auftrag des Landesamtes 1999 von Stuhr untersucht (Stuhr 1999b). Im Bereich der naturnahen

Verlandungszonen im Süden und Südosten des Sees sind geschlossene, oft artenreiche Schilfbestände mit vorherrschenden Breiten zwischen 10 m und 20 m entwickelt, zudem sind vielfach Schwingdecken ausgebildet. Im Nordteil des Sees ist ebenfalls ein fast geschlossener Schilfgürtel vorhanden, der aber aufgrund der steil abfallenden Ufer überwiegend nur 5 m Breite aufweist. Am mittleren Ostufer und Westufer nördlich von Tresdorf fehlt das Röhricht aufgrund ehemaliger bzw. anhaltender Beweidung des Ufers fast vollständig, südlich von Tresdorf sind die Bestände zwar lückig, aber aufgrund der jetzt fast durchgehenden Abzäunung in Ausbreitung begriffen. *Phragmites australis* ist die vorherrschende Röhrichtart. Ebenfalls häufig, aber nur kleinflächig vorherrschend sind in abnehmender Häufigkeit *Typha angustifolia*, *Schoenoplectus lacustris*, *Sparganium erectum* und *Bolboschoenus maritimus*. Am beweideten Ufer nördlich Tresdorf finden sich fast nur noch kleine, inselhafte Bestände von *Acorus calamus* als letztes Röhrichtrelikt. Die Art findet sich zugleich gehäuft an ehemals beweideten Uferbereichen zusammen mit *Eleocharis palustris*, *Carex gracilis* und *Phalaris arundinacea*. Als gefährdete Arten der Röhrichte treten *Lysimachia thyrsiflora* (RL 3) recht häufig, *Thelypteris palustris* (RL 3) eher vereinzelt auf. Ein Schwimmblattgürtel ist nur auf etwa 1/10 der Uferlinie des Gewässers ausgebildet, die bedeutendsten Vorkommen finden sich im Süden des Sees sowie im Lütjensee. Neben Dominanzbeständen von *Nuphar lutea* existieren auch Mischbestände mit *Nymphaea alba*, der Schwimmblattgürtel erreicht stellenweise Breiten bis 30 m. Das Vorkommen von submersen Makrophyten ist vor allem in flach abfallenden und unbeschatteten Uferbereichen gut ausgeprägt. Die Bestände sind mit 13 Arten als relativ artenreich anzusehen, allerdings wird das Artengefüge von relativ verschmutzungstoleranten Pflanzen bestimmt. Sehr häufig sind *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus circinatus*, *Potamogeton crispus*, *Elodea canadensis* und *Zannichellia palustris*, während gefährdete Arten wie *Potamogeton lucens* (RL 3), *Potamogeton pusillus* (RL 3) und *Potamogeton friesii* (RL 2) deutlich seltener bzw. nur als Einzelfunde in Erscheinung treten. Im Flachwasser am mittleren Ostufer wurde neben kleineren Beständen von *Eleocharis acicularis* (RL 3) auch vereinzelt *Chara contraria* (RL 3) angetroffen.

Das Plankton des Sees wurde im Auftrag des Landesamtes von Speth erfasst (Speth 1999b). Insgesamt wurden 65 Phytoplankton-Taxa festgestellt. Diese verteilten sich wie folgt auf die taxonomischen Gruppen: Cyanophyceae: 14, Cryptophyceae: 3, Bacillariophyceae: 9, Chlorophyceae: 31, Conjugatophyceae: 2, Chrysophyceae: 3, Haptophyceae: 1 und Dinophyceae: 2 Taxa. Das Frühjahrsplankton wurde durch eine Vielzahl kleinerer Formen dominiert. Es setzte sich u.a. aus pennaten (*Nitzschia* sp., *Synedra* sp.) und centrischen Diatomeen (*Stephanodiscus/Cyclotella*) sowie Chlorophyceen (*Koliella longiseta*) zusammen. Cryptophyceen waren vor allem durch *Rhodomonas* spp. in mittlerer Abundanz vertreten. Die Frühsommerprobe zeichnete sich durch geringe Planktondichten aus. Cryptophyceen (*Rhodomonas*, *Cryptomonas*) und verschiedene Chlorophyceen (*Sphaerocystis Schroeteri*, *Chlamydomonas* spp., *Ankyra judayi*) waren von quantitativer Bedeutung. Im Sommer wurde die Planktonbiozönose von Diatomeen und Cyanobakterien charakterisiert. Die häufigsten Diatomeen waren *Aulacosira granulata*, *Fragilaria crotonensis* und *Asterionella formosa*. Die Cyanobakterienassoziation im Juli setzte sich aus verschiedenen *Anabaena*- und *Aphanizomenon*-Arten zusammen. Auch *Microcystis aeruginosa* war häufig. Im August war der Anteil der *Anabaena*-*Aphanizomenon*-Fraktion zurückgegangen und es hatte sich eine starke Population von *Limnithrix redekei* entwickelt. *M. aeruginosa* war weiterhin von Bedeutung. Im Sommer war auch eine artenreiche Assoziation chlorococcaler Algen ausgebildet.

Es wurden insgesamt 24 Zooplankton-Taxa (ohne Protozoa) determiniert, davon 11 Rotatorienarten, 7 Cladocera und 6 Copepoda. Im Frühjahr war verhältnismäßig wenig Zooplankton vorhanden. Nauplien waren, gefolgt von Copepoditen, die wichtigsten Vertreter und nahmen im Frühsommer noch an Abundanz zu. Rotatorien (v.a. *Keratella quadrata*) und Cladoceren (v.a. *Bosmina longirostris*) waren demgegenüber schwächer vertreten. Im Sommer, und zwar besonders im August, nahmen die Rotatorien deutlich an Häufigkeit zu. *K. cochlearis*, *K. quadrata*, *Pompholyx sulcata* und im Juli auch *Conochilus unicornis* waren die vorherrschenden Arten. *K. cochlearis* fa. *tecta* überwog gegenüber der fa. *typica*. Abgesehen von Nauplien waren Crustaceen im Juli in geringen Individuendichten vertreten. Im August hatten Daphnien zwar geringfügig zugenommen, das Crustaceenplankton wurde aber deutlich von cyclopoiden Copepoden (Copepodite, *Thermocyclops oithonoides* und *Mesocyclops leuckarti*) dominiert.

Das Seesediment ist im Bereich der Verlandungszonen überwiegend sandig bis steinig, häufig jedoch mit dickerer Faulschlammauflage. Die Untersuchung des Makrozoobenthos wurde von Otto durchgeführt (Otto 1999b). Die Probenahme fand in den Tiefen 5 m, 10 m und 14,7 m statt. Es konnten insgesamt lediglich 16 Taxa bestimmt werden. Die Mollusken und die Chironomiden waren jeweils mit 5 Taxa vertreten. Zu berücksichtigen ist hierbei, dass lediglich 1 Mollusken-Taxon lebend in 5 m Tiefe nachgewiesen werden konnte. Bemerkenswert ist, dass sich die untersuchten Tiefen nur unwesentlich hinsichtlich der Vielfalt unterschieden. So waren z.B. die Oligochaeta, *Chaoborus flavicans* und die *Chironomus plumosus*-Gr. in allen untersuchten Tiefen vertreten. Litorale Formen (z.B. *Polypedilum nubeculosum* und Ceratopogonidae) fanden sich auch noch an der tiefsten Stelle, allerdings überall in nur geringen Abundanzen. Die dominierenden Taxa waren in 5 m Tiefe die Oligochaeta sowie *Procladius* sp. (1465 Ind./m² bzw. 1176 Ind./m²), in 10 m Tiefe die Oligochaeta (1509 Ind./m²) und in 14,7 m *Chaoborus flavicans* (2264 Ind./m²). Die *Chironomus plumosus*-Gr. war in allen untersuchten Tiefen in geringen und bei 10 m und 14,7 m Tiefe in stetigen Dichten vertreten. Der Anteil der profundalen Elemente überstieg schon in 5 m den der litoralen, so dass sich kein klarer Übergang zum Profundal ausmachen lässt.

1.20.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die Umgebung des Sees ist von landwirtschaftlichen Nutzflächen geprägt, wobei im Norden Acker-, sonst eher Grünlandnutzung dominiert. Im Süden und Südosten bestimmen Waldflächen das Bild. Am südöstlichen Seeufer finden sich größere Niedermoorbereiche. Außer der kleinen Ortschaft Tresdorf am mittleren Westufer finden sich keine weiteren Siedlungen in unmittelbarer Seenähe. Angeln ist nicht erlaubt. Nur der Eigentümer darf den See befahren. Am Nordende des Sees ist eine Badestelle. Abschließend sei noch auf die Bedeutung des Tresdorfer Sees als Lebensraum verschiedener, z.T. bedrohter Vogelarten hingewiesen. Regelmäßig wurden bei den Untersuchungen große Populationen der Graugans (*Anser anser*) und anderer Wasservögel wie auch einzelne Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) angetroffen, daneben wurden u.a. Eisvogel (*Alcedo atthis*) und Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) beobachtet (alle Angaben aus Entwurf des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein und Einzeldokumenten zu Flora und Fauna).

1.21 Wardersee (Krems)

1.21.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Wardersee liegt im Kreis Segeberg. Der Wardersee bildet den Rest eines weichseleiszeitlichen Eisstausees im Bereich der heutigen Trave. Treter zählt den Wardersee zu den Rinnenseen (Treter 1981), die nach Müller in Sandern über Toteis eingetieft wurden und sich nach dem Tieftauen mit Wasser füllten (Müller 1976). Der See wird durch einen Damm und eine Straßenbrücke der Bundesstraße 432 an einer Enge in den „Großen“ - und den „Kleinen Wardersee“ geteilt. Die Verbindung zwischen den Seeteilen stellt ein flacher, ca. 5 m breiter Graben her. Das Nordwestbecken, der „Kleine Wardersee“, umfasst ca. ein Viertel des gesamten Sees und ist in einer typischen Jungmoränen-Landschaft eingebettet. Die an das östliche Becken („Großer Wardersee“) angrenzenden Bereiche setzen sich weitflächig aus sandstreifigen Beckentonen zusammen, aus denen einzelne Moräneninseln herausragen.

Niedermoortorfe liegen lediglich am Südost-Ende des Sees in größerer Ausdehnung und Mächtigkeit vor. Am See liegen die Güter Müssen, Wensin, Rohlstorf, Margarethenhof und Pronstorf. Kleine Orte mit bäuerlichem Kern sind Krems II, Warder und Pronstorf. Das oberirdische Einzugsgebiet des Wardersees ist mit 246 km² sehr groß. Der Waldanteil liegt mit 11 % der Einzugsgebietsfläche im landesweiten Mittel. 84 % des Einzugsgebietes werden landwirtschaftlich genutzt, nur 5 % sind besiedelt. 130 km² des oberirdischen Einzugsgebietes werden allein von der Trave entwässert, die aus dem Norden kommend ins mittlere Becken mündet und den See im westlichen Becken nach Süden fließend wieder verlässt. Die Bißnitz, der zweitgrößte Zufluss, hat ein Teileinzugsgebiet von 58 km². Der Wardersee hat insgesamt fünf größere Zuläufe und mehrere zufließende kleinere Gräben. Die monatlichen Wasserstandsänderungen sind beim Wardersee sehr groß. Der See reagiert überproportional hoch auf Niederschläge. Dies liegt in erster Linie an dem starken Ausbau der Zuflüsse, die aus einem großen Niederungsgebiet mit hoch unter Flur anstehendem Grundwasser kommen (Treter 1977). Eine abflussverzögernde Zwischenspeicherung findet nur im geringen Umfang statt. Auch aufgrund der langgestreckten Form ist der Wardersee wenig geeignet, die Zuflussspitzen zu dämpfen. Die Einengung durch die Straßenbrücke unterstützt ein verzögertes Abflussverhalten und verstärkt somit einen möglichen Rückstau bis in die zufließende Trave hinein. Die mittlere Abflussspende q aus dem Börnsee für das Abflussjahr 1997 betrug 4,3 l/(s km²), die mittleren Abflussspenden der Trave mit 3,2 l/(s km²) und der Goldenbek mit 3,7 l/(s km²) lagen im Abflussjahr 1997 vergleichsweise niedrig. Den größten mittleren Abfluss im Jahr 1997 zeigte die Bißnitz mit 5,7 l/(s km²). Die jährliche Abflussspende des Wardersees lag in Schackendorf 1996 bei 2,8 l/(s km²) und 1997 bei 5,6 l/(s km²), in vorangegangenen niederschlagsreicheren Jahren konnten jedoch höhere Spenden gemessen werden. 1994 z.B. betrug diese in Schackendorf im Mittel 13,1 l/(s km²).

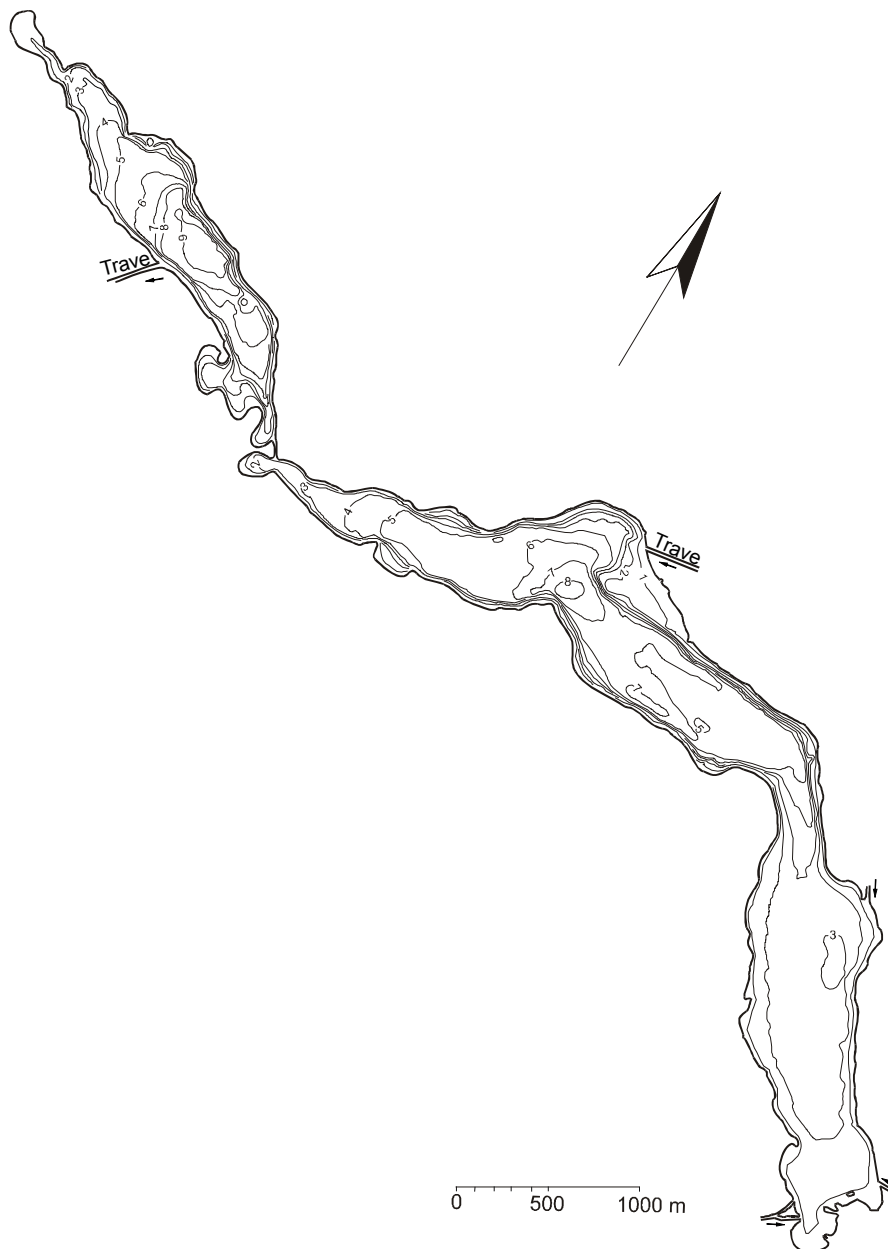


Abb. 25: Tiefenkarte des Wardersees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

1.21.2 Topographie und Morphometrie

Der See erstreckt sich als ein schmales Wasserband von Nordwesten nach Südosten. Das Gewässer ist sehr gut mit dem Umland verzahnt, was die Uferentwicklung von 3,0 bestätigt.

Tab. 35: Topographie und Morphometrie des Wardersees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
13,11	3,57	10,8	3,7	3400	800	3,0	1,4	7,2	0,20

1.21.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Wardersee ist polymiktisch. Im südöstlichen Becken kam es im Untersuchungszeitraum zu keiner Zeit zu einer Sauerstoffverknappung im Tiefenwasser. Die Sauerstoffsättigung schwankte zwischen April 1996 und April 1997 in der ganzen Wassersäule zwischen 85 % im Winter und knapp 130 % im April 1997. Im mittleren, etwas tieferen Becken war in den kurzen Zeiträumen, in denen sich eine Schichtung aufbauen konnte, einerseits eine Übersättigung an der Oberfläche (z.B. 170 % im April 1997) und andererseits ein Sauerstoffdefizit in der Tiefe zu messen. Ende Juli und Ende August 1996 war der Sauerstoff in 7 m Tiefe kurzzeitig aufgezehrt. Im westlichen tiefsten Becken waren die Sauerstoffverhältnisse ähnlich ausgeprägt. Im August war der Sauerstoff in Bodennähe aufgezehrt. Auffallend war auch in diesem Becken die relativ geringe Sauerstoffsättigung von etwas über 60 % in der ganzen Wassersäule im September. Die Sauerstoffkonzentration erhöhte sich langsam bis Dezember.

Die Leitfähigkeit im Wardersee lag im April 1996 bei 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Während der Vegetationsperiode schwankten die Werte zwischen 490 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 540 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wobei die Leitfähigkeit im westlichen Becken tendenziell, wahrscheinlich aufgrund des geringeren Einflusses der Trave, etwas niedriger lag. Besonders auffallend war der Anstieg der Leitfähigkeit auf maximal 660 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im südöstlichen und mittleren Becken ab Dezember bis April 1997. Der pH-Wert lag im April 1996 ungefähr bei 8,4 und schwankte im Jahresverlauf auch bei starken Algenentwicklungen nur geringfügig. Der höchste Wert wurde im April 1997 im mittleren Becken mit 8,9 gemessen. Das Säurebindungsvermögen betrug zwischen 3,1 und 3,4 mmol/l. Der See ist somit recht gut gepuffert. Er ist mit einer Calcium-Konzentration von ca. 90 mg/l als sehr kalkreich einzuordnen. Im April 1996 wurde im südöstlichen Becken des Wardersees eine Gesamtposphor-Konzentration von 150 $\mu\text{g}/\text{l}$ gemessen. Ungefähr ein Viertel lag davon als Orthophosphat vor. Im weiteren Jahresverlauf nahm die Konzentration auf maximal 320 $\mu\text{g TP}/\text{l}$ im September zu, wobei über zwei Drittel in gelöster Form vorlagen. Mit großer Wahrscheinlichkeit ist dieses auf interne Rücklösungsprozesse zurückzuführen. Im Frühjahr 1997 wurden wiederum Konzentrationen von 100–150 $\mu\text{g TP}/\text{l}$ gemessen. Im mittleren und westlichen Becken war ein ähnlicher TP-Konzentrationsverlauf zu erkennen, allerdings wurden hier in 7 m bzw. 9 m Tiefe im August Konzentrationen von knapp 600 $\mu\text{g TP}/\text{l}$ erreicht. Die Gesamtstickstoffkonzentration lag im April 1996 im südöstlichen Becken bei 3000 $\mu\text{g}/\text{l}$. Ungefähr die Hälfte davon war in löslicher Form als Nitrat vorhanden. Ende August konnten nur noch 1100 $\mu\text{g}/\text{l}$ Gesamtstickstoff nachgewiesen werden. Nitrat lag zu der Zeit unter der Nachweisgrenze und auch Ammonium kam nur noch in Spuren vor. Ab November stiegen die TN-Konzentrationen auf 10–12 mg/l besonders rapide im Südostbecken an. Der Verlauf des Anstiegs war im westlichen Becken moderater. Verursacht wurden diese hohen Konzentrationen fast vollständig durch Nitrat. Es ist davon auszugehen, dass der Stickstoff aus dem Einzugsgebiet eingetragen wurde. Die Sichttiefen schwankten 1996/1997 im südöstlichen Becken zwischen 0,5 m und 1,0 m, im mittleren Becken lag das Minimum der Sichttiefe bei 0,7 m, das Maximum bei 1,7 m im August/September und im westlichen Becken wurden maximale Werte von 2,3 m im Oktober/November gemessen. Die Chlorophyll a-Konzentrationen des westlichen und des mittleren Beckens waren sehr ähnlich (West: 4,4 - 34,0 $\mu\text{g}/\text{l}$; Mitte: 3,7 - 28,9 $\mu\text{g}/\text{l}$), im südöstlichen Becken wurden deutlich höhere Werte erreicht (3,7 - 97,7 $\mu\text{g}/\text{l}$).

Die Klassifikation des Istzustandes der Trophie ergibt nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) eine Trophiestufe von polytroph 1. Der morphometrischen Referenztrophiegrades liegt ebenfalls bei polytroph 1.

1.21.4 Flora und Fauna

Mierwald und Garniel kartierten im August 1996 im Auftrag des Landesamtes die Unterwasser- und Ufervegetation des Warderseees (Mierwald & Garniel 1996). Großflächige und weitgehend ungestörte Schilf-Röhrichte kommen am Südost-Ende des Sees bei Pronstorf vor. Weitere gut ausgebildete, jedoch nur kleinflächig entwickelte Röhrichte sind jeweils am Nordwest-Ende beider Seebecken sowie an einem Abschnitt auf dem Südufer des Südost-Beckens anzutreffen. Charakteristisch für den Wardersee sind schmale Röhrichte aus Dominanzbeständen von verschiedenen Röhrichtbildnern wie *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Phalaris arundinacea* und *Schoenoplectus lacustris*, die häufig von Großseggenriedern wie *Carex gracilis* unterbrochen werden. Diese Röhricht-Ausbildung ist charakteristisch für Uferabschnitte, die früher beweidet wurden. An sonnenexponierten Standorten gehen die Röhrichte landseitig in stellenweise artenreiche Seggenrieder und Hochstaudenfluren über, in denen mehrere Arten der Roten Liste vertreten sind. Die Schwimmblatt-Vegetation wird von *Nuphar lutea* beherrscht. Sie kommt schwerpunktmäßig in den geschützten Buchten an den Enden beider Seebecken vor. Entlang der übrigen Ufer sind allenfalls schmale, bandförmige Bestände ausgebildet. Die submerse Vegetation des Warderseees setzt sich aus 7 häufigen und äußerst belastungstoleranten Arten zusammen, die charakteristisch für hoch-eutrophe Gewässer sind. *Potamogeton crispus*, *Potamogeton perfoliatus* und *Potamogeton pectinatus* stellen die verbreitetsten Arten dar. Als einzige Art der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins kommt *Eleocharis acicularis* lediglich kleinflächig vor. Aufgrund der starken Wassertrübung beschränkt sich das Vorkommen der submersen Makrophyten auf einen schmalen Saum in der Flachwasserzone. Ab einer Tiefe von ca. 1 m sind höchstens vereinzelte Individuen anzutreffen. Dem Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs ist zu entnehmen, dass 1987 noch der Sumpf-Storchschnabel *Geranium palustre* in einzelnen Röhrichtabschnitten des Südost-Beckens vorkam und als submerse Makrophytenarten *Potamogeton lucens* und *P. pusillus*.

Das Plankton wurde im Auftrag des Landesamtes von Speth untersucht (Speth 1997). Im Wardersee wurden insgesamt 100 verschiedene Phytoplankton-Taxa im Untersuchungszeitraum April 1996 bis April 1997 festgestellt. Hauptgattungen in allen drei Becken waren die Diatomeen *Stephanodiscus* und *Cyclotella*. *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* und *Skeletonema* spp. als Vertreter centrischer Diatomeen, die höhere trophische Verhältnisse bevorzugen, erreichten nur im südöstlichen Becken quantitative Bedeutung. Abgesehen von unterschiedlichen Absolutwerten des Biovolumens waren das zeitliche Auftreten und die Bedeutung der taxonomischen Gruppen im mittleren und südöstlichen Becken relativ ähnlich. An der Bildung des Biovolumens waren neben einem geringen Anteil von Cryptophyceen fast ausschließlich Diatomeen beteiligt. Diese bildeten im Juni und Juli (Südost) bzw. im Juli (Mitte) Maxima. Mitte August ging das Biovolumen in beiden Becken stark zurück. Im südöstlichen Becken wurde bereits ab Ende August ein zweites, etwas niedrigeres Biovolumenmaximum durch Diatomeen aufgebaut, das bis Oktober anhielt. Im mittleren Becken entstand ab September ein zweites deutlich niedrigeres Maximum. In beiden Becken war das Biovolumen im Winter gering. Im Februar traten zunächst Cryptophyceen auf, danach gewannen wieder Diatomeen an Bedeutung.

Im mittleren Becken fiel im Juli überdies ein zahlenmäßig beträchtlicher Anteil von Cyanobakterien auf. Dieser ging auf die kleinen *Snowella atomus* -ähnlichen Kolonien zurück, die aufgrund ihrer winzigen Zellen bei der Biomasse nicht ins Gewicht fielen. Im westlichen Becken ging das Frühjahrsmaximum des Biovolumens zu 54 % auf verschiedene Flagellaten (u.a. Cryptophyceen, monadale Chlorophyceen) zurück. Über 45 % wurden durch Diatomeen gestellt. Diese nahmen ab Mai relativ an Bedeutung zu. Nach einem Minimum im Juni nahm das Biovolumen im Juli wieder zu, ohne das Frühjahrsniveau zu erreichen. Diatomeen waren insgesamt auch hier die dominante Gruppe. Nur im August dominierte, ganz im Gegensatz zu den beiden anderen Becken, eine Assoziation aus der monadalen Chlorophycee *Tetraselmis cordiformis* und der koloniebildenden Cyanobakterie *Microcystis spp.*. Im Oktober trat nochmals ein durch Diatomeen bestimmtes, aber niedriges Biovolumenmaximum auf, das langsam bis Dezember abnahm. Bei Betrachtung der Abundanzen war auch im Westbecken die Bedeutung der Cryptophyceen größer als an ihrem Biovolumen gemessen. Zahlenmäßig waren hier im Juli auch andere Cyanobakterien von Bedeutung, die aber wegen ihrer geringen Zellgröße (cf. *Snowella atomus*, *Merismopedia tenuissima*, *Aphanocapsa sp.*) wenig zum Gesamtbiovolumen beitrugen. Chlorophyceen waren zwar die artenreichste Phytoplanktongruppe des Sees, stellten aber nur einen geringen Anteil des Biovolumens.

Es wurden 28 Zooplankton-Taxa (ohne Protozoa) bestimmt, die sich wie folgt auf die taxonomischen Gruppen verteilten: 14 Rotatorien-, 7 Cladoceren-, 6 Copepoden-Taxa. Die Artenzusammensetzung und die Dominanzverhältnisse innerhalb des Zooplanktons der drei Seebecken unterschieden sich kaum. Der Individuenzahl nach stellten die Rotatorien die wichtigste Gruppe dar. Ihr Anteil betrug im gesamten See 47 %. Nauplien hatten einen Abundanzanteil von 26 %, Cladoceren von 12 %, Copepodite von 11 %, gefolgt von calanoiden Adulten mit 3 % und cyclopoiden Adulten mit 1 %. Von den Zooplanktern erreichten die Rotatorienarten *Pompholyx sp.* und *Keratella quadrata* sehr hohe Abundanzen. *Daphnia cucullata* war die dominierende Daphnienart, daneben waren unter den Cladoceren auch Bosminen zeitweise von Bedeutung. Die starke Präsenz von *D. cucullata* (klein, durchsichtig) war wahrscheinlich ebenso wie hohe Anteile von Bosminen und von *Acanthocyclops* cf. *robustus*-Männchen (im Vergleich zu den Weibchen) durch eine geringere Anfälligkeit gegenüber Fischfraß verursacht. Ein höherer Anteil von calanoiden Copepoden im Verhältnis zu cyclopoiden Copepoden und Cladoceren, wie er im Wardersee beobachtet wurde, gilt als charakteristisch für eutrophe Seen. Diese Tendenz war im mittleren und südöstlichen Becken deutlicher ausgeprägt. Das Metazooplankton erreichte im mittleren und südöstlichen Becken deutlich höhere Individuenzahlen als im westlichen Becken. Das jährliche Mittel der Metazooplanktons lag im westlichen Becken bei 236 Ind./l, im mittleren Becken bei 556 Ind./l und im südöstlichen Becken bei 565 Ind./l. Eine ähnliche Tendenz zeigten entsprechend die Mittelwerte der Rotatorienabundanzen. In der saisonalen Abfolge der wichtigsten Planktongruppen ist folgender Trend erkennbar: Die Haupt-Abundanzmaxima der Rotatorien waren etwa zeitgleich mit der höchsten Biovolumen-Entwicklung des Phytoplanktons (Juni/Juli bzw. im Westbecken Mai) ausgebildet. Die Sommer-Maxima der Cladoceren lagen dagegen in allen drei Becken im August. Das Phytoplankton baute im August nur noch niedrige Biovolumina auf. Vielleicht wurden die fressbaren Algen von den filtrierenden Cladoceren dezimiert. Diese Entwicklung war im Westbecken undeutlicher ausgeprägt. Die Jugendstadien der Crustaceen (Nauplien, Copepodite) bildeten ihre maximalen Abundanzen im Frühjahr aus.

Das Benthon wurde im Auftrag des Landesamtes von Otto untersucht (Otto 1995). Die Beprobung der drei Becken fand jeweils entlang von Transekten statt. Zusätzlich wurden Kescherfänge durchgeführt. Im Wardersee konnten insgesamt 66 Taxa nachgewiesen werden, von denen lediglich ein Drittel in allen drei Becken vorhanden waren. Die Mollusken waren mit 17 Taxa vertreten, von denen fünf (*Acroloxus lacustris*, *Bithynia leachi*, *Theodoxus fluviatilis*, *Anodonta anatina*, *Unio tumidus*) auf der Roten Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Land- und Süßwassermollusken (Wiese 1990) stehen. Dominiert wurde das Benthon von den Oligochaeten. In 2 m Tiefe befand sich in allen drei Becken eine Schalenzone, die zum größten Teil aus der Gattung *Dreissena* (Bivalvia) bestand. Unterhalb von 2 m Tiefe konnten keine lebenden Mollusken mehr angetroffen werden. Relativ artenreich waren auch die Trichopteren. Die meisten davon konnten aber nur mittels Kescher im westlichen Becken festgestellt werden. Die drei untersuchten Becken des Wardersees zeigten hinsichtlich der Tiefenverteilung der dominierenden Arten eine große Übereinstimmung. In 0,5 m dominierte aus der Familie der Chironomiden *Cladotanytarsus* sp.. Eine Massenbesiedlung von *Dreissena polymorpha* in Verbindung mit einer relativ hohen Abundanz von *Dicrotendipes cf. nervosus* (Chironomiden) charakterisierte die Tiefe von 2 m. Unterhalb von 2 m dominierten neben den Oligochaeten profundale Chironomiden-Taxa. Das deutete ungünstiger werdende Bedingungen für litorale Arten an. Im mittleren Becken erreichten *Procladius* sp., die *Chironomus plumosus*-Gruppe und die Oligochaeten als Profundalformen in den Untersuchungstiefen 5 m bis 8 m die größten Häufigkeiten. Charakteristisch für den relativ flachen, polymiktischen Wardersee war jedoch, dass in allen Tiefen litorale Vertreter auftraten. Die vorgefundenen Litoral-Chironomiden sind alle als euryök bzw. tolerant gegenüber der Trophie zu bezeichnen. Daraus kann geschlossen werden, dass es sich bei dem Wardersee um ein nährstoffreiches Gewässer handelt. Da die litorale Fauna bis in die maximalen Tiefen zu finden ist, ist davon auszugehen, dass die Primärproduktion und somit die Sauerstoffzehrung nicht übermäßig ist.

Im Vergleich mit anderen schleswig-holsteinischen Seen ist der Wardersee relativ fischartenreich. Das Vorkommen der Rote Liste-Arten Hecht (*Esox lucius*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*), Steinbeißer (*Cobitis taenia*) und Quappe (*Lota lota*) ist als wertvoll anzusehen. Hervorzuheben ist das Vorkommen von Flusskrebsen. Im August 1996 (Elektrofischerei) und Oktober 1996 (Zugnetz) konnten im Wardersee insgesamt 10 heimische und 2 Fremdarten (Karpfen, Graskarpfen) nachgewiesen werden. Die Echolotaufzeichnungen zeigten, dass sich insbesondere im Großen Wardersee viele Fische in Wassertiefen zwischen 2 m und 6 m aufhielten. Die Ergebnisse der Elektrofischerei erbrachten folgende prozentuale Anteile der Arten am Gesamtfang: Plötze (*Rutilus rutilus*) 36,7 %, Barsch (*Perca fluviatilis*) 29,7 %, Aal (*Anguilla anguilla*), 15,4 %, Brassen (*Abramis bjoerkna*) 9,4 %, Hecht (*Esox lucius*) 5,9 %, Steinbeißer (*Cobitis taenia*) 1,6 %, Quappe (*Lota lota*) 0,6 %, Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) 0,4 %. Die Fangergebnisse einer einmaligen Zugnetzbefischung im Großen Wardersee wichen hiervon allerdings zum Teil stark ab. Nach den Angaben eines Fischers machen Cypriniden und hier vor allem Brassen und Plötzen den größten Teil des Fanges aus. Ihr Anteil am Gesamtfang betrug von 1993 bis 1995 zwischen 66 % und 76 %. Die Gesamtfangmenge und der prozentuale Anteil der einzelnen Arten am Fang schwankt stark von Jahr zu Jahr. Diese Schwankungen beruhen vermutlich sowohl auf einem von Jahr zu Jahr wechselnden Fischereiaufwand als auch darauf, dass der Laicherfolg der Fische sehr unterschiedlich ist. In diesem Zusammenhang spielen wahrscheinlich die Schwankungen des Wasserstandes eine wichtige Rolle. Da die meisten Arten in Ufernähe ablaichen, besteht bei erniedrigtem Wasserstand die Gefahr, dass die Eier

trockenfallen und absterben. In den Jahren 1993 bis 1995 schwankte der Gesamtfang im Wardersee zwischen 6433 kg und 17171 kg, entsprechend 14,8 kg/ha und 40,1 kg/ha. 1996 lag der Gesamtfang von März bis September dagegen bei 30165,5 kg, entsprechend 70,3 kg/ha. Diese Fangmengen stellen jedoch nicht die Hektarerträge des Sees dar, da Fische, die aufgrund ihrer Größe bzw. ihres Marktwertes nicht verwertet werden können, wieder zurückgesetzt werden. Als Fischereierträge ergaben sich dadurch im Zeitraum 1993 - 1995 nur 6,54 kg/ha bis 25,01 kg/ha.

1.21.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Im Einzugsgebiet des Wardersees wurde 1996/1997 das Abwasser von über 7000 Einwohnern gereinigt. Knapp 5000 Einwohner waren an unbelüftete Abwasserteiche angeschlossen. Nur zwei Teichanlagen in Westerade und Pronstorf (600 EW) waren mit einer Phosphatfällung ausgerüstet. 1660 Einwohner reinigten ihr Schmutzwasser über Hauskläranlagen, 365 davon in der Gemeinde Seedorf nur über nicht nachgerüstete Anlagen. Auch in der Gemeinde Ahrensbök hatten viele Hauskläranlagen keine biologische Reinigungsstufe. In den Gemeinden Rohlstorf und Seedorf gab es weiterhin zwei Belebtschlammanlagen mit einem Anschlussgrad von insgesamt 320 EW. Die untersuchten Zuflüsse entwässern ca. 90 % des Einzugsgebietes des Wardersees. Es zeigte sich, dass 1996 knapp die Hälfte der Nährstoffeinträge, also 3,2 t Phosphor und über 150 t Stickstoff, über die Trave transportiert wurden. Nach dieser Bilanzierungsmethode lag der gesamte Nährstoffeintrag 1996 durch die Zuflüsse bei 8,2 t/a Phosphor und 324 t/a Stickstoff. Durch die Trave ausgetragen wurden in dem Jahr ca. 7,7 t P und 282 t N. Der See fungierte also nur als sehr schwache Nährstoffsene, die Retention war mit 6 % bzw. 13 % im Vergleich zu anderen Seen sehr gering. Die Abschätzung der Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet und den direkten Niederschlägen auf die Seefläche mit Hilfe von Exportkoeffizienten erbrachte eine Gesamtbelastung des Wardersees von 16 t/a Phosphor und 442 t/a Stickstoff bzw. 0,6 kg P/(ha a) und 17 kg N/(ha a). Bezogen auf die Seefläche sind das 3,8 g P/(m² a) und 103 g N/(m² a). Diese abgeschätzten Einträge liegen somit weit über denen der „Frachtmethode“. Ein Grund für diese Abweichung ist wahrscheinlich das große Einzugsgebiet. Flächen, die weit vom Gewässer entfernt liegen, bewirken einen sehr viel geringeren Nährstoffeintrag als die gewässernahen Bereiche. Diese Tatsache wird jedoch bei der Bilanzierung mit den Exportkoeffizienten nicht berücksichtigt. Ein weiterer Grund könnten die besonderen klimatischen Bedingungen im Untersuchungszeitraum sein. 1996 und 1997 waren sehr trockene Jahre; d.h. die gemessenen Abflusswerte lagen sicherlich unter dem Durchschnitt. Somit waren auch die Nährstofffrachten geringer als der Durchschnitt. Wahrscheinlich wurden auch kurzfristige Hochwasserereignisse zu wenig berücksichtigt. Es ist daher wahrscheinlich, dass die durchschnittlich eingetragene Nährstoffmenge in der Mitte dieser beiden Abschätzungen liegt, also bei ca. 12 t/a Phosphor und 383 t/a Stickstoff. Bezogen auf die Seefläche wären das 2,8 g P/(m² a) und 89,3 g N/(m² a). Die Retention läge dann bei 35 % (Phosphor) bzw. 25 % (Stickstoff). Der abgeschätzte Stoffaustrag aus der Fläche in den Wardersee ist im Vergleich zu anderen schleswig-holsteinischen Seen aufgrund des sehr großen Einzugsgebietes sehr hoch, ebenso wie der Anteil an landwirtschaftlich genutzter Fläche (84 %). Zwei Drittel des Phosphoreintrages sind durch die Landwirtschaft bedingt, 6 % verteilen sich auf Wald, Siedlung und den Niederschlag direkt auf die Seefläche und 16 % werden durch Abwasser verursacht. Der Stickstoffeintrag ist zu knapp 90 % durch die landwirtschaftliche Nutzung bedingt.

1.22 Wardersee (RD)

1.22.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Wardersee befindet sich im Landkreis Rendsburg-Eckernförde (abgekürzt = RD) und liegt im Östlichen Hügelland nördlich von Nortorf nahe dem Übergang zur Geest im Naturpark Westensee. Er gehört zu einem Rinnensystem, der Nortorfer Seenkette, deren Seen (Brahmsee, Pohlsee, Manhagener See, Borgdorfer See) eine hydrologisch eng miteinander verbundene Seengruppe bilden. Der Wardersee liegt im weichsel-eiszeitlichen Sandergebiet, das sich den Westensee-Stauchmoränen im Süden anschließt und füllt ein subaerisch in Sanderflächen über Toteis angelegtes Kastental, dessen Boden nach Abschmelzen des Eises nachsackte. Die ihn umgebenden Böden bestehen aus Sand und Kies. Die Ufer sind sehr steil, nur das Westende des Sees verläuft flacher. Sein oberirdisches Einzugsgebiet ist mit 62,24 km² im Verhältnis zu Seefläche und Seevolumen sehr groß. Das Teileinzugsgebiet des Wardersees (4,14 km², ohne das Einzugsgebiet des Brahmsees) wird zu 55 % landwirtschaftlich, etwa gleichmäßig als Acker und als Grünland, genutzt. Der Waldanteil beträgt 8 %, bebaut sind 14 % der Fläche. Die Zahl der Dungeinheiten (DE) lag bei durchschnittlich 0,75 DE/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche. Der Wardersee erhält Wasser aus dem unmittelbar mit ihm verbundenen Brahmsee über einen etwa 100 m breiten Durchlass. Der Brahmsee macht mit seinem Einzugsgebiet von 58 km² 93 % des gesamten Einzugsgebietes des Wardersees aus. Der Wardersee entwässert nach Westen über die Mühlenau, die der Eider zufließt. Da in der Mühlenau je nach Höhe des Seewasserspiegels ein Rückstau entstehen kann, waren im Untersuchungsjahr 1997/1998 keine Abflussmengen messbar. Die Seewasserstände des Wardersees folgen denen des Brahmsees zeitverzögert, da erst eine Verteilung des Wassers erfolgen muss. Der Seewasserstand schwankte im Jahresverlauf 1997 um 38 cm und im darauffolgenden Wasserhaushaltsjahr um 58 cm.

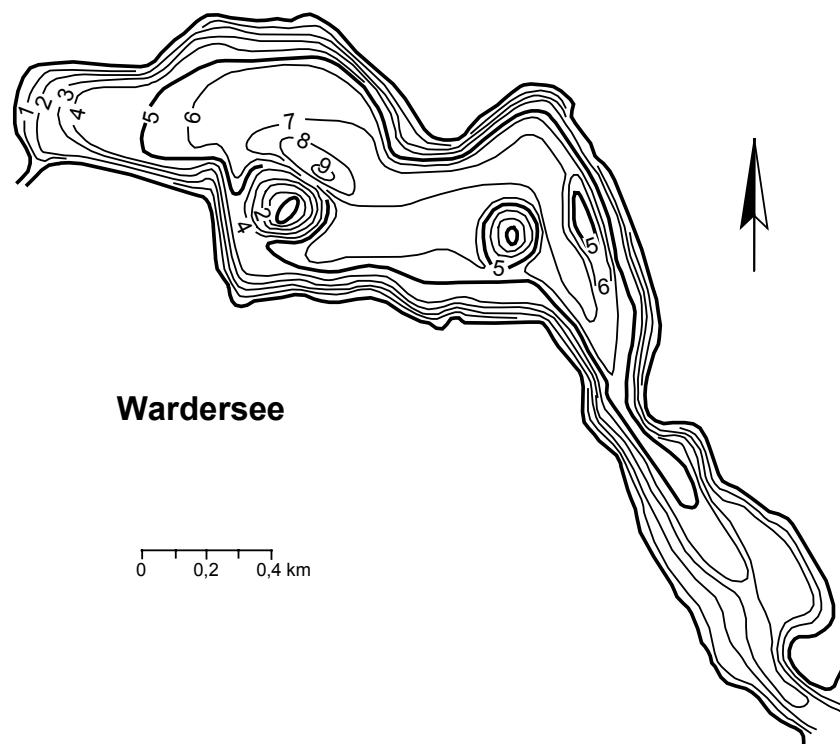


Abb. 26: Tiefenkarte des Wardersees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

1.22.2 Topographie und Morphometrie

Der See hat zwei Untiefen. Die tiefste Stelle liegt mit 9,2 m im westlichen Seebereich in der Mitte zwischen Nord- und Südufer.

Tab. 36: Topographie und Morphometrie des Wardersees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
2,15	0,50	9,2	4,3	1520	480	1,8	1,5	5,8	0,10

1.22.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Wardersee war im Sommer 1997 wiederholt thermisch geschichtet. Im Frühjahr wurden im ungeschichteten See Gesamt-Phosphor und Gesamt-Stickstoff in Konzentrationen von 90 µg TP/l und 2500 µg TN/l festgestellt. Im Juli war im Tiefenwasser bereits eine Nährstoffanreicherung aus dem Sediment als Folge anaerober Verhältnisse zu beobachten. Der Phosphorkonzentration betrug hier 160 µg/l und stieg bis Ende August auf den hohen Wert von 1600 µg TP/l an (bzw. auf 160 µg/l Gesamt-Phosphor im Oberflächenwasser nach Vermischung mit dem Tiefenwasser).

Tab. 37: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1997, alle Tiefen (Ausnahme TP_{Früh}: Monatswert April 1997). (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,7	450	29,8	1,9	1,93	94,3	93,0

Interessant ist, dass im Wardersee diese internen Phosphor-Freisetzen eine viel bedeutendere Rolle spielen als im nur ein Meter tieferen Brahmsee. Gelöste Kieselsäure wurde ausgehend von einer hohen Anfangskonzentration von 5 mg/l bis zu einer Konzentration von 0,2 mg/l SiO₂ im Juli aufgezehrt. Das Wasser war mit einer durchschnittlichen Säurekapazität von 2,6 mmol/l im März und Juni gut gepuffert. Ein Absinken der Säurekapazität im August auf 1,7 mmol/l ging einher mit einem vergleichsweise höheren pH-Wert von 9,0 (gegenüber einem Mittel von 8,1) und deutet auf biogene Entkalkung durch die Photosynthese der Algen hin. Die Calcium-Konzentration war mit 67 mg/l ebenso wie die Leitfähigkeit von 460 µS/cm durchschnittlich für schleswig-holsteinische Seen. Hohe Sauerstoff-Sättigungen an der Wasseroberfläche von 160 % im Juli und August weisen auf eine hohe Algenproduktion hin. Dies bestätigt sich auch in den gemessenen Chlorophyll a-Konzentrationen von über 40 µg/l. Mitte Juli war in 7 m Tiefe kein Sauerstoff mehr vorhanden, im August begann diese Zone bereits in 4 m Tiefe. In den Jahren 1997 und 1998 waren die durchschnittlichen Sichttiefen im gesamten See mit 1,4 m und 1,1 m recht gering. Die Ganglinien der Sichttiefe zeigten in beiden Jahren jeweils Ende Mai/Anfang Juni Klarwasserstadien mit Werten von 1,8 m. Jeweils im August waren Minima (0,2 m 1998) und damit Algenmaxima zu erkennen. Die Chlorophyll-Konzentrationen lagen im Sommer 1997 in der gleichen Größenordnung wie die Sommerwerte des Jahres 1977 (39 µg/l Chl a) und des Jahres 1982 (30 µg/l Chl a).

Auch die mittleren Sichttiefen waren im Vergleich dieser Zeiträume nahezu gleich, so dass anhand dieser Werte weder eine Verbesserung noch eine Verschlechterung erkennbar ist. Ein Vergleich der Phosphor-Konzentrationen ist aufgrund der veränderten Untersuchungsmethoden leider nicht möglich. Nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) ergab sich aufgrund der Untersuchungsergebnisse ein Istzustand von hoch eutroph (e2). Aus dem Unterschied zwischen potentiell natürlichem (e1) und dem Istzustand errechnet sich die Bewertungsstufe 2, dass heißt, der Istzustand weicht nur geringfügig vom potentiell natürlichen Zustand ab.

1.22.4 Flora und Fauna

Der Röhrichtbestand ist auf etwa der Hälfte der Uferlinie durch angrenzende Seegrundstücke stark gestört (Kölbel 1997d). Er enthält vereinzelt die gefährdete Art *Lysimachia thyrsiflora*. Je nach Intensität der Störung wird der Röhrichtgürtel wechselnd von *Phragmites australis* - bzw. schmalen *Glyceria maxima* - Dominanzbeständen aufgebaut. Daneben können dort eine Vielzahl von Arten Fuß fassen, wie u.a. *Butomus umbellatus*, *Sparganium erectum* und *Epilobium hirsutum* oder auch Seggen wie *Carex acutiformis* und *Carex riparia*. Das *Glyceria maxima*-Röhricht wird stellenweise, wie z.B. am Nordufer, auch durch schmale Bestände von *Phalaris arundinacea* bzw. *Eleocharis palustris* ersetzt. Das Nordostufer und das Südufer sind durch einen geschlossenen 5 – 15 m breiten weitgehend ungestörten Schilfgürtel geprägt. Eine dem Südufer vorgelagerte Untiefe wird vor allem von *Typha angustifolia* besiedelt. Die noch vor einigen Jahren auf der zweiten etwas weiter östlich gelegenen Untiefe existierenden inselartigen Röhrichtbestände sind verschwunden. Ein Schwimmblattbestand aus *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea* siedelte am Seeablauf. Darüber hinaus wurden angepflanzte Einzelexemplare von beiden Arten an verschiedenen Stellen gesehen. Am südlichen Ostufer wurde die gefährdete Art *Menyanthes trifoliata* künstlich eingebracht. Der Wardersee beherbergte im Untersuchungsjaar sechs submerse Makrophytenarten, die für nährstoffreiche Gewässer typisch sind. Bemerkenswert ist das Vorkommen einiger Bestände des landesweit nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein (Mierwald & Beller 1990) stark gefährdeten Laichkrauts *Potamogeton obtusifolius*. Diese Art tritt vergesellschaftet mit *Elodea canadensis* auf. Neben diesen beiden Arten siedeln auf dem sandigen, meist flachen Litoral des Nordufers *Ranunculus circinatus* sowie *Potamogeton perfoliatus* und *P. pectinatus*. Am Grund des Nordostufers haben sich dicke Algenwatten von *Enteromorpha intestinalis* gebildet. Weiter südlich davon und am Südufer bilden *R. circinatus* und *Elodea sp.* dicke geschlossene Polster, die teilweise aufgetrieben werden und stellenweise stark von fädigen Grünalgen und *Lemna trisulca* durchsetzt sind. Entlang des gesamten Südwestufers finden sich hochproduktive Bestände von *Elodea nuttallii*. Das bei früheren Untersuchungen (LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN 1984) 1977 und 1982 vorhandene Laichkraut *Potamogeton crispus* fehlte 1997, dafür kam *Potamogeton obtusifolius* neu hinzu.

Das Plankton im See wurde im Auftrag des Landesamtes von Gunkel untersucht (Gunkel 1997d). Im Frühjahrsplankton des Wardersees fanden sich überwiegend begeißelte Flagellaten der Cryptophyceen wie *Chroomonas acuta* und *Cryptomonas ovata* sowie bei den Chlorophyceen Chlamydomonaden. Ab Juli war eine stärkere Algenentwicklung zu verzeichnen. Neben den genannten Gruppen entwickelten sich Cyanobakterien und zwar *Aphanizomenon flos-aquae* und die kleine koloniebildende *Merismopedia tenuissima*. Im Hochsommer kamen als weitere koloniebildende

Formen Algen der Gattung *Microcystis* hinzu und zwar *Microcystis aeruginosa* in hoher Zelldichte, gefolgt von *Microcystis wesenbergii*. Die im Brahmsee ebenfalls dominante Form *Gomphosphaeria compacta* war hier ersetzt durch *Gomphosphaeria naegelianum*. Daneben war der Dinoflagellat *Ceratium hirundinella* stärker entwickelt.

Im Frühjahr war die Zooplanktonentwicklung noch sehr gering, Hauptvertreter waren einige Jugendstadien räuberischer Copepoden und bei Ciliaten *Tintinnopsis* sp. Im Juni traten die Phyllopoden stärker in Erscheinung. Es dominierten *Daphnia longispina* und *Daphnia cucullata*. Ab Juli entwickelten sich die Rotatorien sehr stark, vor allem mit *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata* und *Trichocerca similis*. Im August war die Dichte der Phyllopoden zwar geringer, aber ihr Anteil am Zooplankton war mit sieben Arten sehr hoch. Die Copepoden waren als Filtrierer und auch als Räuber vertreten, im gesamten Jahresverlauf war der Anteil der räuberischen Naupliuslarven relativ hoch.

Das Sediment im Wardersee (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2001a) wurde in 5 m, 7 m und 9 m Tiefe durch im Frühjahr geruchlosen, dunkelgrauen Schlamm weicher Konsistenz gebildet. Die im Brahmsee in erhöhten Konzentrationen gefundenen Schwermetalle Cadmium, Zink und Blei lagen im Sediment des Wardersees in etwas geringeren, bei Cadmium und Blei aber immer noch hohen Konzentrationen vor (180 mg/kg Zn, 2 mg/kg Cd, 68 mg/kg Pb). Die tierische Besiedlung des Sedimentes wurde im Auftrag des Landesamtes von Otto untersucht (Otto 1997e), der 15 Arten nachwies. Hierbei waren, wie auch bei den Untersuchungen in den Jahren 1978 und 1982 (LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN 1984), die Mollusken mit sechs Taxa mit den meisten Arten vertreten. Allerdings wurden 1997 von *Bithynia leachi* und von *Bithynia tentaculata* nur Schalen gefunden. Die Oligochaeten waren in allen Tiefen in hoher Dichte mit bis zu 2300 Ind./m² vertreten. In 9 m Tiefe wurde diese hohe Individuenzahl annähernd von der Büschelmückenlarve *Chaoborus flavicans* (2000 Ind./m²) erreicht. Die Chironomiden waren mit vier Taxa vertreten, von denen drei bis in 9 m Tiefe auftraten. Dazu gehörte auch die gehäusebauende litorale *Polypedilum* cf. *nubeculosum*, was auf relativ günstige Sauerstoff- und Substratverhältnisse schließen lässt. Darüber hinaus erreichten auch *Procladius* sp. und Vertreter der *Chironomus plumosus*-Gruppe in allen Tiefen bemerkenswerte Individuenzahlen (300 - 700 Ind./m²). Ab 7 m Tiefe traten die Sedimentbewohner der Uferzone deutlich hinter den Vertretern der Tiefenzone zurück, die Grenze zur Tiefenzone liegt daher zwischen 5 und 7 .

1.22.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die gewerbliche Befischung wurde Ende 1996 aufgegeben. Der See dient als Segelgewässer. Um das Schilf vor Beschädigungen zu schützen, besteht ein Surfverbot.

In den letzten Jahren wurde die Abwasserbeseitigung im Teileinzugsgebiet des Wardersees durch Ausrüstung der Kläranlagen mit Phosphatfällung wesentlich verbessert. Zum Zeitpunkt der Untersuchung (1997) existierten 2 Gebietskläranlagen mit P-Fällung (Warder, Am Hammer, 300 EW und Warder, Feriendorf, 136 EW), hinzu kam das Abwasser von 21 nicht nachgerüsteten Hauskläranlagen mit 69 EW in der Gemeinde Warder. Zwischenzeitlich wurden Abwasserleitungen in Warder gelegt. 1999 ist die Anlage „Am Hammer“ stillgelegt worden. Die Abwässer werden dem Amtsklärwerk Ellerdorf zugeleitet. 13 der nicht nachgerüsteten Hauskläranlagen sind ebenfalls zentral angeschlossen worden. Der Brahmsee fungiert als

„Vorklärbecken“ für das Wasser aus 93 % des Einzugsgebietes des Wardersees. Im folgenden wurden daher die Frühjahrskonzentrationen von Phosphor und Stickstoff des Brahmsees mit einer geschätzten Abflussspende von 10 l/(s km²) verrechnet und nur die Nutzung im Teileinzugsgebiet des Wardersees berücksichtigt. Den Brahmsee verlassen demnach theoretisch 1832 kg Phosphor und knapp 77 t Stickstoff im Jahr. Die weiteren Einträge von Phosphor und Stickstoff in den Wardersee (ohne Einzugsgebiet Brahmsee) wurden anhand der Flächennutzung und der Abwasserbeseitigung im Teileinzugsgebiet sowie der Niederschlagsbeschaffenheit grob abgeschätzt. Diese lagen 1997 insgesamt bei 257 kg/a Phosphor und bei 6,7 t/a Stickstoff. Als Hauptquelle (50 %) für beide Stoffe ist die landwirtschaftliche Flächennutzung anzusehen. Die Abwasserbeseitigung machte mit 30 % einen relativ großen Teil der Phosphor-Belastung aus, aus der besiedelten Fläche kamen rund 20 %. Durch die Stilllegung der Anlage „Am Hammer“ und die Nachrüstung von Hauskläranlagen (s.o.) ist der Phosphoreintrag seit der vorliegenden Untersuchung bereits um 51 kg/a gesenkt worden. Durch den geplanten zentralen Anschluss der Gebietskläranlage „Feriendorf“ an das Amtsklärwerk Ellerdorf wird der Phosphoreintrag noch einmal um 10 kg/a reduziert. Der gesamte Eintrag in den Wardersee ergibt sich aus der Summe der Stoffeinträge aus dem Brahmsee und dem restlichen Teileinzugsgebiet und beträgt 2089 kg/a Phosphor und 83,6 t/a Stickstoff. Über den Brahmsee kommen demnach in einem durchschnittlich feuchten Jahr rund 90 % der gesamten Stoffeinträge in den Wardersee. Die Belastung, bezogen auf die Seefläche, liegt mit 4,2 g/(m² a) Phosphor 9 mal so hoch wie der schleswig-holsteinische Durchschnitt von 0,45 g/(m² a) (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2000).

1.23 Westensee

1.23.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Westensee bei Rendsburg-Ost ist im Weichselglazial entstanden und im Süden vom ausgeprägten Endmoränenzug der „Mittleren Eisrandlage“ begrenzt. Toteis und Aushub durch den Gletscher haben die Kammerung des Seebeckens bewirkt. Wegemann fasst die Westensee-Seenplatte als Endmoränenstausee auf, von dem sich die kleineren Seen durch Verlandung und strömungsbedingte Sedimentablagerung abgegliedert haben (Wegemann 1912). Das Einzugsgebiet ist 253 km² groß. Im südöstlichen Bereich bei Marutendorf und Börner erstrecken sich ausgedehnte Waldgebiete, die insgesamt 8,5 % des Gesamteinzugsgebietes ausmachen. Der größte Teil der Fläche, nämlich 79,9 % ist landwirtschaftlich genutzt und 8,6 % der Fläche sind bebaut. Der Westensee liegt im Gebiet der Eiderniederung und hat seinen Ablauf durch die Eider in den Nord-Ostsee-Kanal. Der Wasserstand wird durch ein Stauwehr bei Strohbrück geregelt. Der mengenmäßig bedeutendste Zufluss des Westensees ist ebenfalls die Eider mit einem Anteil von 78 % am Einzugsgebiet. Auf den Auslauf des Schierensees entfallen 5 % und auf den Westenseeegraben 4 % des Einzugsgebietes. Die restlichen 13 % des Niederschlagsgebietes werden von kleinen, mengenmäßig unbedeutenden Fließgewässern eingenommen. Siedlungsschwerpunkte liegen bei der Ortschaft Westensee und am Nordostufer verteilt zwischen Resenis und dem Eiderausfluss und erreichen 12 % der Uferlinie (LAWA 1985).



Abb. 27: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)

1.23.2 Topographie und Morphometrie

Die Gesamtform des Westensees lässt sich mit einem liegenden Kreuz vergleichen, das eingebettet in Wällen hoher Moränen liegt. Durch die stark gebuchtete Form ist der See reich an Verlandungsgebieten. Nordöstlich von Langniß und westlich von Börner wird erodiertes Material in Form von weit in den See ragenden Halbinseln

angelandet, teilweise werden auch Strandwälle aus Muschelschill aufgeworfen.

Tab. 38: Topographie und Morphometrie des Westensees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
42,58	7,2	17,6	5,9	5740	3330	2,6	2,0	8,9	0,5

1.23.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Mit Leitfähigkeiten um 400 µS/cm, Calcium-Konzentrationen um 40 mg/l sowie Gesamthärtegraden zwischen 6 und 9 dH kann das Wasser des Westensees als weich bis mittelhart bezeichnet werden. Die pH-Werte dieses Gewässers bewegen sich im alkalischen Bereich und erreichen im Epilimnion Werte bis > 9, indessen sie im Hypolimnion während der sommerlichen Stagnationsperiode durch die Freisetzung von CO₂ bis auf 7,5 absinken (Schütz *et al.* 1993). Aufgrund der geringen mittleren Tiefe des Sees ist der Wasserkörper im Sommer nur instabil thermisch geschichtet und zeigt häufig Totalumwälzungen. Der Westensee zeichnet sich durch ein im Verhältnis zum Epilimnion nur gering entwickeltes Hypolimnion aus. Im Epilimnion treten im Sommerhalbjahr Sauerstoffübersättigungen auf, die z.T. sehr hohe Werte erreichen. Im Hypolimnion herrschen z.T. bereits nach einer Schönwetterperiode von wenigen Wochen sauerstofffreie Verhältnisse. Die windexponierte Lage des Sees führt dazu, dass ein erheblicher Teil des Wasserkörpers regelmäßig bis in größere Tiefen durchmischt wird und die Sauerstoffarmut auf den untersten (Hypolimnion)-Bereich beschränkt bleibt. Die Sauerstoffverhältnisse des Freiwasserkörpers können allerdings nicht unmittelbar auf die Buchten und Flachwasserzonen des Westensees übertragen werden. Diese Buchten scheinen eine eigenständige, vom Hauptsee unterschiedliche hydrochemische Jahresdynamik aufzuweisen. Die Gesamtphosphorkonzentration lag zwischen Mai und November 1992 bei 110 µg/l. Aufgrund interner Düngungsprozesse stiegen die Phosphorwerte während der Vegetationsperiode stark an. Infolge entsprechender Einträge durch die Eider bzw. aus landwirtschaftlich genutzten Flächen charakterisieren den Westensee des weiteren hohe Gesamtstickstoffkonzentrationen, woran Nitratstickstoff 1992 mit im Vegetationsmittel 0,42 mg/l den Hauptanteil stellt. Die Sichttiefen schwankten im Untersuchungszeitraum 1992 zwischen 0,5 m (August) und 3,2 m (Mai). Die Klassifikation des Istzustandes der Trophie ergab für den Westensee nach LAWA-Bewertungsverfahren eine Trophiestufe von eutroph (e2) bis polytroph. Der morphometrische Referenzzustand hingegen liegt bei mesotroph (Schütz *et al.* 1993).

Tab. 39: Vegetationsmittelwerte (Mai-November) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1992, Oberfläche (Schütz *et al.* 1993)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,65	432		1,58		110	

1.23.4 Flora und Fauna

Der nur gelegentlich unterbrochene, 90 % des Seeufers begleitende Röhrichtgürtel erreicht streckenweise bis 100 m Breite (Roweck 1993). Die häufigste Art des Röhrichtgürtels ist *Phragmites australis*, die den Standort mit *Schoenoplectus lacustris* und *Typha angustifolia* teilt. An Schwimmblattpflanzen sind *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea* anzutreffen. Sumpfgewächse wie *Acorus calamus*, *Alisma plantago-aquatica*, *Sparganium erectum*, *Iris pseudacorus*, *Juncus spec.*, *Cladium mariscus*, *Carex elata* und *Polygonum amphibium* traten unregelmäßig entlang der Uferlinien auf (LAWA 1985). Der Schwimmblattgürtel reicht laut Roweck (1993) in der Regel bis 1,5 m Wassertiefe und wird von *Potamogeton*-Beständen abgelöst, die einen großen Teil des Litorals des Westensees einnehmen. Sie erreichen ihre größte Dichte auf breiten windgeschützten Uferbänken. An den windexponierten Ufern und Untiefen treten auf sandigem Substrat in 0,2 - 0,8 m Wassertiefe ausgedehnte Characeen-Rasen auf. Die Hauptmasse der submersen Vegetation wird von den klein- oder schmalblättrigen *Potamogeton*-Arten gebildet, die bevorzugt eutrophe Standorte besiedeln. Die Lebensdauer der Kleinlaichkrautbestände ist kurz und reicht nur von Anfang Juni bis Mitte Juli. Hinzuweisen ist auf das Vorkommen des Teichfadens *Zannichellia palustris*, der im Westensee bis auf wenige Abschnitte fast überall auftritt und den hohen Trophiegrad des Gewässers kennzeichnet. Die untere Wuchsgrenze der höheren Wasserpflanzen und Characeen liegt im Westensee zwischen 2,5 m und 3,5 m, sie variiert z.T. deutlich zwischen den einzelnen Seeteilen. Die Bestände im Westensee sind unterhalb 3 m Wassertiefe nur lokal auf Sandboden zu finden und nur kurze Zeit bis zum Beginn der Algenblüte ausgebildet. Seegrund und Wasserpflanzen sind z.T. von dicken Algenwatten überzogen. Ein erheblicher Teil der im Westensee produzierten Biomasse entfällt auf fädige Gelbgrünalgen (*Vaucheria sp.*), Grünalgen (*Hydrodictyon reticulatum*, *Cladophora sp.*) und Jochalgen (*Spirogyra sp.*). Insbesondere *Vaucheria sp.* überzieht im Frühjahr und Spätsommer / Herbst weite Teile des Seebodens mit dichten Matten.

An den beiden Probenahmestellen Langniß und Wrohe wurden im Jahr 2001 insgesamt je 62/62 Phytoplankton-Taxa festgestellt. Davon stellten Cyanophyceae: 13/13, Cryptophyceae: 3/3, Bacillariophyceae: 16/14, Euglenophyceae: 1/0, Chlorophyceae: 17/20, Conjugatophyceae: 3/5, Chrysophyceae: 2/2, Haptophyceae: 1/1, Dinophyceae: 8/6. Die kleinen Cryptophyceae *Rhodomonas* spp. waren zu allen Untersuchungsterminen zahlreich (500 – 5000 Zellen/ml). Im April dominierten an beiden Probestellen die oben genannten kleinen Flagellaten zusammen mit kleinen centrischen Diatomeen. An der Probestelle Wrohe waren zudem *Synedra sp.* und *Nitzschia cf. acicularis* von Bedeutung. Größere Diatomeen (*Asterionella formosa*, *Stephanodiscus spp.*, *Cyclotella spp.*) waren wenig vertreten. Im Juni wurde die Planktongemeinschaft - bei verhältnismäßig geringer Gesamtzellzahl - von fadenbildenden Cyanobakterien (*Anabaena* spp., *Aphanizomenon flos-aquae*) sowie von dem großen Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* charakterisiert. Neben *Ceratium hirundinella*, deren Abundanz bis Juli deutlich zunahm, waren im Juli auch die Diatomeen *Aulacosira granulata* und *A. formosa*, verschiedene Cyanobakterienarten (*A. flos-aquae*, *Anabaena* spp., *Microcystis spp.*) sowie die Chlorophyceenart *Volvox aureus* wichtige Komponenten der Phytoplankton-Biozönose. Dabei war der Anteil der Cyanobakterien an der Probestelle Wrohe höher als an der Probestelle Langniß. Auch im September bestimmten Cyanobakterien (*Anabaena*, *Microcystis*) und Dinoflagellaten das Erscheinungsbild der Phytoplankton-Biozönose, wobei jetzt *C. hirundinella* und *C. furcoides* bei etwa gleicher Häufigkeit aspektsbestimmend waren. Die Probestelle Langniß zeichnete

sich tendenziell durch höhere Abundanzen von *Ceratium* und *Anabaena* aus (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2001b). In den 1980er Jahren hatte den maßgeblichen Anteil an der Primärproduktion des Westensees insbesondere im Sommerhalbjahr die koloniebildende Cyanobakterienart *Microcystis aeruginosa*.

Innerhalb des Zooplanktons wurden an beiden Probestellen insgesamt 35 bzw. 34 Taxa (ohne Protozoa) nachgewiesen. Diese verteilen sich wie folgt auf die taxonomischen Gruppen: Rotatoria: 20/18, Cladocera: 7/5, Copepoda: 8/11. Im April waren herbivore Nauplien mit 25 – 125 Ind./ml die individuenreichste Gruppe des mehrzelligen Zooplanktons, cyclopoide Copepodide erreichten Individuenzahlen von 5 – 25/l. Von den Rotatorien waren 4 Taxa am zahlreichsten (5 – 25 Ind./l): *Synchaeta* spp., *Keratella quadrata*, *Brachionus calyciflorus* und an der Probestelle Langniß auch *Conochiloides natans*. Im Juni waren die Rotatorien dagegen sehr individuenarm. Nauplien und calanoide Copepoden (*Eudiaptomus graciloides* + Copepodide) bildeten mit je 5 - 25 Ind./l die wichtigsten Gruppen. Im Juli waren außer Nauplien die Arten *K. quadrata*, *K. cochlearis* und *Pompholyx sulcata* die wichtigsten Rotatorien. Deren Bedeutung nahm im September zu, wobei *K. cochlearis* mit 125 – 625 Ind./l dominierte und auch die fa. *tecta* war in mittlerer Häufigkeit (25 – 125 Ind./l) vorhanden. *P. sulcata* war das zweithäufigste Rädertier (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2001b).

Der Seeboden ist ab ca. 5 m an verschiedenen tieferen Bereichen durch Faulschlammanteile gekennzeichnet, ab ca. 15 m ist auch Schwefelwasserstoff nachweisbar. Die Makrofauna der tieferen Bereiche des Seebodens - Tubificiden, Chironomiden, Büschelmückenlarven - ist relativ artenarm, ein Hinweis auf die hier vorherrschenden ungünstigen Sauerstoffverhältnisse während der Stagnationsperioden des Wasserkörpers (Entwurf des LANU Schleswig-Holstein).

Innerhalb der Fischfauna werden regelmäßig Plötze (*Rutilus rutilus*), Aal (*Leuciscus idus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Schleie (*Tinca tinca*), Ukelei (*Alburnus alburnus*), Güster (*Blicca bjoerkna*), Brachsen (*Abramis brama*) gefangen. Weiterhin wurden folgende Arten vereinzelt nachgewiesen: Binnenstint (*Osmerus eperlanus f. spirinchus*), Gründling (*Gobio gobio*), Steinbeißer (*Cobitis taenia*), Quappe (*Lota lota*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*), Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*) sowie Zander (*Stizostedion lucioperca*), Flußbarsch (*Perca fluviatilis*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*). Besatzmaßnahmen werden regelmäßig für Aal (*Anguilla anguilla*) und Hecht (*Esox lucius*) durchgeführt, während der Versuch der Wiedereinbürgerung für die Große Maräne (*Coregonus lavaretus*) erfolglos blieb (LAWA 1985).

1.23.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Eine fischereiliche Nutzung wird von 3 Betrieben gewerbemäßig durchgeführt. Der Westensee liegt im gleichnamigen Naturpark. Freizeit- und Erholungsnutzung haben am Westensee einen bedeutenden Umfang, sie sind aber auf Uferbereiche im westlichen Seeteil konzentriert. Bei Wrohe befindet sich ein großer Campingplatz. Die insgesamt ca. 300 Boote am Westensee, zumeist Ruderboote und kleinere Segelboote liegen zum größten Teil bei Resenis und bei Wulfsfelde an Sammeliegeplätzen. Auch in ornithologischer Hinsicht hat der Westensee nationale Bedeutung. Er ist im Herbst der wichtigste Haubentaucherrastplatz Schleswig-Holsteins, und auch für andere, seltene Vogelarten ist der östliche Seeteil ein wichtiger Rast- und Brutplatz. Der nordöstliche Teil des Westensees steht seit Ende 1989 unter

Naturschutz.

Die Wasserqualität des Sees wurde in der Vergangenheit in erster Linie durch die Vorbelastung der Eider als mengenmäßig bedeutendstem Zufluss u.a. durch Kläranlageneinleitungen bestimmt. Nach älteren Schätzungen wurden ca. 90 % der dem See zugeführten Nährstoffe über die Eider eingetragen. Aber auch der Nährstoffeintrag durch kleinere Bäche und Entwässerungsgräben, durch Abschwemmungen von landwirtschaftlichen Nutzflächen als auch noch durch Abwasser (Kleineinleiter) aus dem direkten Einzugsgebiet (ohne Eideranteil) hat nach derzeitigen Berechnungen einen Anteil von ca. einem Drittel des gesamten Phosphor-Eintrages. Die aktuelle Abwassersituation (Stand 2000) sieht folgendermaßen aus: Die im Einzugsgebiet des Westensees liegenden Ortslagen Brux, Westensee, Felde, Achterwehr und Quarnbek entwässern ihr Schmutzwasser über die Kläranlage Holzkoppel in den Nordostseekanal. Die angrenzenden Teile der Stadt Kiel einschließlich Molfsee, Mielkendorf und Melsdorf leiten das Schmutzwasser zum Klärwerk Bülk und somit in die Kieler Förde. Im unmittelbaren Bereich des Westensees entspricht die Abwasserreinigung mindestens dem allgemein anerkannten technischen Standard. Größtenteils handelt es sich dabei um nachgerüstete Kleinkläranlagen. In Schleswig-Holstein soll die Durchführung von möglichst umfassenden Seesaniierungen anhand von Modellprojekten erprobt und die Wirksamkeit verschiedener Maßnahmenbündel zur Entlastung von Seen wissenschaftlich untermauert werden. Der Westensee gehört zu diesen Modellprojekten (Entwurf des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein).

1.24 Wittensee

1.24.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Wittensee bei Rendsburg-Ost ist ein Zungenbeckensee, der im Zuge mehrerer Gletschervorstöße aus nordöstlicher Richtung in der Spätweichselkaltzeit entstanden ist. Gleichzeitig wurden die Duvenstedter Berge im Süden des Sees als Endmoränen bis zu 70 m Höhe aufgestaut.

Das 48,7 km² große Einzugsgebiet wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt, wobei der Ackerbau mit 40 % Getreideanbau, 20 % Hackfrüchteanbau und 12 % Grünland dominiert. Der Waldanteil beträgt 9 %. 13 % sind mit Wasser bedeckt und 6 % entfallen auf Flächen, die bebaut oder nicht genutzt sind. Das Niederschlagsgebiet wird zu einem Fünftel von der Habyer Au entwässert, in deren Bereich ausgedehnte Niederungen mit ganzjährig hohem Grundwasserstand liegen. Des weiteren treten staunasse Böden mit einer Vielzahl abflussloser Mulden auf, die in den See entwässert werden. So erhält der Wittensee neben dem Vorfluter Goosefeld, dem Vorfluter Quellental, der Habyer Au und dem Mainbek Wasser aus fünf Entwässerungsgräben. Sein Abfluss erfolgt über die Schirnau in den Nord-Ostsee-Kanal. Als Hauptbodenart tritt Geschiebelehm auf, im Südwesten auch lehmiger Sand, in den Niederungen der Habyer Au und der Schirnau finden sich moorige Böden. Auf dem Lehm und sandigem Lehm hat sich Parabraunerde entwickelt (LAWA 1985).

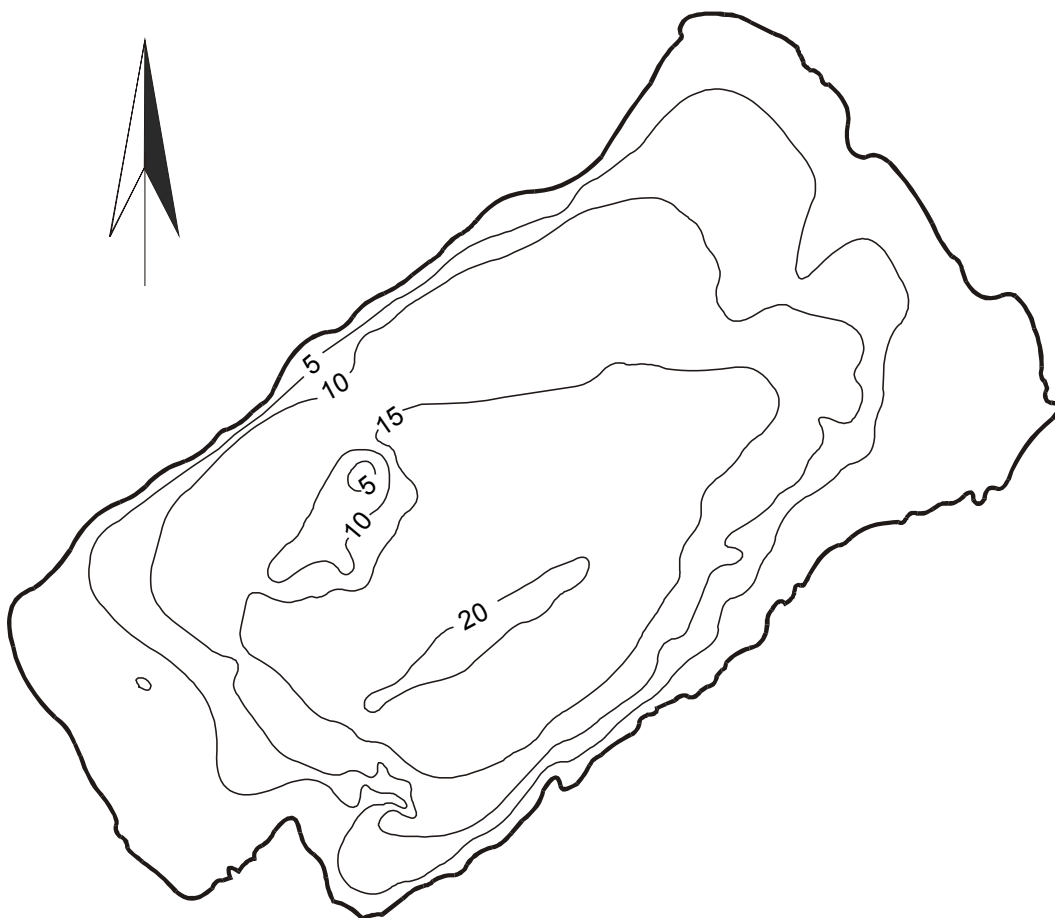


Abb. 28: Tiefenkarte des Wittensees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

1.24.2 Topographie und Morphometrie

Zwischen Wentorf und der Mündung der Habyer Au haben sich auf der Länge von 1 km kleine Strandwälle mit dahinterliegenden Strandseen und Nehrungshaken gebildet.

Tab. 40: Topographie und Morphometrie des Wittensees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
97,80	10,30	20,5	9,5	4920	2580	1,3	2,4	8,4	6,40

1.24.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der See gilt als dimiktisch. In der Vegetationsperiode 1998 wies der See allerdings zwei Schichtungsphasen auf, die erste Schichtungsphase begann im April und wurde durch eine Volldurchmischung Mitte Juli beendet, die zweite währte von Ende Juli bis in den September. Die Sauerstoffsättigung schwankte während der Durchmischungsphasen zwischen 80 % und 110 % (Frühjahr). Mit beginnender thermischer Schichtung des Wasserkörpers stellte sich auch eine Sauerstoffschichtung ein, in deren Verlauf der Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers kontinuierlich sank und Ende Juni über dem Grund vollständig aufgezehrt war. Ende Mai wurde im Oberflächenwasser eine relativ hohe Sättigung (130 %) festgestellt. Zu keinem Zeitpunkt der Schichtungsphasen wurde Schwefelwasserstoff festgestellt, der Fäulnisprozesse anzeigen würde.

Die Transparenz des Wittensees war 1998 insgesamt recht hoch. Das Minimum der Sichttiefe lag mit 2,30 m im Februar. Ein ausgeprägtes Klarwasserstadium wurde im April/Mai mit Werten um 4,70 m beobachtet. Von Juli bis Dezember wurden wieder Sichttiefen um 2,50 m festgestellt. Die sommerlichen Sichttiefen übertrafen mit 3,4 m die des Jahres 1991 (2,3 m). Das Wasser war gut gepuffert (Säurekapazität um 2,5 mmol/l). Im Februar und Mai wurden im oberflächennahen Wasser pH-Werte bis 8,7 festgestellt, ansonsten bewegten sich die pH-Werte in der Vegetationsperiode um 8,5. Die Calcium-Konzentration betrug 55 mg/l. Die Leitfähigkeit war mit 440 µS/cm für schleswig-holsteinische Seen durchschnittlich. Die Gesamt-Phosphorkonzentration lag zu Jahresbeginn bei 120 µg/l und sank, wahrscheinlich auch infolge einer Algenblüte im Februar, bis zum April auf 65 µg/l TP. Im Oberflächenwasser wurde während der Schichtungsperioden eine minimale Konzentration von 40 µg/l TP Ende Mai registriert, ab September stieg diese im Zuge der Durchmischung auf 160 µg/l TP an (im Jahr 1991 waren es noch 260 µg/l). Im Tiefenwasser erreichten die Gesamt-Phosphorkonzentrationen Ende Juni ihr Maximum von 340 µg/l. Die Gesamt-Stickstoffkonzentration lag zu Jahresbeginn bei 650 µg/l TN und damit sehr niedrig im Vergleich zu anderen schleswig-holsteinischen Seen. Sie stieg zum Jahresende auf eine maximale Konzentration von 900 µg/l TN, wahrscheinlich infolge von Auswaschung aus dem Einzugsgebiet. Im Tiefenwasser erreichten die Stickstoffkonzentrationen ebenfalls Ende Juni ihr Maximum von 1200 µg/l. Nitrat und Ammonium lagen zu Jahresbeginn und -ende in mäßigen Konzentrationen von ca. 0,25 mg/l NO₃-N und 0,06 - 0,07 mg/l NH₄-N vor. Lediglich während der Durchmischung im Juli wurden erhöhte Ammoniumkonzentrationen um 0,1 mg/l festgestellt. Im Tiefenwasser stieg die Ammoniumkonzentration mit Einsetzen der Schichtung auf ein Maximum von 0,53 mg/l NH₄-N Ende Juni. Nach

LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) errechnet sich für den Wittensee als potentiell natürlich ein oligotropher Zustand. 1991 wurde der See als hoch eutroph (e 2) eingestuft (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1995c). 1998 ist der Ist-Zustand als schwach eutroph (e 1) zu klassifizieren. Daraus ergibt sich die Bewertungsstufe 3 (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 1998b).

1.24.4 Flora und Fauna

Der unterbrochene Pflanzengürtel ist nicht klar zoniert, stattdessen finden sich kleinere Inseln von *Typha angustifolia* und *Schoenoplectus lacustris* im Reinbestand des Schilfs (*Phragmites australis*). An der Mündung der Mainbek und der Habyer Au gibt es Verlandungsgebiete mit unterschiedlichen Vegetationszonen. Der Schilfgürtel ist dort bis zu 40 m breit und landeinwärts schließt sich eine Seggen- und Hochstaudenzone an. Die Unterwasserflora des Wittensees ist üppig entwickelt und bedeckt weite Bereiche des Grundes. Der Bewuchs stellt eine typische Laichkrautgesellschaft mit folgenden Charakterpflanzen dar: *Potamogeton crispus*, *P. natans* und *P. perfoliatus*. Weiterhin kommen *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Elodea canadensis*, *Ranunculus fluitans* als auch *R. aquatilis* vor (LAWA 1985).

Beim Frühjahrsmaximum des Phytoplanktons spielen die Diatomeen *Asterionella formosa* und *Melosira granulata*, die hohe Individuendichten erreichen, die dominierende Rolle. Neben Diatomeen sind eine ganze Reihe von einzelligen Chlorophyceen vertreten, davon in größerer Zahl *Coelastrum microporum* und *Staurastrum spec.*. Regelmäßig über das ganze Jahr hinweg wird *Pediastrum boryanum* nachgewiesen.

Das Zooplankton setzt sich aus verschiedenen Rotatorienarten und einigen wenigen Crustaceen zusammen. Von den ersteren ist *Keratella cochlearis* fast ganzjährig vorhanden. Aus der zweiten Gruppe ist nur *Eubosmina coregoni* relativ regelmäßig im Herbst und Winter anzutreffen (LAWA 1985).

Die Vertreter des Zoobenthons wurden durch Stichprobenuntersuchungen semiquantitativ erfasst. An allen Stationen wurde *Hydra sp.* als Aufwuchs und häufig auch das Moostierchen *Cristatella mucedo* gefunden. Mehrere Planarien, von denen *Planaria torva* am häufigsten war, konnten nachgewiesen werden. Bei den Gastropoda war *Valvata piscinalis* die dominierende Art. Ebenfalls häufig wurde *Potamopyrgus jenkinsi* nachgewiesen. Die am meisten verbreiteten Bivalvia waren die Gattung *Pisidium* und *Dreissena polymorpha*. Weiterhin kamen verschiedene Hirudinea-Arten vor, am häufigsten *Erpobdella octoculata*. An allen Stationen wurde *Tubifex sp.* gefunden. Bemerkenswert war auch das universelle Auftreten von Ostracoda sowie von Chironomiden und Trichoptera (LAWA 1985).

Der Wittensee galt in der Vergangenheit als „Coregonensee“. Die Kleine Maräne (*Coregonus albula*) konnte sich im Gegensatz zur Großen Maräne (*C. lavaretus*) einbürgern, nachdem sie in der Vergangenheit eingeschleppt worden war. Nach Angaben von Dehus (1983) traten Weißfische wie Schleie (*Tinca tinca*) und Güster (*Blicca bjoerkna*) nur vereinzelt auf (LAWA 1985).

1.24.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Abwasserbeseitigungsmaßnahmen sind zur Verbesserung der Gewässergüte der Vorfluter Groß Wittensee und Klein Wittensee sowie der Habyer Au durchgeführt worden. Seit dem Jahr 1982 ist eine Kläranlage im Raum der Gemeinde Groß Wittensee mit Denitrifikationsbecken und Simultanfällung von Phosphat in Betrieb. Die Phosphoreinträge in den Wittensee sind zwischen 1975 und 1991 auf weniger als die Hälfte gesunken. Die Gesamtbelastung des Sees wurde 1991 auf jährlich 3,5 – 4 t Phosphor abgeschätzt. Es ist davon auszugehen, dass die Belastungssituation 1998 in etwa der von 1991 entspricht. Die im Wittensee aus dem Sediment freigesetzte Phosphormenge liegt etwa doppelt so hoch wie der alljährliche Phosphoreintrag aus dem Einzugsgebiet (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 1998b). Die Entwicklung des Nährstoffgehaltes im Wittensee wird weiter beobachtet, da er nicht nur als Landschaftsschutzgebiet bzw. Artenschutzgebiet und Naherholungsgebiet, sondern auch als ertragreiches Fischgewässer eine bedeutende Rolle spielt.

Die beiden Inseln des Sees sind wichtige Brutbiotope für Wasservögel, von denen am Wittensee 31 Arten beobachtet werden können. Es brüten hier Rohrdommel, Schnatterente, Rohrweihe, Fluss-Seeschwalbe und Drossel sowie Schilfrohrsänger als Arten der Roten Liste (LAWA 1985).

2 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Tiefenlinien des Arenholzer See (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	6
Abb. 2: Tiefenlinien des Bordesholmer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	10
Abb. 3: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)	15
Abb. 4: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)	21
Abb. 5: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Dobersdorfer See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	23
Abb. 6: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)	26
Abb. 7: Tiefenkarte des Einfelder Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	30
Abb. 8: Kleiner und Großer Küchensee (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	35
Abb. 9: Tiefenkarte des Großen Plöner Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	40
Abb. 10: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Plöner See See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	42
Abb. 11: Tiefenkarte des Großen Ratzeburger Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	46
Abb. 12: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)	51
Abb. 13: Tiefenkarte des Hemmelmarker Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	56
Abb. 14: Tiefenkarte des Hemmelsdorfer See (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	60
Abb. 15: Tiefenkarte des Passader Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	66
Abb. 16: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)	71
Abb. 17: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)	77
Abb. 18: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)	82

Abb. 19: Topographie und Morphometrie des Selenter Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	83
Abb. 20: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)	85
Abb. 21: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)	90
Abb. 22: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Suhrer See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001) 92	
Abb. 23: Tiefenkarte des Trammer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	96
Abb. 24: Tiefenkarte des Tresdorfer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	100
Abb. 25: Tiefenkarte des Wardersees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	105
Abb. 26: Tiefenkarte des Wardersees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	111
Abb. 27: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Schleswig-Holstein 1999)	116
Abb. 28: Tiefenkarte des Wittensees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	121

3 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Topographie und Morphometrie des Arenholzer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	7
Tab. 2: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1997 (Ausnahme TP _{Früh} : Monatswert April 1997), Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001).....	7
Tab. 3: Topographie und Morphometrie des Bordesholmer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	11
Tab. 4: Topographie und Morphometrie des Brahmsees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	16
Tab. 5: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1997, alle Tiefen (Ausnahme TP _{Früh} : Monatswert April 1997). (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001).....	16
Tab. 6: Topographie und Morphometrie des Dobersdorfer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	22
Tab. 7: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001).....	23
Tab. 8: Topographie und Morphometrie (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	27
Tab. 9: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000, (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000), Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	27
Tab. 10: Topographie und Morphometrie des Einfelder Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	31
Tab. 11: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2000, alle Tiefen (Ausnahme TP _{Früh} : Monatswert April 2000). (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001).....	31
Tab. 12: Topographie und Morphometrie des Großer Küchensee (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	36
Tab. 13: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000), Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	37

Tab. 14: Topographie und Morphometrie des Großen Plöner Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	41
Tab. 15: Topographie und Morphometrie des Großen Ratzeburger Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	47
Tab. 16: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000), Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	47
Tab. 17: Topographie und Morphometrie des Großen Segeberger Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	52
Tab. 18: Topographie und Morphometrie des Hemmelmärker Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	57
Tab. 19: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1997 (Ausnahme TP _{Früh} : Monatswert April 1997, Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001).....	57
Tab. 20: Topographie und Morphometrie des Hemmelsdorfer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	62
Tab. 21: Topographie und Morphometrie des Passader Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	67
Tab. 22: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme TP _{Früh} : Monatswert April 1996), Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001).....	68
Tab. 23: Topographie und Morphometrie des Schaalsees (1) (Daten vom Umweltministerium M-V, Abteilung Integrierter Umweltschutz und Nachhaltige Entwicklung - Seenprojekt, 2002) und des Schaalsees einschließlich des Niendorfer Binnensee, Küchensee und Priestersee (2) (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001).....	72
Tab. 24: Vegetationsmittelwerte der einzelnen Seebecken vom Schaalsee (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1997 (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1997), Epilimnion (Daten vom Umweltministerium M-V, Abteilung Integrierter Umweltschutz und Nachhaltige Entwicklung - Seenprojekt, 2002)	73
Tab. 25: Topographie und Morphometrie des Schluensees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	78
Tab. 26: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März	

und April 2001), Epilimnion (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	83
Tab. 27: Topographie und Morphometrie des Stocksees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	86
Tab. 28: Chemischer und trophierelevanter Parameter vom 17.08.1994 (Oberfläche, Ausnahme TP _{Früh} : 30.03.1994) (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	86
Tab. 29: Topographie und Morphometrie des Suhrer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	91
Tab. 30: Chemischer und trophierelevanter Parameter von der Oberfläche aus dem Jahr 2001. (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001).....	91
Tab. 31: Topographie und Morphometrie des Trammer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	97
Tab. 32: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1999, alle Tiefen (Ausnahme TP _{Früh} : Monatswert April 1999). (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001).....	97
Tab. 33: Topographie und Morphometrie des Tresdorfer Sees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	101
Tab. 34: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1999, alle Tiefen (Ausnahme TP _{Früh} : Monatswert April 1999). (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001).....	101
Tab. 35: Topographie und Morphometrie des Wardersees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	105
Tab. 36: Topographie und Morphometrie des Wardersees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	112
Tab. 37: Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1997, alle Tiefen (Ausnahme TP _{Früh} : Monatswert April 1997). (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001).....	112
Tab. 38: Topographie und Morphometrie des Westensees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	117
Tab. 39: Vegetationsmittelwerte (Mai-November) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1992, Oberfläche (Schütz <i>et al.</i> 1993).....	117
Tab. 40: Topographie und Morphometrie des Wittensees (Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001)	122

4 Literatur

Buresch (Hrsg.), 1996: Stocksee.

Buske, C., 1991: Der Rückgang der Schilfröhrichte am Großen Plöner See. *Jahrb.F.Heimatkunde im Kreis Plön*: 76-93.

Fittkau, E. J., Colling, M., Hess, M., Hofmann, G., Orendt, C., Reiff, N. & Riss, H. W., 1992: Biologische Trophieindikation im Litoral von Seen. *Informationsberichte Bayer.Landesamt für Wasserwirtschaft*. 7: 1-184.

Garniel, A., 1994: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Stocksees. unveröffentlicht.

Garniel, A., 2000: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Großen Ratzeberger Sees, Domsees, Kl. und Gr. Kückensees. unveröffentlicht.

Gripp, K., 1964: Erdgeschichte von Schleswig-Holstein. Kark Wachholtz Verlag. Neumünster: 1-411.

Grube, D., 1989: Aufnahme und Kartierung der submersen Makrophytenvegetation des Schluensees. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein. unveröffentlicht.

Gunkel, G., 1994a: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus dem Stocksee. unveröffentlicht.

Gunkel, G., 1994b: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus dem Suhrer See. unveröffentlicht.

Gunkel, G., 1996a: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus dem Hemmelsdorfer See. unveröffentlicht.

Gunkel, G., 1996b: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus dem Passader See. unveröffentlicht.

Gunkel, G., 1997a: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus dem Arenholzer See. unveröffentlicht.

Gunkel, G., 1997b: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus dem Brahmsee. unveröffentlicht.

Gunkel, G., 1997c: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus dem Hemmelmarker See. unveröffentlicht.

Gunkel, 1997d: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus dem Wardersee RD. unveröffentlicht.

Heisig-Gunkel, G., 1995: Limnologie des Großen Segeberger Sees. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1994: 38-42.

Hofmann, W., 1992: Untersuchungen zum Makrozoobenthos im Dobersdorfer See. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein. unveröffentlicht.

Hydromod (Hrsg.), 1996: Hemmelsdorfer See.

Kaiser, J. and Spieker, J., 1992: Die Makrophytenvegetation des Dobersdorfer Sees. Kartierung und Studie zur Nährstoffsituation anhand des Makrophytenindex. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein. unveröffentlicht.

Kieffmann, M. & Müller, H. E., 1975: Die Tiefenkarte des Großen Plöner Sees als Beitrag zur Erforschung einer frühen Kulturlandschaft und der regionalen Morphogeneses. *Offa* 32: 16-29.

Kölbel, 1997a: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Arenholzer Sees. unveröffentlicht.

Kölbel, 1997b: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Brahmsees. unveröffentlicht.

Kölbel, 1997c: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Hemmelmarker Sees. unveröffentlicht.

Kölbel, 1997d: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Wardersee RD. unveröffentlicht.

Kölbel, 1998: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Bordesholmer Sees. unveröffentlicht.

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 1997: Seenkurzprogramm 1994. *Berichte des Landesamtes*. 41

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 1998a: Plön-Seebericht: 1-63.

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 1998b: Seenkurzprogramm 1998. *Berichte des Landesamtes*.

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 1999: Seenkurzprogramm 1996. *Berichte des Landesamtes*. 45

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 2000: Seenkurzprogramm 1997. In Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) *Berichte des Landesamtes*.

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 2001a: Bewertung der Sedimente schleswig-holsteinischer Seen.

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 2001b: Seenkurzprogramm 2001: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus 21 Seen Schleswig-Holsteins. In Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.): 1-60.

Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, 1981: Der Hemmelsdorfer See. In Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (Hrsg.) *Berichte des Landesamtes, Reihe B, Kiel*.

Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, 1984: Der Brahmsee. In Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (Hrsg.) *Berichte des Landesamtes, Reihe B, Kiel*.

Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, 1988: Der Passader See. In Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (Hrsg.) *Berichte des Landesamtes, Reihe B, Kiel*.

Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (Hrsg.), 1993: Seenbericht Schluensee. Bericht über die Untersuchung des Zustandes des Schluensees von Januar 1989 bis Januar 1990.

Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, 1994: Schaalsee-Textteil. B 33. 1-283.

Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (Hrsg.), 1995a: Der Dobersdorfer See. Bericht über die Untersuchung des Zustandes des Dobersdorfer Sees von Januar bis Dezember 1991. 84.

Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (Hrsg.), 1995b: Der Große Segeberger See. Bericht über die Untersuchung des Zustandes des Großen Segeberger Sees vom Dezember 1989 bis Dezember 1990: 1-92.

Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, 1995c: Der Wittensee. In Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (Hrsg.) *Berichte des Landesamtes, Reihe B, Kiel*.

Landesvermessung Schleswig-Holstein, 1999: TOP 50 - Amtliche Topographische Karten - Schleswig-Holstein.

LAWA, 1985: Seen in der Bundesrepublik Deutschland. 1-190.

LAWA (Hrsg.), 1998: "Gewässerbewertung – Stehende Gewässer" Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. *Länderarbeitsgemeinschaft Wasser*. 1-74.

Daten vom Umweltministerium M-V, Abteilung Integrierter Umweltschutz und Nachhaltige Entwicklung - Seenprojekt, 2002: Mathes, J. & Korczynski, I. Pampower Str. 66/68, 19061 Schwerin.

Mierwald, U. & Beller, J., 1990: Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein: 1-64.

Mierwald, U. and Garniel, A., 1996: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Wardersees. unveröffentlicht.

Mierwald, U. & Garniel, A., 1997: Kartierung der Ufer- und Unterwasservegetation des Großen Plöner Sees.- Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlicht.

Muus, U., Petersen, M. & König, D., 1973: Die Binnengewässer Schleswig-Holsteins. Kark Wachholtz Verlag. Neumünster.

Müller, H. E., 1976: Zur Morphologie pleistozäner Seebecken im westlichen schleswig-holsteinischen Jungmoränengebiet. *Z. Geomorph. N. F.* 20 (3): 350-360.

Ohle, W., 1959: Die Seen Schleswig-Holsteins - ein Überblick nach regionalen, zivilisatorischen und produktionsbiologischen Gesichtspunkten. *Jahrbuch vom Wasser*. 26: 16-41.

Otto, C. J., 1994a: Makrozoobenthon aus dem Stocksee. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 1994b: Makrozoobenthon aus dem Suhrer See. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 1995: Die Benthonfauna des Wardersees. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 1996: Makrozoobenthon aus dem Hemmelsdorfer See. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 1997a: Die Benthonfauna des Großen Plöner Sees. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 1997b: Makrozoobenthon aus dem Arenholzer See. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 1997c: Makrozoobenthon aus dem Brahmsee. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 1997d: Makrozoobenthon aus dem Hemmelmarker See. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 1997e: Makrozoobenthon aus dem Wardersee RD. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 1998a: Makrozoobenthon aus dem Bordesolmer See. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 1998b: Makrozoobenthon aus dem Passader See. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 1999a: Makrozoobenthon aus dem Trammer See. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 1999b: Makrozoobenthon aus dem Tresdorfer See. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 2000a: Makrozoobenthon aus dem Einfelder See. unveröffentlicht.

Otto, C. J., 2000b: Makrozoobenthon aus dem Großen Ratzeburger See, Domsee, Kl. und Gr. Küchensee. unveröffentlicht.

Daten vom Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, 2001: Plambeck, G. Hamburger Chaussee, 24220 Flintbek.

Puck, S., 1989: Faunistisch-floristische Bestandsaufnahme im Uferbereich des Schlensees. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein. unveröffentlicht.

Roweck, H., 1993: Untersuchung von Westensee und Ahrensee sowie Entwicklung eines Biomonitoring-Programmes für Seen in Schleswig-Holstein. unveröffentlicht.

Schmidt, D., 1996: "Rote Liste der Armleuchteralgen Deutschlands". Kap. *Rote Listen der Pflanzen Deutschlands*. Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bonn, Bad Godesberg: 547-576.

Schubert, C. and Neumann, M., 1990: Fischereibiologische Untersuchung des Schluensees. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein. unveröffentlicht.

Schubert, C. and Neumann, M., 1993: Fischereibiologische Untersuchung des Dobersdorfer Sees. unveröffentlicht.

Schütz, W., Frieling, C., Nordhus, M. & Roweck, H., 1993: Vegetationskundliche und limnologische Untersuchungen im Westensee, Ahrensee, Großem und Kleinem Schierensee. *Schr.Naturwiss.Ver.Schlesw.-Holst.* 63: 1-42.

Speth, B., 1997: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons im Wardersee. unveröffentlicht.

Speth, B., 1998a: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus Bordesolmer See, Bültsee, Gammelluder See, Owschlager See, Schülldorfer See und Winderatter See (Schleswig-Holstein). unveröffentlicht.

Speth, B., 1998b: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons im Großen Plöner See. unveröffentlicht.

Speth, B., 1999a: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus dem Trammer See. unveröffentlicht.

Speth, B., 1999b: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus dem Tresdorfer See. unveröffentlicht.

Speth, B., 2000: Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons aus dem Einfelder See. unveröffentlicht.

Stuhr, J., 1994: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Suhrer Sees. unveröffentlicht.

Stuhr, J., 1999a: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Trammer Sees. unveröffentlicht.

Stuhr, J., 1999b: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Tresdorfer Sees. unveröffentlicht.

Stuhr, J., 2000: Die Ufer- und Unterwasservegetation des Einfelder Sees. unveröffentlicht.

Thienemann, A., 1922: Die beiden Chironomus-Arten im Tiefland der Norddeutschen Seen. *Archiv für Hydrobiologie* 13: 108-143.

Treter, U., 1977: Wasserstandsschwankungen schleswig-holsteinischer Seen. *Heimat* 84: 211-218.

Treter, U., 1981: Zum Wasserhaushalt schleswig-holsteinischer Seengebiete. *Berliner geogr. Abh.* 33: 1-164.

Wegemann, G., 1912: Die Seen des Eidergebietes. *Petermanns geogr. Mitteilungen* 4: 197-205.

Wiese, V., 1990: Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Land- und Süßwassermollusken.