

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 11

Bayern

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	Abtsdorfer See, Haarsee	6
1.1.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	6
1.1.2	Topographie und Morphometrie.....	6
1.1.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	6
1.1.4	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	7
1.2	Ammersee	8
1.2.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	8
1.2.2	Topographie und Morphometrie.....	9
1.2.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	9
1.2.4	Flora und Fauna	10
1.2.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	12
1.3	Bannwaldsee.....	13
1.3.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	13
1.3.2	Topographie und Morphometrie.....	13
1.3.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	14
1.3.4	Flora und Fauna	15
1.3.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	15
1.4	Chiemsee	17
1.4.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	17
1.4.2	Topographie und Morphometrie.....	18
1.4.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	18
1.4.4	Flora und Fauna	20
1.4.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	22
1.5	Eibsee.....	23
1.5.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	23
1.5.2	Topographie und Morphometrie.....	24
1.5.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	24
1.5.4	Flora und Fauna	25
1.5.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	25
1.6	Großer Alpsee.....	26
1.6.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	26
1.6.2	Topographie und Morphometrie.....	26
1.6.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	26
1.6.4	Flora und Fauna	28
1.6.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	28
1.7	Großer Ostersee (ohne Breitenausee und Ameissee)	30
1.7.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	30
1.7.2	Topographie und Morphometrie.....	30
1.7.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	31
1.7.4	Flora und Fauna	31
1.7.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	32
1.8	Hartsee	33

1.8.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	33
1.8.2	Topographie und Morphometrie.....	34
1.8.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	34
1.8.4	Flora und Fauna	35
1.8.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	36
1.9	Hopfensee	37
1.9.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	37
1.9.2	Topographie und Morphometrie.....	37
1.9.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	37
1.9.4	Flora und Fauna	39
1.9.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	39
1.10	Kochelsee	40
1.10.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	40
1.10.2	Topographie und Morphometrie.....	41
1.10.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	41
1.10.4	Flora und Fauna	42
1.10.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	44
1.11	Königssee	45
1.11.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	45
1.11.2	Topographie und Morphometrie.....	45
1.11.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	46
1.11.4	Flora und Fauna	47
1.11.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	48
1.12	Langbürgner See	49
1.12.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	49
1.12.2	Topographie und Morphometrie.....	50
1.12.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	50
1.12.4	Flora und Fauna	51
1.12.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	51
1.13	Niedersonthofener See	52
1.13.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	52
1.13.2	Topographie und Morphometrie.....	52
1.13.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	53
1.13.4	Flora und Fauna	54
1.13.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	54
1.14	Pelhamer See	55
1.14.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	55
1.14.2	Topographie und Morphometrie.....	56
1.14.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	56
1.14.4	Flora und Fauna	57
1.14.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	57
1.15	Pilsensee.....	58
1.15.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	58
1.15.2	Topographie und Morphometrie.....	58
1.15.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	59
1.15.4	Flora und Fauna	60

1.15.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	60
1.16 Riegsee.....	61
1.16.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	61
1.16.2 Topographie und Morphometrie.....	61
1.16.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	62
1.16.4 Flora und Fauna	62
1.16.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	62
1.17 Schliersee	63
1.17.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	63
1.17.2 Topographie und Morphometrie.....	63
1.17.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	64
1.17.4 Flora und Fauna	65
1.17.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	66
1.18 Simssee.....	67
1.18.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	67
1.18.2 Topographie und Morphometrie.....	67
1.18.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	68
1.18.4 Flora und Fauna	69
1.18.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	70
1.19 Staffelsee	71
1.19.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	71
1.19.2 Topographie und Morphometrie.....	72
1.19.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	72
1.19.4 Flora und Fauna	73
1.19.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	74
1.20 Starnberger See.....	75
1.20.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	75
1.20.2 Topographie und Morphometrie.....	76
1.20.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	76
1.20.4 Flora und Fauna	77
1.20.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	79
1.21 Tachinger See	80
1.21.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	80
1.21.2 Topographie und Morphometrie.....	80
1.21.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	81
1.21.4 Flora und Fauna	82
1.21.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	83
1.22 Tegernsee	84
1.22.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	84
1.22.2 Topographie und Morphometrie.....	85
1.22.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees	85
1.22.4 Flora und Fauna	86
1.22.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	87
1.23 Waginger See.....	88
1.23.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	88
1.23.2 Topographie und Morphometrie.....	88

1.23.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	89
1.23.4	Flora und Fauna	90
1.23.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	90
1.24	Walchensee.....	92
1.24.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	92
1.24.2	Topographie und Morphometrie.....	93
1.24.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	93
1.24.4	Flora und Fauna	94
1.24.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	95
1.25	Weißensee.....	96
1.25.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	96
1.25.2	Topographie und Morphometrie.....	96
1.25.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	96
1.25.4	Flora und Fauna	97
1.25.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	98
1.26	Wörthsee	99
1.26.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	99
1.26.2	Topographie und Morphometrie.....	99
1.26.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	100
1.26.4	Flora und Fauna	101
1.26.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	101
2	Abbildungsverzeichnis	103
3	Tabellenverzeichnis	106
4	Literatur.....	110

1 Beschreibungen der einzelnen Gewässer

1.1 Abtsdorfer See, Haarsee

1.1.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Abtsdorfer See befindet sich südöstlich des Waginger Sees etwa 15 km von Salzburg entfernt. Er stellt einen diluvial entstandenen Moorsee dar. Das Einzugsgebiet weist eine Größe von 21,1 km² auf, wovon 75 % auf landwirtschaftliche Nutzflächen mit zum Großteil Grünlandnutzung entfallen. Die verbleibenden 25 % des Einzugsgebietes sind vorrangig Wald und Gehölzflächen (Rüter 1996). Bei den Zuflüssen handelt es sich um den Weidmoosgraben (Gaberlbach), Roßgraben und Badhäuslgraben, den Ablauf des Sees bildet der Schinderbach.

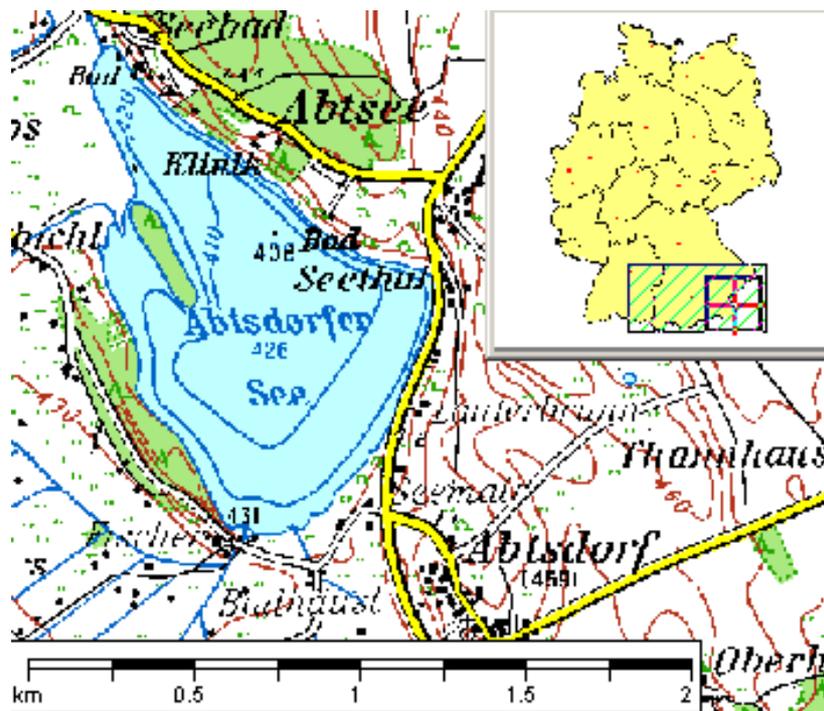


Abb. 1: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)

1.1.2 Topographie und Morphometrie

Die Längenausdehnung des Abtsdorfer Sees erstreckt sich von Nordwesten nach Südosten. Dabei ist der See im Süden ein vielfaches breiter als im Norden. Im westlichen Bereich befindet sich eine große Insel.

Tab. 1: Topographie und Morphometrie des Abtsdorfer Sees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
9,42	0,84	20,0	11,25	1568	968	1,29	3,22	6,21	

1.1.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Abtsdorfer See ist dimiktisch und wird dabei vollständig durchmischt. Das Epilimnion reicht in den Sommermonaten bis etwa 4 m Wassertiefe. Die höchste 1997

gemessene Temperatur betrug im August 20,8 °C. Die Temperaturen über Grund lagen durchgehend bei 7°C. Im Juni 1997 deutete sich bei 6 m Wassertiefe eine Sauerstoffzehrung an, bei 9 m und 12 m Tiefe war dagegen ein Anstieg der Sauerstoffkonzentration, auch im September, zu bemerken. Dieser untypische Anstieg der Sauerstoffkonzentrationen ist beim Abtsdorfer See bereits von früheren Untersuchungen bekannt und möglicherweise auf Grundwasserzutritte zurückzuführen. Die höchste Sauerstoffsättigung lag bei 106 % und wurde im Juni gemessen, was auf eine mäßige Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons schließen lässt. Die Gesamtphosphorkonzentrationen lagen in den oberen Wasserschichten bei durchschnittlich 29 µg TP/l und erreichten über Grund 177 µg/l. In diesem geschichteten See nehmen die Nitratkonzentrationen zum Seegrund hin ab, während die Ammoniumkonzentrationen auf 1 mg NH₄-N/l ansteigen. Die Chlorophyllkonzentrationen bewegten sich 1997 zwischen 3,1 µg/l und 11,1 µg/l und deuteten eine mäßige Algenentwicklung an. Die Sichttiefe lag im selben Untersuchungsjahr zwischen 1,8 m und 2,8 m, im Mittel betrug sie 2,3 m. Aufgrund der Nährstoffverhältnisse und der Sauerstoffsituation ist der Abtsdorfer See als eutroph einzustufen. Im Vergleich zur Untersuchung von 1994 ergab sich beim Gesamtphosphor keine Veränderung in den Durchschnittskonzentrationen (von 0 –9 m und 0 – 20 m Tiefe). Bei den Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen zeigte sich ein leichter Rückgang der Werte. Der trophische Referenzzustand, ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient, weist den geschichteten See nach (LAWA 1998) als natürlicherweise mesotroph (m) aus.

Ein Vergleich der Durchschnittskonzentrationen von Nährstoffparametern verschiedener Jahre in den Zuläufen ist vor allem in Bezug auf Gesamtphosphor nur bedingt möglich, da sehr unterschiedliche Probenzahlen zugrunde liegen und die Phosphorkonzentrationen in Fließgewässern stark von vorausgegangenen und zum Zeitpunkt der Probenahme herrschenden Niederschlagsverhältnissen abhängig sind, da Phosphor hauptsächlich über Oberflächenabschwemmung in Fließgewässer eingetragen wird. Bei den Probenahmen an den Zuflüssen wurden 1991 mehrere Regen- und Starkregenereignisse miterfasst, die bis zu einer Verzwanzigfachung der P-Konzentrationen führen. Unter den Probenahmen von 1997 fand sich kein Niederschlagsereignis, das bei der Bewertung der Durchschnittskonzentrationen zu berücksichtigen ist. In den Zuläufen zeichnet sich beim Gesamtphosphor zunächst von 1983 bis 1991 ein leichter Anstieg und von 1994 bis 1997 ein deutlicher Rückgang der Durchschnittskonzentrationen ab. Die Entwicklung der Nitratkonzentrationen kann beim Gaberbach und Rossgraben als leicht rückläufig bezeichnet werden, beim Badhäuslgraben ist kein Rückgang festzustellen. Bei den Ammoniumkonzentrationen sind 1991 in allen drei Zuläufen Konzentrationsspitzen zu verzeichnen und ab 1994 ein gleichbleibend niedriges Niveau. Die Nährstoffkonzentrationen im Seeablauf spiegeln weitgehend die Nährstoffverhältnisse in den oberen Wasserschichten des Sees wieder.

1.1.4 Nutzung, anthropogener Einfluss

Hohe Düngergaben in Verbindung mit leicht ausschwemmbareren Moorböden haben den Abtsdorfer See zu einer „Phosphorfalle“ werden lassen. Das Gewässer droht jeden Sommer „umzukippen“ und für den Badebetrieb gesperrt zu werden. Die Sanierung des Sees vorzugsweise durch Extensivierung seines Vorlandes scheint zukünftig unabdingbar.

1.2 Ammersee

1.2.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Ammersee als drittgrößter See Bayerns befindet sich ca. 40 km südwestlich von München. Der Entstehung nach ist es ein Zungenbeckensee des Ammersee-Teilgletschers vom mächtigen Isar-Loisach-Gletscher. Der See erstreckt sich im langgestreckten Ammersee-Becken von Süden nach Norden in Verlängerung des Ammertals nördlich von Weilheim und ist der am weitesten nach Norden reichende Alpenvorlandsee. In unmittelbarer Nähe ist der See im Süden und Norden von Verlandungsmooren erfüllt. Im weiteren Einzugsgebiet ist er von Jungmoränen, die mit Mischwald bedeckt sind, umgeben. Die Hänge steigen im Westen zum „Wessobrunner Höhenrücken“ an. Die dort befindlichen Orte liegen auf alluvialen Bachschwemmkegeln. Das Ostufer mit der Ortschaft Herrsching auf dem Kienbachdelta hebt sich steiler zum Andechser Rücken („Heiliger Berg“) empor. Das Einzugsgebiet des Ammersees weist eine Größe von 993,02 km² auf. Den bedeutendsten Zufluss bildet die Ammer (MQ 16,6 m³/s, Pegel Fischen Jahresreihe 1941/1989), die eine Fläche von 718,7 km² entwässert und deren Einzugsgebiet bis in die Kalkalpen hinein reicht. Hier liegen wichtige Fremdenverkehrsorte, wie Oberammergau und Ettal, weiter flussabwärts folgen Orte mit Industrie, wie Weilheim oder Peißenberg (LAWA 1985). Der Seeausfluss, die Amper, hat einen MQ von 21,1 m³/s (Pegel Stegen Jahresreihe 1931/1986) (Schaumburg 1996).

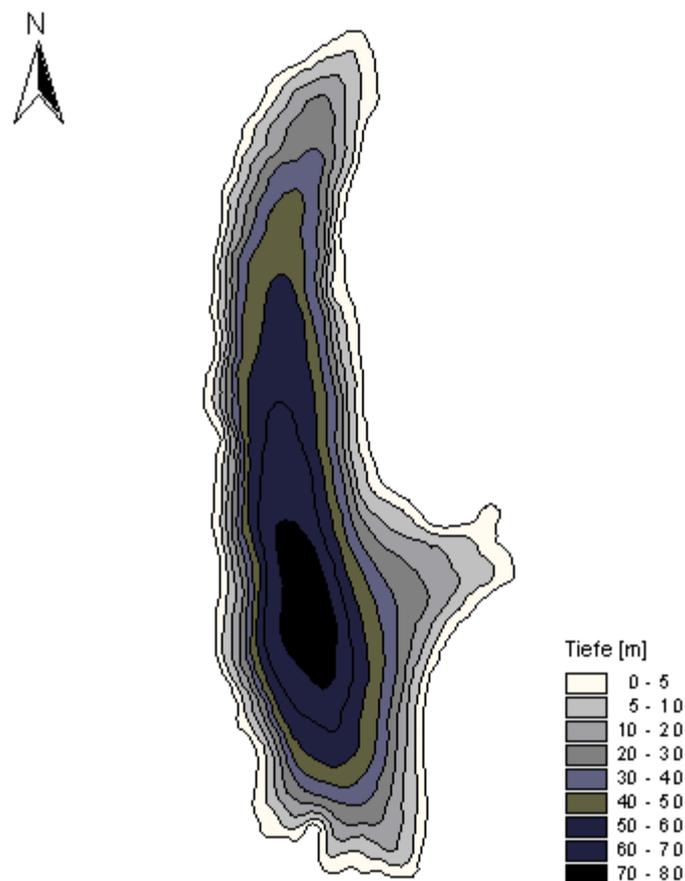


Abb. 2: Tiefenlinien des Ammersees (Hofmann 2001)

1.2.2 Topographie und Morphometrie

Die maximale Ausdehnung des Sees erstreckt sich genau von Norden nach Süden. Dabei ist das Gewässer dreimal so lang wie breit. Die Uferbereiche sind relativ leicht verzahnt, was die Uferentwicklung mit 1,78 widerspiegelt. Das Gefälle der Böschungen im See ist an dem Ost- und Westufer steiler als an dem Nord- und Südufer.

Tab. 2: Topographie und Morphometrie des Ammersee (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
1750,01	46,6	81,1	37,5	15175	5350	1,78	7,27	11,1	2,7

1.2.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Ammersee ist ein dimiktisches Gewässer. Das Epilimnion reicht während der Sommerstagnation bis ca. 10 m Tiefe, das Hypolimnion beginnt bei 15 – 20 m. Der Sauerstoffhaushalt ist während der Sommerstagnation durch zwei deutliche Verarmungszonen gekennzeichnet: einem Minimum über dem Sediment mit O₂-Sättigungswerten bis 30 % und einem metalimnischen Defizit. Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen zeigten zwischen 1980 und 1994 einen deutlichen Rückgang auf ca. 10 µg/l, die mittleren Nitratkonzentrationen lagen relativ konstant bei 1,2 mg/l N. Die Gewässergütekarte Bayerns von 1992 weist den Ammersee als mesotroph aus (Schaumburg 1996). Bis Mitte der 1980er Jahre zeigten die Phosphorkonzentrationen noch starke Schwankungen und lagen im Mittel bei 30 - 25 µg/l (Wöbbecke et al. 2003).

Tab. 3: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [µg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,3	368,0	6,8	3,5		10,9	11,3

Die gemittelte Konzentration an Hydrogencarbonat (HCO₃⁻) von 3,8 mmol/l charakterisiert den Ammersee als kalkreichen Alpenvorlandsee. Die Leitfähigkeit liegt entsprechend bei 300 µS/cm. Durch die Algenproduktion kann die HCO₃⁻ Konzentration im Epilimnion gegen Sommerende auf Minimalwerte von 3,0 mmol/l reduziert werden. In diesen produktiven Zeiten kann der pH-Wert in oberflächennahen Zonen auf über 8,6 steigen, gleichzeitig sinkt er über Grund auf 7,5 (LAWA 1985).

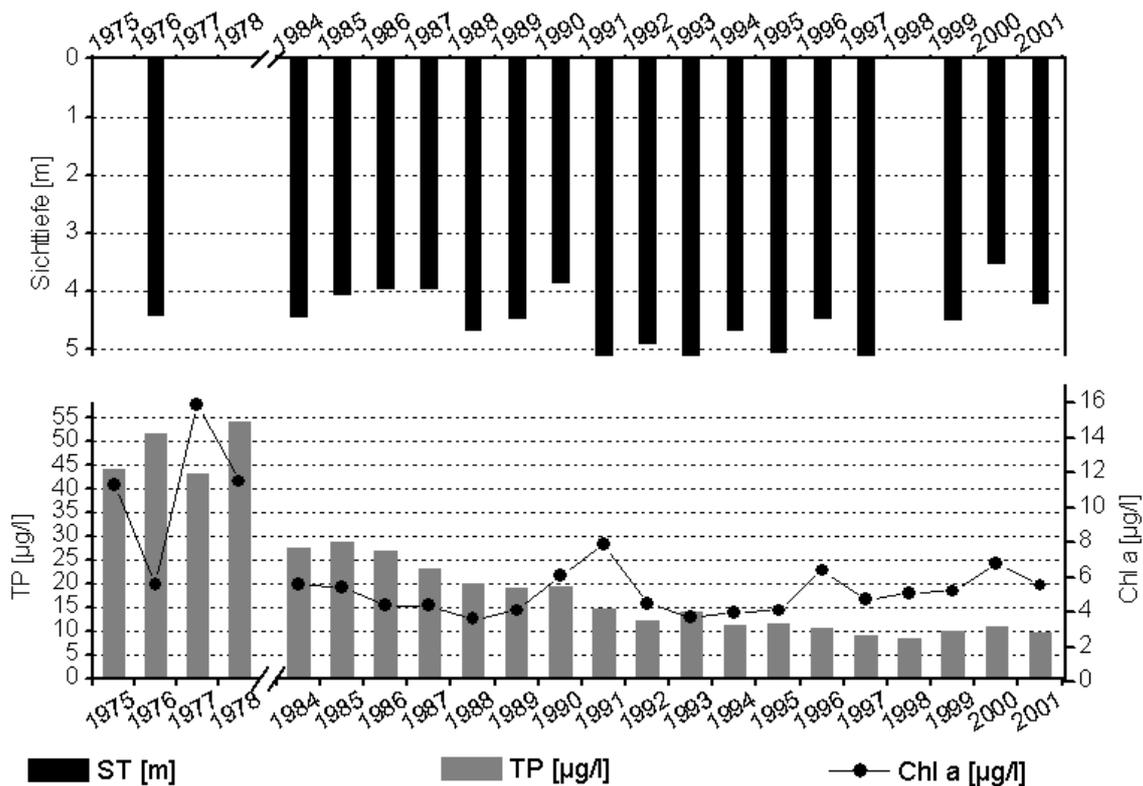


Abb. 3 Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Ammersee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

Seit 1992 blieben die mittleren TP-Konzentrationen auf unverändert niedrigem Niveau von ca. 10 µg/l. Die mittleren Chlorophyll a - Konzentrationen schwankten im Zeitraum von 1984 – 2001 in der Regel zwischen 3,6 µg/l und 7,9 µg/l, die Sichttiefen zwischen 3,9 m und 5,7 m (s. Abb. 3). Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 3) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen mesotrophen Ist-Zustand. Der trophische Referenzzustand, ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient, weist den geschichteten See nach (LAWA 1998) als natürlicherweise oligotroph (o) aus.

Die Sauerstoffverhältnisse im Hypo- und Metalimnion zeigen im Zuge der Nährstoffentlastung eine Verbesserung, so liegen die Sauerstoffkonzentrationen heute im unteren Hypolimnion zum Ende des Sommers bei ca. 4 - 5 mg/l. Im Gegensatz zum Phosphor hat der anorganische Stickstoff in den letzten Jahren leicht auf > 1 mg/l zugenommen (Wöbbecke et al. 2003).

1.2.4 Flora und Fauna

Der größte Teil des Ammerseeufers hat eine natürliche Prägung mit Röhrichtgürteln. Im Bereich der Seeufergemeinden haben zahlreiche Nutzungen Veränderungen und z.T. Beeinträchtigungen gebracht. An vielen durch Eutrophierung und intensive Freizeitnutzung besonders beeinträchtigten Zonen des Ammersee-Ufers blieb allein *Schoenoplectus lacustris* als Röhrichtpflanze erhalten. Eine große zusammenhängende, bis 500 m breite und sehr schützenswerte Röhrichtzone liegt vor dem

südlichen Verlandungsmoor (LAWA 1985). Eine Makrophytenkartierung aus dem Jahr 1988 (Melzer *et al.* 1988) wies 24 Röhrichtarten, 2 Schwimmblattarten sowie 36 submerse Makrophytenarten nach (Schaumburg 1996).

Die folgenden Aussagen zum Phytoplankton des Ammersees stützen sich auf mehrere von der Wasserwirtschaft vorgenommene Untersuchungen (Lenhart 1987, Lenhart 1993, Steinberg 1978, Steinberg 1980, Steinberg & Lenhart 1991). In den Jahren 1975 - 77 herrschten fädige Cyanobakterien vor, insbesondere *Planktothrix rubescens*. Unter den Dinophyceen erreichte *Ceratium hirundinella* im Hochsommer Dichten von über 200 Zellen/ml. Die verminderte Phosphat-Belastung des Sees hat eine Umstellung im Phytoplankton hervorgerufen, wie Untersuchungen zwischen 1980 und 1994 belegen: Fädige Cyanobakterien spielten im Phytoplankton eine nur noch untergeordnete Rolle. Vom Spätherbst an bis März herrschten Cryptophyceen-Arten vor und bildeten bis zu 70 % der Algenbiomasse. Von April bis Juni wurden die höchsten Algenbiomassen registriert, die hauptsächlich von Diatomeen, wie *Stephanodiscus minutulus*, *Cyclotella radiosa*, *C. cf. gordonensis*, *C. cf. cyclopuncta*, *C. cf. comensis*, *Fragilaria ulna/acus* sowie von Cryptophyceen, vor allem der Gattung *Rhodomonas*, gebildet wurden. Mitunter war das Phytoplankton auch durch die Dominanz einzelner Arten geprägt, die zuvor nur eine untergeordnete Rolle spielten, so wie im Frühjahr 1994 durch das Massenaufkommen von *Stephanodiscus neostraea*, dessen Anteil an der Gesamtbio­masse 98 % erreichte. Das Sommerplankton war durch vermehrtes Aufkommen von Chlorophyceen charakterisiert, sowie von Maxima der Goldalge *Dinobryon divergens* und der Kieselalge *Fragilaria crotonensis*. Je nach Durchmischung traten im Spätsommer/Herbst höhere Dichten von *Aulacoseira granulata* oder von *Ceratium hirundinella* auf (Schaumburg 1996). Auch im Jahr 1996 setzte sich das Frühjahrsmaximum des Phytoplankton überwiegend aus Diatomeen und Cryptophyceen zusammen, im Herbst war wiederum eine starke Entwicklung der Diatomeen und Dinophyceen (vor allem *Ceratium hirundinella*) zu verzeichnen. Im Sommer fand hingegen eine starke Algenentwicklung im Metalimnion statt, die hauptsächlich von *Planktothrix rubescens* (maximales Bio­volumen ca. 1 mm³/l im August 1996) getragen wurde (Beckersjürgen/Morscheid & Morscheid 1998). Im Untersuchungs­jahr 1999 dominierten hingegen ganzjährig Cyanobakterien (unverändert mit der Art *Planktothrix rubescens*) und Diatomeen. Von Januar bis Mai schwankte der prozentuale Anteil der Cyanobakterien am Gesamtbio­volumen zwischen 47 % und 62 %, derjenige der Diatomeen zwischen 28 % und 46 %. In der 2. Jahreshälfte ging der Anteil der Cyanobakterien geringfügig zurück, während die Diatomeen dann Anfang Juni und Anfang August sowie im Dezember mit Anteilen von 50 % und mehr am GBV beteiligt waren. Das maximale Gesamtbio­volumen lag sowohl im April als auch Ende Juli bei 0,9 mm³/l und wurde im Frühjahr zu etwa gleichen Teilen von Cyanobakterien und Diatomeen verursacht, im Sommer vorwiegend von Diatomeen. Diese waren zunächst durch *Stephanodiscus neostraea*, im Juni und Juli vorwiegend durch *Fragilaria crotonensis* und ab Juli auch durch *Tabellaria flocculosa* sowie ganzjährig auch durch Coscinodiscoideae vertreten. Cryptophyceen (*Cryptomonas erosa*) traten nur im Juni/Juli, Dinophyceen (*Ceratium hirundinella*) nur im August/September stärker in Erscheinung.

Das Zooplankton wird zahlenmäßig von Rotatorien dominiert. Bei Betrachtung der Biomasse herrschen im Sommer die Phyllo­poden mit *Daphnia galeata* als Hauptvertreter vor. Die Copepoden mit den dominanten Arten *Cyclops abyssorum* und *Eudiaptomus gracilis* können dagegen ganzjährig eine nahezu konstante Biomasse aufbauen, Rotatorien, Nauplien und Copepoditstadien C1+C2 spielen im

Vergleich nur eine untergeordnete Rolle. Im Anschluss an die Abundanzmaxima der Daphnien im Juni 1993 und 1994 ließen sich ausgeprägte Klarwasserstadien nachweisen (Morscheid & Kucklantz 1996). Während die Cladoceren stets nahe der Wasseroberfläche zu finden waren, befanden sich die beiden dominanten Copepoden-Arten im Frühjahr 1996 ebenfalls nahe der Oberfläche, wanderten aber zeitgleich mit der Erwärmung des oberen Wasserkörpers in tiefere Bereiche nahe der Sprungschicht ab. Die diurnalen Wanderungsamplituden aller Zooplanktongruppen waren gering (Morscheid & Beckersjürgen/Morscheid 1998).

Der Ammersee bot trotz Eutrophierung ein gutes Beispiel für einen Renken- (*Coregonus lavaretus*)-See, mit der sogenannten Ammerseerente als Hauptfischart. Mit fallender fischereiwirtschaftlicher Bedeutung folgten Cypriniden, Brachsen (*Abramis brama*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Aal (*Anguilla anguilla*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*) (LAWA 1985). Die Reoligotrophierung brachte eine Verringerung des durchschnittlichen Individuengewichts (Altersklasse 3+) der Ammerseerente von ca. 600 g im Jahr 1981 auf 200 g im Jahr 1996 mit sich. Dagegen stiegen die Gesamterträge von 2 kg/ha (1970er Jahre) auf bis zu 30 kg/ha Mitte der 1980er Jahre (Wöbbecke et al. 2003). Im Jahr 1991 sanken die Renkenenerträge schlagartig bei gleichzeitiger Verbüttung dieser Fische von fast 100 t/a auf unter 3 t/a. Als eine Erklärung wird eine räumliche Trennung der Fische von den als Nahrung bevorzugten Phyllopoden durch das Metalimnion angenommen (Morscheid & Kucklantz 1996), bzw. ungünstige Sauerstoffverhältnisse im Metalimnion. Seitdem erholen sich die Bestände jedoch wieder. Gegenwärtig liegt die Individuendichte bei ca. 750/ha (Wöbbecke et al. 2003).

1.2.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Ammersee ist für die Berufsfischerei von Bedeutung. Eine untergeordnete Rolle spielt am Ammersee die Angelfischerei. Der Ammersee und sein Umland beherbergen eine bedeutende Vogelfauna mit teilweise gefährdeten Arten. Der Ammersee ist als Naherholungsgebiet von München und Augsburg sehr beliebt und insbesondere das Westufer durch Campingplätze, Freizeitanlagen und Yachthäfen verbaut. Das ganze Uferland im Westen sowie der Nordteil des Ostufers (Herrsching bis Stegen) sind Landschaftsschutzgebiet; ein kleines Waldstück am Westufer (das Seeholz bei Rieden) ist Naturschutzgebiet.

Die Phosphat-Belastung durch die Ammer ist bis 1984 um ca. 25 % gesunken, was auf phosphatärmere Waschmittel und bessere Reinigungsleistungen einzelner Kläranlagen zurückzuführen ist. Das Auftreten von fädigen Cyanobakterien im Phytoplankton des Ammersees in den 1950er Jahren war ein Anlass zur abwassertechnischen Sanierung des Ammersees durch Schaffung von über 50 km Kanallänge und einer Kläranlage für 60.000 Einwohner und Einwohnergleichwerte bis 1982. Verschiedene Ringkanalabschnitte im Bereich mischkanalisierter Orte wurden als sogenannte Stauraumkanäle ausgeführt und darüber Seeuferpromenaden angelegt. Diese Sanierungsmaßnahme umfasste am Ammersee die unmittelbaren Seeufergemeinden. Aufgrund der hohen Phosphatfracht aus dem Ammereinzugsgebiet konnte die weitere Eutrophierung des Sees nur verlangsamt, aber nicht verhindert werden. Zur weiteren Nährstoffentlastung des Sees wurden 1984 die größeren Kläranlagen im Ammersee-Einzugsgebiet mit Entphosphatisierungsstufen ausgerüstet (LAWA 1985). Bis in die 1990er Jahre konnte die Belastung aus Abwasser um fast 90 % verringert werden, in den 1970er Jahren lag sie noch bei 1,2 g P/(m² a) (Wöbbecke et al. 2003).

1.3 Bannwaldsee

1.3.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Bannwaldsee befindet sich in einem Landschaftsschutzgebiet am Fuße der Alpen in Nähe der Füssener Königsschlösser Neuschwanstein und Hohenschwangau. Er ist als Zungenbeckensee des Lechtalgletschers entstanden. Das Ostufer des Sees bilden die bewaldeten Trauchberge, die den Kalkalpen vorgelagert sind. Im Norden ist ein breiter Verlandungsgürtel vorhanden, während das Südostufer durch anthropogene Nutzungen geprägt ist. Des weiteren ist der See von ökologisch wertvollen Verlandungsmooren umgeben. Die Buchinger Ache bildet den Hauptzufluss mit annähernd 50 % der Zuflussmenge. Der Ablauf des Sees über die Mühlberger entwässert in den Forggensee, den ersten und größten Stausee des Lechs (Schaumburg 1996).

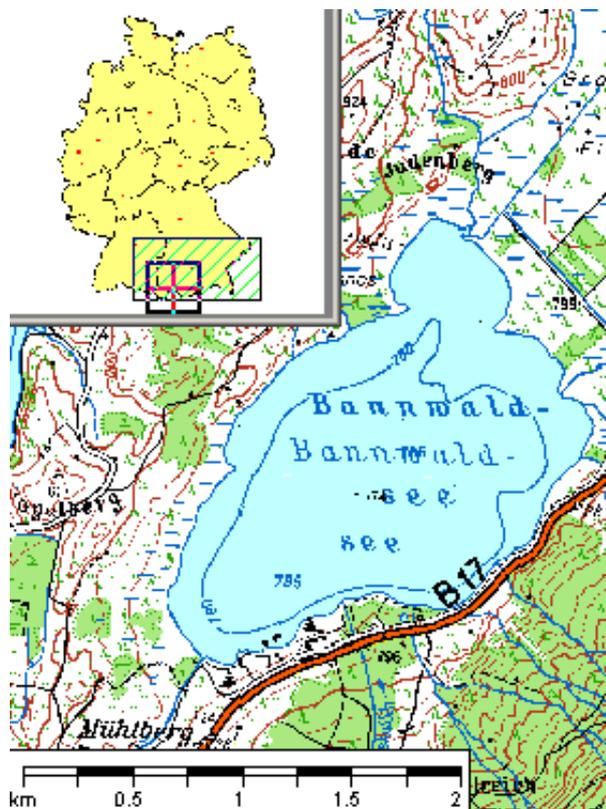


Abb. 4: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)

1.3.2 Topographie und Morphometrie

Die größte Längsausdehnung des Sees erstreckt sich von Nordosten nach Südwesten. Mit einer maximalen Tiefe von 10 m gehört der Bannwaldsee zu den flachen Seen Bayerns.

Tab. 4: Topographie und Morphometrie des Bannwaldsee (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
14,09	2,28	12,0	6,2	2340	1445	1,3	1,7	7,0	0,81

1.3.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Bannwaldsee ist dimiktisch. Aufgrund der geringen Tiefe erreicht jedoch das Epilimnion in warmen Sommern häufig nahezu den Gewässerboden. Während der Sommerstagnation trat im Jahr 1990 ab 7,5 m Tiefe Sauerstofffreiheit und Schwefelwasserstoffbildung ein, wobei das Sauerstoffdefizit während der Zirkulationsphasen vollständig abgebaut wurde.

Tab. 5: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Chl a [$\mu\text{g}/\text{l}$]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [$\mu\text{g}/\text{l}$]	TP _{Früh} [$\mu\text{g}/\text{l}$]
7,9	354,0	5,5	3,4		17,9	10,7

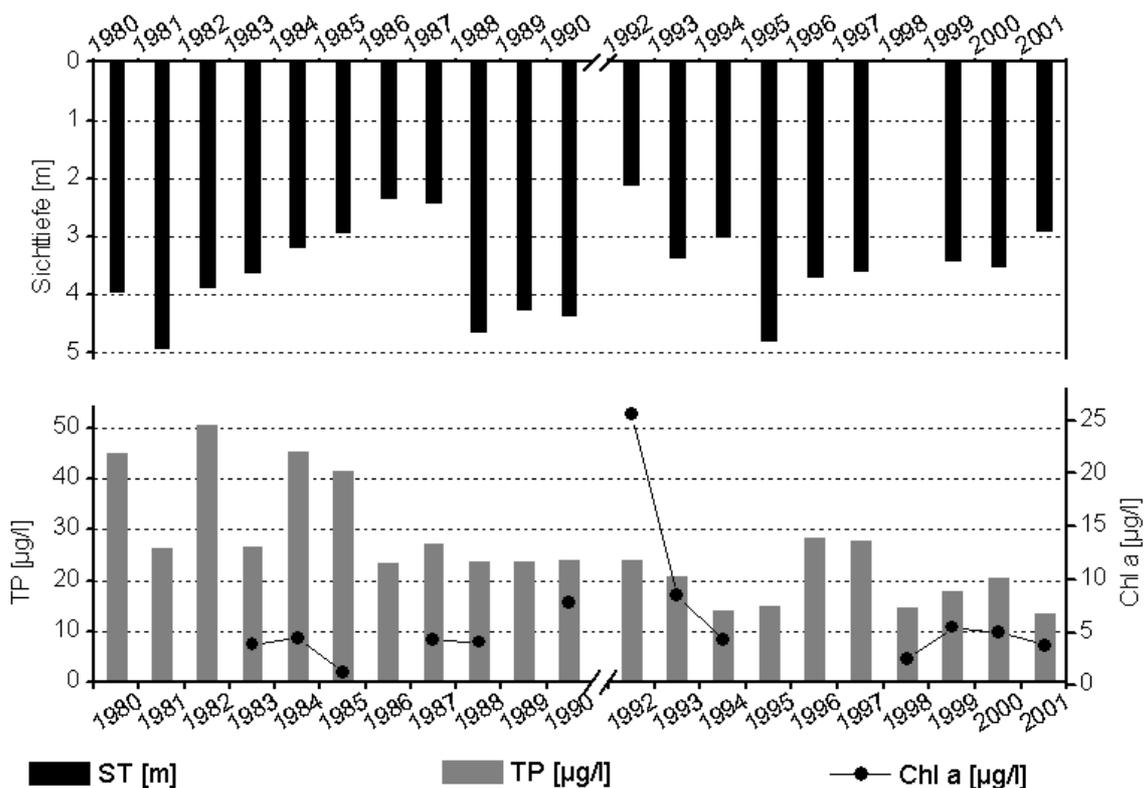


Abb. 5: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Bannwaldsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

Die Nitratkonzentrationen waren in den Jahren 1980 – 1994 als relativ niedrig (meist um 200 $\mu\text{g}/\text{l}$), die Ammoniumkonzentrationen dagegen bei ähnlichen Werten als relativ hoch zu bezeichnen. Im Sommer war das Algenwachstum zeitweilig stickstofflimitiert. Die durchschnittlichen Sichttiefen betragen in diesem Zeitraum zwischen 2 m und 5 m und zeigten damit schwach eutrophe Verhältnisse an (Schaumburg 1996). Auch bis 2001 blieben die Sichttiefenverhältnisse in diesem

Bereich. Die durchschnittlichen Chlorophyll a - Konzentrationen lagen meist unter 5 µg/l, ein Spitzenwert wurde im Jahr 1992 mit ca. 26 µg/l erreicht. Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen bewegten sich im Zeitraum von 1980 bis 2001 meist zwischen 20 µg/l und 30 µg/l. Ausnahmen mit Konzentrationen über 40 µg/l bilden die Jahre 1980, 1982, 1984 und 1985, solche mit geringeren Konzentrationen um ca. 15 µg/l stellen die Jahre 1994, 1995, 1998 und 2001 dar, so dass insgesamt von einer rückläufigen Tendenz gesprochen werden kann (Abb. 5). Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 5) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen mesotrophen Ist-Zustand. Aus der Morphometrie ist für den geschichteten See als potentiell natürlicher Trophiezustand Mesotrophie (m) abzuleiten. Hinsichtlich des morphometrischen Referenztrophiengrades ergibt sich für den See Mesotrophie (m).

1.3.4 Flora und Fauna

Röhrichtgürtel und Uferbewuchs fehlen im Bereich der Camping- und Badeplätze. Im Jahr 1981 wies *Scirpus lacustris* im Vergleich zu anderen bayerischen Seen eine ungewöhnlich starke Verbreitung auf (Melzer 1988).

Im Phytoplankton dominierten Diatomeen wie *Synedra acus*, *Fragilaria crotonensis* und *Asterionella formosa* den Frühjahrsaspekt, die wiederum von der centrischen Art *Cyclotella radios*a abgelöst wurden. Weiterhin ließ sich zu dieser Jahreszeit das gehäufte Auftreten von Cryptomonaden und *Koliella longiseta* (Chlorophyceae) beobachten. Im Sommer herrschten die Dinophyceen *Peridinium spec.* und *Ceratium hirundinella* vor, letztere Art wurde im Spätherbst von *Closterium acutum var. variabile* (Conjugatophyceae) ersetzt. Außerdem waren im Herbst die Gattungen *Pediastrum* (Chlorophyceae), *Cosmarium* und *Staurastrum* (Conjugatophyceae) sowie *Anabaena* und *Microcystis* (Cyanobakterien) vertreten (Schaumburg 1996). Im Untersuchungsjahr 1998 dominierten den Winteraspekt Cryptophyceen mit den Arten *Rhodomonas minuta* und *Cryptomonas ovata* zu Jahresbeginn sowie *C. ovata* und *C. rostratiformis* zum Jahresende. Im April führten Diatomeen durch Vertreter der Coscinodiscoideae zu einer Biovolumenzunahme auf 0,9 mm³/l, dem Jahresmaximum entsprechend. Das Gesamtbiovolumen ging während des Sommers auf ca. 0,4 mm³/l zurück und lag im November bei 0,6 mm³/l. Besonders divers zeigte sich das Phytoplankton im Juni. Neben *C. ovata* waren Chrysophyceen mit *Dinobryon divergens*, Haptophyceen mit *Chrysochromulina parva*, die Diatomeenart *Cyclotella deliculata* sowie der Dinoflagellat *Ceratium hirundinella* mit ähnlichen Biovolumenanteilen vertreten. Im August waren die Dinoflagellaten dicht gefolgt von Cryptophyceen die stärksten Biovolumenbildner.

Im Zooplankton dominieren Rotatorien, ein Hinweis auf höhere trophische Bedingungen im See. Weiterhin wurden die Cladocerengattungen *Daphnia*, *Diaphanosoma* und *Bosmina* nachgewiesen (Schaumburg 1996).

Über die Fischfauna liegen keine Angaben vor.

1.3.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Am Südostufer des Sees befinden sich stark genutzte Camping- und Badeplätze. Neben der Erholungsnutzung findet eine fischereiliche Bewirtschaftung durch Berufs- und Angelfischerei statt.

Im Zuge einer abwassertechnischen Sanierung des Sees wurde das Abwasser von Buching, dem Hauptort des Einzugsgebietes, nach Trauchgau übergeleitet und damit

dem See ferngehalten. Die verbliebene Belastung wird somit überwiegend auf interne Eutrophierungsprozesse zurückgeführt, die durch die sauerstoffarme Tiefenschicht im Sommer ausgelöst werden (Schaumburg 1996).

1.4 Chiemsee

1.4.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Chiemsee als Bayerns flächengrößter See befindet sich zwischen den Ortschaften Prien und Traunstein, wobei Traunstein nicht an den See grenzt. Der See bildet das Zentrum eines Jungendmoränengebietes, das ihn wie ein Amphitheater umschließt. Es handelt sich der Entstehung nach um einen Beckentoteissee, der im Zuge von Glazialerosion in der letzten Eiszeit entstanden ist. Nach dem Abschmelzen des Chiemseegletschers füllte sich das Stammbecken mit einem Eissee einer Ausdehnung von ca. 200 km², die sich heute noch in Form von Restseen und Nasszonen erahnen lässt. Um den Chiemsee blieben nur wenige Gebiete, wie die Verlandungsmoore, unbesiedelt. Die Größe des Einzugsgebietes beträgt 1398,56 km². Der bayerische Teil des Chiemsee-Einzugsgebietes weist eine Fläche von ca. 605 km² auf, die einem Anteil von etwa 44 % am gesamten Einzugsgebiet entspricht (LAWA 1985). Die Tiroler Ache stellt mit 67,9 % der Jahreswasserfracht den Hauptzufluss dar, mit 952,42 km² hat sie zugleich den größten Anteil am Gesamteinzugsgebiet und trägt aus den Kitzbühler Alpen eine hohe Fracht an tonigen Feststoffen ein. Das Priengebiet mit einer Größe von 94,89 km² ist gegenüber weiteren, unbedeutenderen Zubringern noch erwähnenswert. Der Seeabfluss erfolgt über die Alz bei Seebruck (52,1 m³/s, Jahresreihe 1931/88) (Schaumburg 1996).

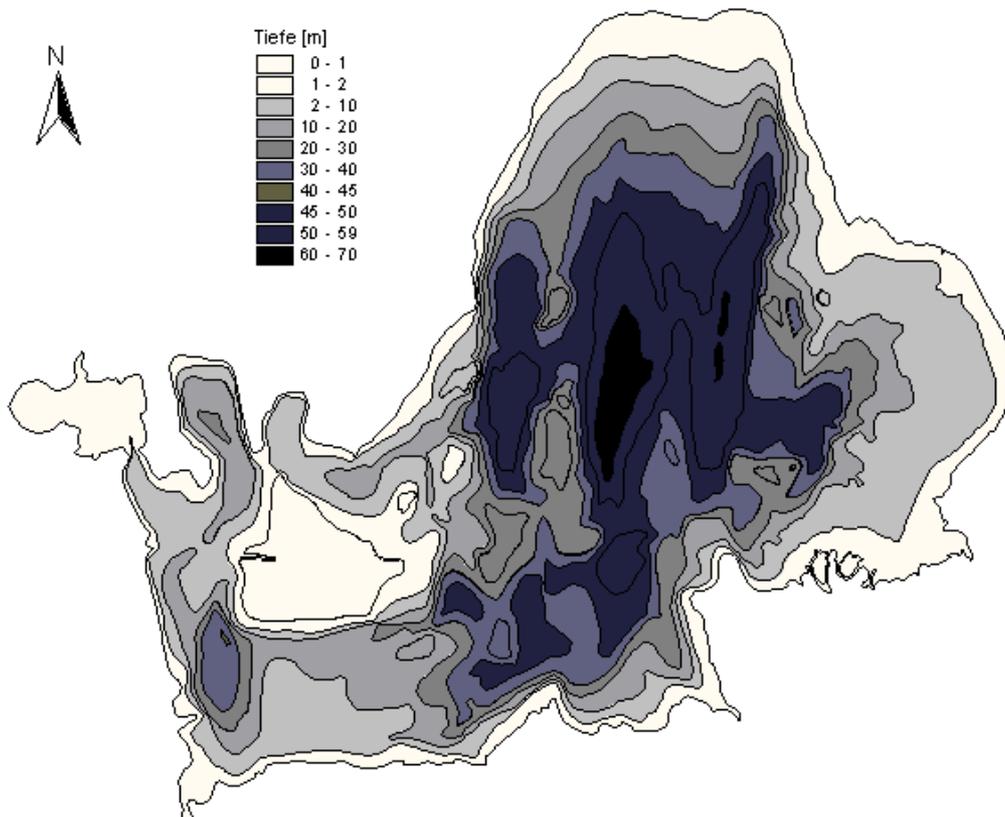


Abb. 6: Tiefenlinien des Chiemsees (Hofmann 2001)

1.4.2 Topographie und Morphometrie

Kennzeichnend für den See sind die drei Inseln Fraueninsel, Herreninsel und Krautinsel, sowie die heterogene Ufergestalt mit vielen Buchten. Unterseeisch zeichnet sich der See durch zahlreiche Becken und Gräben aus.

Tab. 6: Topographie und Morphometrie des Chiemsee (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
2047,84	79,90	73,4	25,63	13725	9200	2,02	6,38	11,5	1,26

1.4.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Aufgrund der geringen Windabschattung und der relativ geringen mittleren Tiefe wird der dimiktische Chiemsee gut durchmischt und im Tiefenwasser mit Sauerstoff versorgt. Ferner kommt es aus diesen Gründen erst recht spät im Jahr zu einer stabilen thermischen Schichtung des Wasserkörpers von meist Mai - Oktober. Die Folge ist, dass das Tiefenwasser während des Sommers zwar an Sauerstoff verarmt, ein Sauerstoffsättigungswert von 50 % jedoch selten unterschritten wird. Das Epilimnion dehnt sich in der Regel bis in eine Tiefe von 5 - 6 m aus, das Metalimnion kann bis in eine Tiefe von 15 - 20 m reichen. Das Verhältnis Hypo-/Epilimnion ist mit 3,7 sehr günstig. Eine stabile Eisbedeckung kommt im Hauptteil des Sees kaum vor. In der Vergangenheit ließen sich wiederholt metalimnische Sauerstoffdefizite bis zu minimalen Konzentrationen von 6 - 7 mg O₂/l (z.B. von August bis Oktober 1993 in 15 m Tiefe) beobachten. Im Jahr 1994 vergrößerte sich der Bereich des metalimnischen Sauerstoffdefizits und umfasste im November kurzzeitig das gesamte Hypolimnion.

Auch heute werden noch metalimnische Sauerstoffdefizite bis 50 %, wie sie für mesotrophe Seen durch den Abbau eingeschichteter Algen typisch sind, beobachtet. Der ursprünglich oligotrophe Chiemsee zeigte in den 1960er und 1970er Jahren starke Eutrophierungserscheinungen. So erreichten die Phosphorkonzentrationen in den 1970er Jahren nahezu 30 µg/l bei einer jährlichen Phosphorfracht von 1,65 g P/m² und die Chlorophyllkonzentrationen im Vegetationsmittel knapp 10 µg/l (Wöbbecke et al. 2003). Seit dem Jahr 1993 konnte meist eine mittlere jährliche Gesamtphosphorkonzentration unter oder um 10 µg/l registriert werden (Ausnahme 1999, s. Abb. 7), im Zeitraum von 1981 -1992 schwankten die Konzentrationen noch zwischen 16 µg/l und 25 µg/l. Die Nitratkonzentrationen lagen zwischen 1977 und 1994 unverändert bei 0,6 – 0,7 mg/l. Die niedrigen Ammoniumkonzentrationen bewegten sich im Zeitraum 1977 - 1995 zwischen 0,01 mg/l und 0,03 mg/l. Die Phytoplanktonentwicklung ist im Chiemsee wesentlich durch das gelöste Silizium gesteuert, so werden im Frühjahr nach Kieselalgenblüten oft limitierende Konzentrationen nachgewiesen (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1997).

Die mittleren Chlorophyllkonzentrationen lagen im Zeitraum 1983 - 1996 zwischen 5 µg/l und 9 µg/l, in den Jahren 1997, 1998 und 2001 sogar nur bei ca. 3 µg/l und deuten insgesamt eine rückläufige Tendenz an. Die durchschnittlichen Sichttiefen schwanken seit 1981 zwischen 3,0 m und 4,5 m (mit Ausnahme von 2,1 m im Jahr 1992), wie Abb. 7 zeigt. Interessanterweise bewirken große, stark schwebstoffführende Hochwässer der Tiroler Ache gelegentlich rasche Phytoplanktonzusammenbrüche, so dass es zu abiotisch induzierten Klarwasserstadien kommt

(LAWA 1985). In der bayerischen Gewässergütekarte von 1992 ist der Chiemsee noch als eutroph eingestuft (Schaumburg 1996). Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 7) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen mesotrophen Ist-Zustand. Aus der Morphometrie ist für den geschichteten See als potentiell natürlicher Trophiezustand Oligotrophie (o) abzuleiten.

Tab. 7: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche – Messstelle Weitsee (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1999). (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Chl a [$\mu\text{g}/\text{l}$]	ST [m]	TN [$\mu\text{g}/\text{l}$]	TP [$\mu\text{g}/\text{l}$]	TP _{Früh} [$\mu\text{g}/\text{l}$]
8,3	309,0	3,4	3,2		15,1	35,0

Dem geochemischen Charakter des größten Teils seines Einzugsgebietes gemäß ist das Wasser des Chiemsees reich an Hydrogencarbonat. Die pH-Werte unterschreiten im Sediment-Wasser-Kontaktbereich selten 8,0. In der Produktionszone werden gelegentlich Werte von 8,7 erreicht (LAWA 1985).

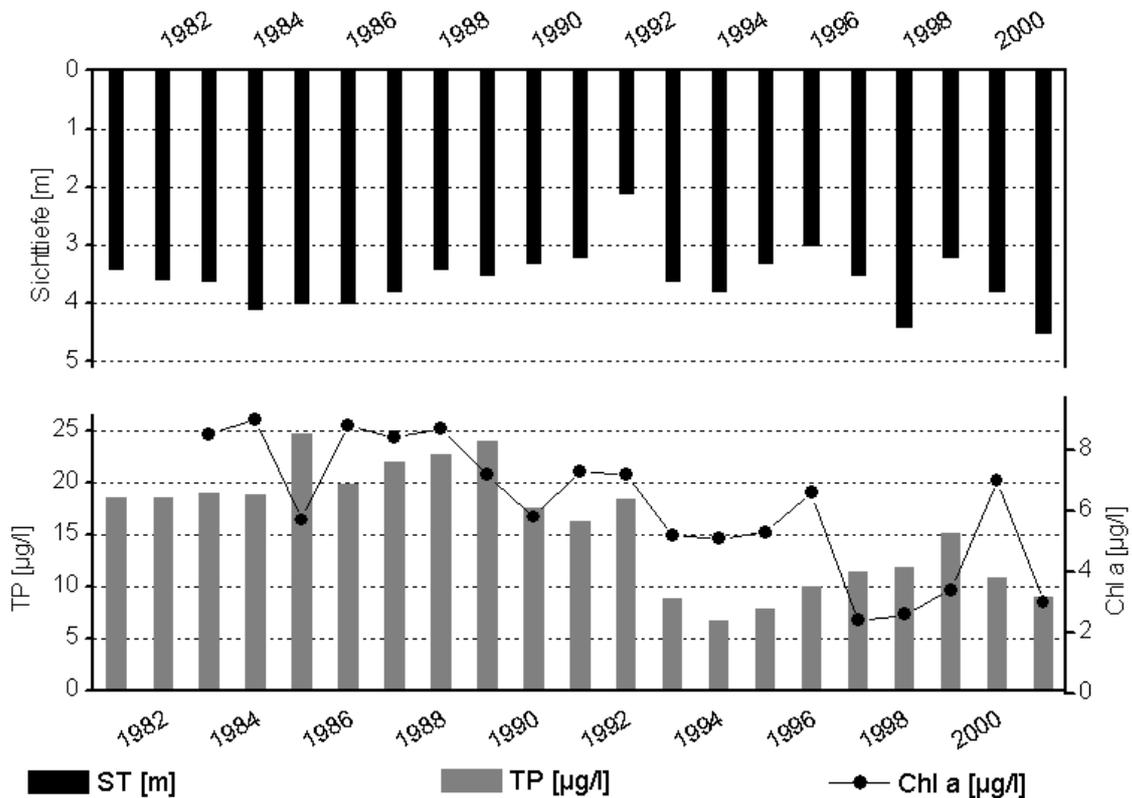


Abb. 7: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Chiemsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.4.4 Flora und Fauna

Das Chiemseeufer wird an unverbauten Uferabschnitten und um die Herreninsel herum durch seine ausgedehnten Röhrichtzonen geprägt. Neben dem dominierenden Schilfrohr (*Phragmites communis*) wies im Jahr 1986 *Phalaris arundinacea* die zweitgrößte Häufigkeit auf, gefolgt von *Scirpus lacustris* und *Carex elata*, die meist in den gleichen Abschnitten wie *Phragmites* vorkamen. Große Vorkommen am Südufer von *Phalaris arundinacea* weisen auf eine enge Bindung an nährstoffreiche Standortverhältnisse hin. Nur an wenigen Standorten fanden sich *Cladium mariscus*, *Sparganium emersum*, *Sp. erectum*, *Iris pseudacoris* und *Typha latifolia*. Als einziger Vertreter der Schwimmblattarten kam *Nuphar lutea* in Stillwasserbereichen vor mit einem Verbreitungsschwerpunkt am Südufer des Sees. Dort hatte sich auch eine artenreiche submerse Makrophytenvegetation erhalten, in der u.a. verschiedene Characeen vorherrschten. Ausgedehnte Bestände, vorwiegend in Flachwasserbereichen, mit zum Teil massenhaftem Vorkommen ließen sich für die Arten *Chara aspera*, *Ch. contraria* und *Ch. delicatula* nachweisen. Die Verbreitungsschwerpunkte dieser Arten wie auch der etwas selteneren *Chara fragilis* und *Ch. tomentosa* konzentrierten sich im südwestlichen Seeteil und nördlich bis Seebruck. An anderen Stellen, etwa im Aiterbacher Winkel oder am Ostufer bei Chieming, traten Characeen stark oder sogar völlig zurück, mit Ausnahme von *Chara aspera* var. *subinermis*, die rings um den See abschnittsweise massenhaftes Vorkommen zeigte. Bedeutende Bestände von *Nitellopsis obtusa* fanden sich südwestlich der Krautinsel bis unter 6 m Wassertiefe und am Ostufer des Aiterbacher Winkels. Diese Characeenart scheint ebenso wie *Ch. fragilis* und *Ch. contraria* nährstofftoleranter zu sein und trat zusammen mit den Laichkrautarten *Potamogeton berchtoldii*, *P. pusillus*, *P. filiformis* und *P. perfoliatus* auf. In nährstoffreichen Zuflussbereichen war eine Kombination der euträphenten Arten *Zanichellia palustris*, *Potamogeton mucronatus*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *P. pectinatus* und *Ranunculus circinatus* charakteristisch, wobei die drei letztgenannten Arten auch ausserhalb solcher abgegrenzten Zonen gediehen. So bildete *P. pectinatus* als eine der häufigsten Makrophytenarten im Chiemsee einen nahezu geschlossenen Gürtel um den See (Melzer et al. 1986). Mit insgesamt 69 nachgewiesenen Makrophytenarten gehört der Chiemsee zu den artenreichsten Seen Europas (Schaumburg 1996). Nach Abschluss der Abwassersanierung 1989 wurde eine Makrophytenkartierung nach Melzer wiederholt. Die Anzahl der Taxa (incl. Röhricht- und Schwimmblattpflanzen) hatte sich mit 76 Arten deutlich erhöht, zwei Characeen-Arten traten neu hinzu. Die Trophiezeigerwerte hatten sich an fast allen Uferbereichen mit Ausnahme des Mündungsbereiches der Tiroler Achen deutlich verbessert (Wöbbecke et al. 2003).

Im Zeitraum zwischen 1980 und 1994 dominierten während der Wintermonate bis zum Frühjahr Diatomeen und Cryptophyceen das Phytoplankton. Die Diatomeen bildeten jeweils massive Frühjahrsblüten aus, die überwiegend aus *Aulacoseira subarctica* und in geringerem Maße aus *Tabellaria flocculosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa* und *Synedra acus* bestanden. *Aulacoseira subarctica* lieferte dabei bis zu 87 % der Gesamtbiomasse (Februar 1994). Im Frühsommer erreichten die Cryptophyceen ihre maximale Entfaltung, so betrug der Cryptomonadenanteil an der Gesamtbiomasse im Juni 1993 73 %. Daran beteiligt war in erster Linie *Rhodomonas minuta* v. *nanoplanctica*, gefolgt von *Cryptomonas erosa/ovata* und *Cryptomonas marssonii*. Auch im Herbst erreichten die Cryptophyceen hohe Biomasseanteile, zu dieser Zeit dominierte jedoch *C. erosa/ovata* innerhalb der Cryptomonaden. Die Chrysophyceen mit den Arten *Dinobryon sociale* und

D. divergens waren vor allem im Frühsommer sehr stark vertreten, wobei ihr maximales Vorkommen auf die oberste Wasserschicht beschränkt blieb. Ein weiterer Entwicklungsschwerpunkt dieser Algenklasse ließ sich von Juli - September 1993/1994 beobachten. Im Sommer ergaben sich jeweils günstige Entwicklungsbedingungen für die Chlorophyceen mit der im Jahr 1994 dominanten Art *Scenedesmus linearis*, daneben sind *Eudorina elegans*, *Pandorina morum*, *Phacotus lendneri*, *Eutetramorus fottii* als häufige Vertreter zu nennen. In den Spätsommermonaten bis in die Wintermonate hinein konnten Cyanobakterien in größerer Menge nachgewiesen werden (51 % der Gesamtbiomasse im September 1993). Die Hauptanteile entfielen 1993/1994 auf die Arten *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis sp.*, *Microcystis firma* und *Anabaena flos-aquae*. Den Herbstaspekt bestimmten erneut Diatomeen und Cryptophyceen. Die Dinophyceen mit *Gymnodinium helveticum* und *Ceratium hirundinella* erreichten maximal 20 % der Algenbiomasse (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1997).

Innerhalb des Zooplanktons stellen die Rotatorien die zahlenmäßig stärkste Gruppe dar, ihr Biomasseanteil ist ihrer geringen Körpergröße entsprechend eher gering (max. 8 µg/l). Die höchsten Individuenzahlen (ca. 400 Ind/l) wurden im Jahr 1994 von *Polyarthra vulgaris* und *P. dolichoptera* gestellt, gefolgt von *Synchaeta sp.*, *Conochilus unicornis* und *Keratella cochlearis* mit jeweils ca. 150 Ind/l. Die Maximalentfaltung der Rotatorien entfiel auf die Monate Juli und September 1993/1994, in den Monaten Juni und August 1994 kam es hingegen zu drastischen Biomasse-Einbrüchen. Unter den Cladoceren war *Daphnia galeata* die dominante Art (max. 15 Ind/l), welche im Jahr 1994 zwei Abundanzmaxima (Juni und November/Dezember) ausbildete. Wesentlich geringere Abundanzen erreichten die Arten *Daphnia hyalina*, *D. galeata/cucullata*, *Bosmina sp.*, sowie die Gattungen *Bythotrephes* und *Leptodora*. Die maximale Cladocerenbiomassekonzentration betrug im Juni 1993 72 µg TG/l. Auffällig war ein starker Rückgang in der Cladocerenbiomasse in der Winterperiode, in der die Gesamtbiomasse praktisch nur noch von Copepoden gebildet wurde. *Eudiaptomus gracilis* war der in Hinblick auf die Biomasse und die Anzahl wichtigste Vertreter der calanoiden Copepoden, *Cyclops abyssorum praealpinus* derjenige der cyclopoiden Copepoden. Die Biomasse der cyclopoiden und calanoiden Copepoden war insgesamt vergleichbar. Während die Biomasse der cyclopoiden Copepoden im Jahresverlauf relativ gleichmäßig bei 10 - 12 µg TG/l lag und nur im Oktober 1994 einen Maximalwert von 47 µg TG/l erreichte, bildeten die calanoiden Copepoden zwischen Mai und Oktober 1994 drei Biomassepeaks aus (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1997).

Die Benthosfauna wurde 1958 -1960 einer eingehenden Untersuchung unterzogen. Es zeigte sich, dass die mesotrophieanzeigende Zuckmückengattung *Sergentia* auf unbelastete Bereiche im zentralen Weitsee und seitab der Achemündung zurückgedrängt worden war, zugunsten von *Chironomus*-Arten, die sich mit schlechteren Sauerstoff-Verhältnissen im Sediment-Wasser-Bereich begnügen als *Sergentia*. Auch das Vorkommen von *Chaoborus* sprach bereits damals für einen Eutrophierungsschub im Chiemsee. Die Tubifiziden hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt vor der Achemündung, was deutlich auf Abwasserbelastung hinwies (LAWA 1985).

Zu den im Chiemsee vorkommenden Fischarten zählen Seeforelle (*Salmo trutta lacustris*), Hecht (*Esox lucius*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Schleie (*Tinca tinca*), Brachsen (*Abramis brama*), Schied, Frauenfisch, Aitel, Barsch (*Perca fluviatilis*), Wels (*Silurus glanis*), Rutte, Nase (*Chondrostoma nasus*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Mairénke (*Chalcalburnus chalcoides mento*), durch Besatzmaßnahmen auch Aal (*Anguilla anguilla*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*) (LAWA 1985).

1.4.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der wichtigste Nutzfisch der Chiemsee-Fischerei, die von Berufsfischern dominiert wird, ist die Renke. 1981 betrug der Fischertrag 194.600 kg für den gesamten See. Den wesentlichen Anteil an den Fängen hatten mit 80 % Renken, mit 12 % Brachsen und mit 4 % Aale. Zu Fremdenverkehrszentren haben sich Prien, Seebruck und Chieming sowie die Herreninsel und die Fraueninsel entwickelt. Begleiterscheinungen sind eine große Anzahl an Wassersportlern und Campingplätzen rund um den See. Der Chiemsee steht mit seinen Inseln und Ufern unter Landschaftsschutz, die Mündung der Tiroler Ache und die südöstliche Bucht (Hirschauer Bucht) sind ein Naturschutzgebiet mit einer Vogelfreistätte (LAWA 1985).

Alle Kläranlagen, die in den See einleiten, arbeiten mit chemischer Fällung. Im bayerischen Hinterland des Chiemsees wurde der Ausbau der Abwasseranlagen soweit vorangetrieben, dass dieser Teil des Einzugsgebiets im wesentlichen saniert ist. Auch hier wird die chemische Fällung zur Phosphatelimination betrieben. Dennoch zeigte die limnologische Entwicklung, dass vor allem wegen der hohen Phosphateinträge über die Tiroler Ache aus Österreich diese Maßnahmen nicht ausreichten. So wurde Anfang der 1970er Jahre eine Phosphorfracht von 197 t P/a ermittelt, von denen 150 t (= 76 %) allein auf den Hauptzufluss, die Tiroler Ache, entfielen. In einem einvernehmlich festgelegten Phosphorentlastungsplan wurde von der Tiroler Seite zugesagt, den Phosphateintrag durch abwassertechnische Maßnahmen bis 1989 auf ein Minimum zu reduzieren (LAWA 1985). Im Jahr 1989 wurde eine Ringkanalisation für das bayerische Seeinzugsgebiet mit Kläranlage und sonstigen Einrichtungen in Betrieb genommen. Dadurch konnten die Phosphorkonzentrationen dank der geringen Austauschzeit des Sees relativ schnell deutlich gesenkt werden (Schaumburg 1996).

1.5 Eibsee

1.5.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Eibsee befindet sich in der Gemeinde Grainau nahe Garmisch-Partenkirchen im Werdenfelser Land, nur 600 m von der Grenze zu Tirol entfernt auf einer Höhenlage von 973 mNN. An das Südufer grenzt der nördliche Kamm des Wettersteingebirges mit der Zugspitze. Gegen Norden und Osten erhebt sich eine Felsenlandschaft aus dem Schutt, den Bergstürze vom Zugspitzmassiv hinterlassen haben. Von Westen her fällt die wenig zugängliche Hochfläche „Auf den Törlen“ (1600 m) über die „Blaue Wand“ und die „Schwarze Wand“ zum Eibsee ab. Es handelt sich um einen alpinen Bergsturzsee, dem als oberirdisch geschlossener Blindsee ein sichtbarer Seeausfluss fehlt. Die bewegte Bodenplastik des Sees dürfte das wichtigste Indiz für seine Gestaltung durch einen Bergsturz sein, wofür außerdem die buchtenreiche Kontur des Nordufers und die vielen Inseln und Untiefen zeugen sowie die abgetrennten Satellitenseen: Im Süden der Frillensee, auf der Nordseite Braxensee, Steinringpriel oder Steinsee und Froschsee.

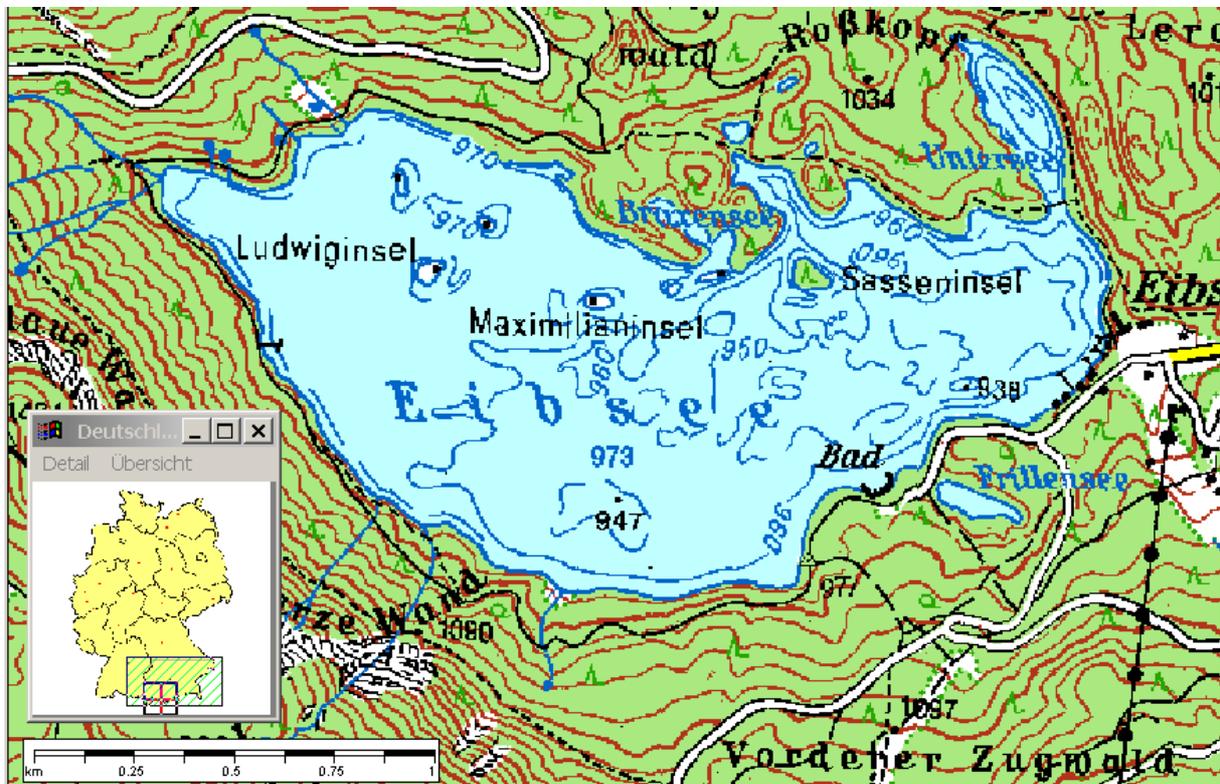


Abb. 8: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)

Außerdem stellt der nordöstlich gelegene Untersee ein ebenfalls limnologisch eigenständiges Becken dar, das nur über eine 60 cm unter dem Mittelwasserspiegel anstehende Schwelle mit dem Hauptsee verbunden ist. Das Versickerungswasser fließt in relativ gleichmäßigen Mengen ab. Die meteorologisch bedingten, sehr unterschiedlichen Zuflüsse (Sturzbäche) rufen daher bemerkenswert hohe Wasserstandsschwankungen hervor. Das oberirdische Einzugsgebiet misst lediglich 13,39 km²; die wirkliche Gesamteinzugsfläche, die im klüftigen, z.T. verkarsteten Kalkgestein auch die nicht sichtbaren unterirdischen Zuläufe erfasst, kann auf 15,39 km², theoretisch sogar bis zu 16,77 km² ausgedehnt sein. Dem entsprechen

die Umgebungsfaktoren von 7,5, 8,7 oder 9,4. Eine genaue Bestimmung ist schwierig und noch nicht versucht worden. Der größte oberirdische Zulauf ist der aus dem Gernmösl unterhalb des Hohen Seeberges nach Osten im Seetal ablaufende Kotbach, liefert jedoch als MQ auch nur einige Liter pro Sekunde, so dass trotz des Fehlens sichtbarer Quellen angenommen wird, dass ein Großteil des Oberflächenwassers durch klüftiges Gebirge zuströmt. Das gesamte Einzugsgebiet ist bis in 1800 mNN dicht mit Nadelmischwäldern bestanden.

1.5.2 Topographie und Morphometrie

Die größte Längsausdehnung des Eibsees verläuft von Osten nach Westen. Das Nordufer des Sees ist buchtenreicher als das Südufer, auch die tiefen Bereiche befinden sich im nördlichen Teil des Sees. Der Eibsee ist einer der am südlichsten gelegenen bayerischen Seen. Sieben Inseln ragen bei jedem Wasserstand heraus: Almbichl, Ludwigsinsel, Scheibeninsel, Maximiliansinsel (Schöne Insel), Schönbichl, Braxeninsel, Sasseninsel und Steinbichl, deren Gesamtfläche bei Mittelwasser ca. 1 ha ausmacht.

Tab. 8: Topographie und Morphometrie des Eibsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
26,61	1,77	36,0	15,0	2425	1090	1,7	5,3	6,8	

1.5.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Eibsee ist scharf geschichtet und wird regelmäßig zweimal im Jahr voll durchmischt. Im Winter ist inverse Schichtung üblich. Gütekontrollen des Wasserwirtschaftsamtes Weilheim in den Jahren 1980 - 1982 haben in der bioproduktiven Schicht (bis in 10 m Tiefe) eine mittlere Gesamt-Phosphor-Konzentration von rund 8 µg/l erbracht. Dieser Umstand sowie die bis ins Hypolimnion reichende Sauerstoffdurchmischung führten trotz der noch relativ hohen Chlorophyllkonzentrationen zu einer dem ursprünglich oligotrophen Typus angenäherten Trophieeinschätzung. Erneute Beprobungen im Jahr 1996 bestätigen die geringe Produktivität sowie Nährstoffarmut des Eibsees. So lag der Vegetationsmittelwert des Gesamtphosphors bei 5 µg/l, Chlorophyll a wurde in einer durchschnittlichen Konzentration von 2 µg/l bestimmt und der Sichttiefenwert betrug im Vegetationsmittel 6,4 m. Mit einem innerhalb des Untersuchungszeitraumes 1996 gemessenen pH-Wert von im Durchschnitt 7,9 befindet sich das Gewässer im schwach alkalischen Bereich, der für die heimische Süßwasserfauna (insbesondere Fische) als ideal gilt. Die Leitfähigkeiten erreichten niedrige 216 µS/cm und charakterisieren den Eibsee als äußerst elektrolytarm.

Tab. 9: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
7,9	216,0	2,0	6,4		5,0	5,0

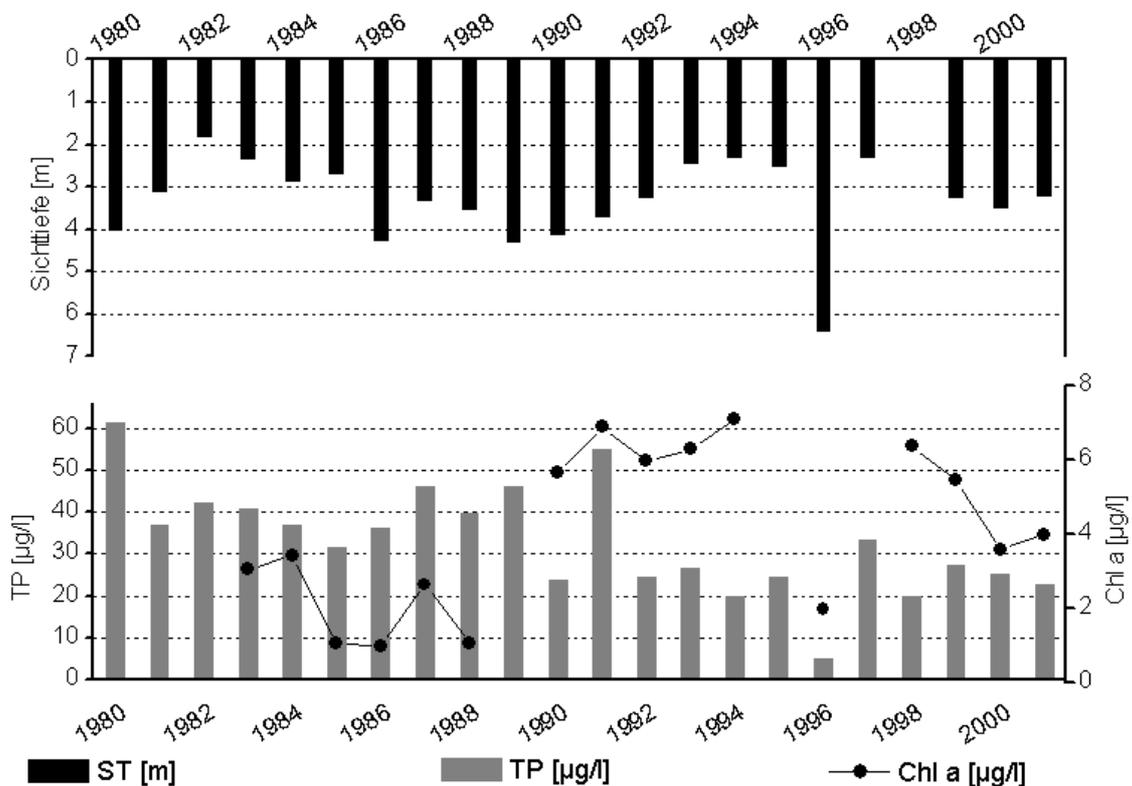


Abb. 9: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Eibsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.5.4 Flora und Fauna

Das Felsmaterial, in das der See gebettet ist und die fehlende Zubringung mineralischer Feststoffe verleihen dem Eibsee eine gewisse Sterilität der floristischen und faunistischen Ausstattung. Die Litoralflächen zeigen nur spärlichen Bewuchs. An Makrophyten findet sich lediglich *Myriophyllum spicatum*. Häufig sind hingegen Moose (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1982).

1.5.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Am Ostufer existiert ein Hotel, das bereits vor ca. einem Jahrhundert für den aufkommenden Tourismus und Alpinismus errichtet wurde. Von Grainau führt die Straße herauf und über die nahegelegenen Bahn- und Seilbahn-Stationen ist die Zugspitze bequem zu erreichen. So wurde aus dem abgelegenen Gebirgssee ein das ganze Jahr hindurch vielbesuchter See, den man mühelos umwandern kann. In weitem Umkreis umgibt ihn das „Landschaftsschutzgebiet Wettersteingebirge“ (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1982).

1.6 Großer Alpsee

1.6.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Große Alpsee befindet sich bei Immenstadt im Allgäu. Es handelt sich um die Entstehung nach um einen Zungenbeckensee des Illergletschers in tektonisch vorgegebener Umwallung. Der See liegt im Tal der Konstanzer Ache. Das Tal wird durch Molasseberge begrenzt, die bis zu knapp 1500 m hoch sind, im Norden durch die Illervorberge und im Süden durch die schwäbischen Voralpen (Vorderer Bregenzer Wald). Die landwirtschaftliche Nutzung im Umland besteht hauptsächlich aus Almweide- bzw. Milchwirtschaft. Hauptzufluss des Sees ist die Konstanzer Ach, die mit 35,35 km² den größten Teil des 49,45 km² großen Einzugsgebiets entwässert. Für den Zufluss wurde ein MQ von 2,1 m³/s sowie ein HQ von 50 m³/s ermittelt. Der Seeauslauf ist durch eine Stauanlage reguliert (Schaumburg 1996).

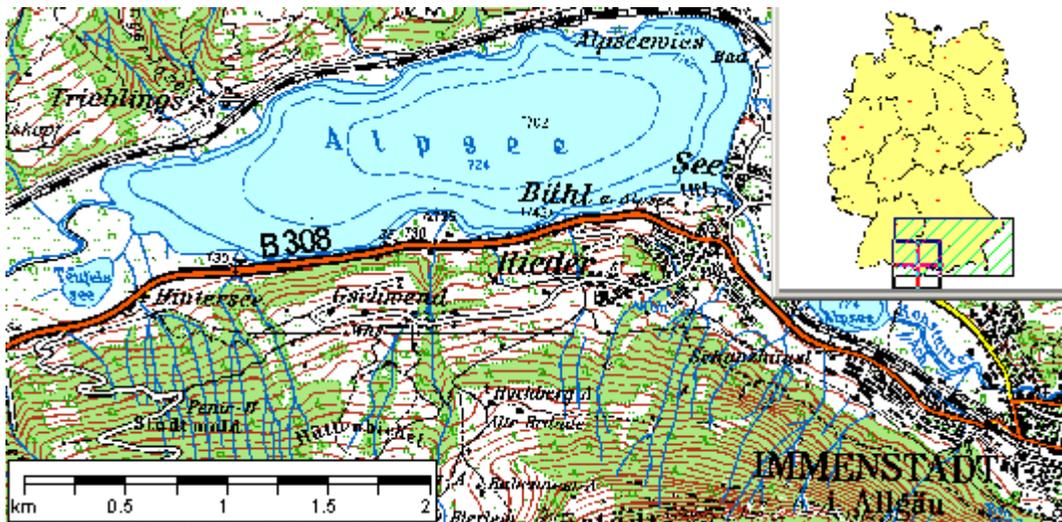


Abb. 10: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)

1.6.2 Topographie und Morphometrie

Der Große Alpsee erstreckt sich in seiner größten Längsausdehnung von Osten nach Westen. Mit einem Längen/Breitenverhältnis von 3,4 gehört der See zu den langgestreckten, schmalen Seen.

Tab. 10: Topographie und Morphometrie des Großen Alpsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
32,68	2,47	22,7	13,2	3280	960	1,5	3,2	7,2	0,49

1.6.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Große Alpsee ist ein dimiktisches Gewässer, dessen Epilimnion während der Sommerstagnation eine Mächtigkeit von ca. 7,5 m erreicht. Das Hypolimnion ist zu dieser Zeit unterhalb von 10 m nahezu anaerob, eine Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse tritt erst mit Beginn der vollständigen Durchmischung ein. Die mittleren Nitratkonzentrationen schwankten 1980 – 1994 zwischen 0,4 mg/l und 0,6 mg/l, die Ammoniumkonzentrationen zwischen 0,05 mg/l und 0,15 mg/l, somit

waren die Konzentrationen der anorganischen Stickstoffparameter insgesamt niedrig. Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen lagen im Zeitraum 1981–1989 zwischen 32 µg/l und 46 µg/l und zeigten danach eine rückläufige Tendenz mit Konzentrationen zwischen 20 µg/l und 35 µg/l, wobei gegen Ende des Sommers Konzentrationen von bis zu 200 µg/l gemessen werden konnten, die überwiegend auf Rücklösungsprozesse aus dem Sediment zurückzuführen waren (Schaumburg 1996). Eine Ausnahme bildet ein Gesamtphosphorpeak von ca. 55 µg/l im Jahr 1991 (s. Abb. 11). Zwischen 1990 und 1999 lagen die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen im Vergleich zu den Vorjahren leicht erhöht bei 5–7 µg/l. In den Jahren 2000/2001 wurde dieser Parameter wieder in Größenordnungen von ≤ 4,0 µg/l gemessen. Die mittleren Sichttiefen zeigen im gesamten Untersuchungszeitraum (s. Abb. 11) unregelmäßige Schwankungen zwischen 1,8 m und 4,3 m.

Der Große Alpsee ist in der Gewässergütekarte Bayerns von 1992 als eutroph eingestuft (Schaumburg 1996). Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 11) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen mesotrophen Ist-Zustand. Dies entspricht auch dem trophische Referenzzustand, ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter (LAWA 1998).

Tab. 11: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1999). (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [µg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,0	297,0	5,5	3,1		27,4	16,9

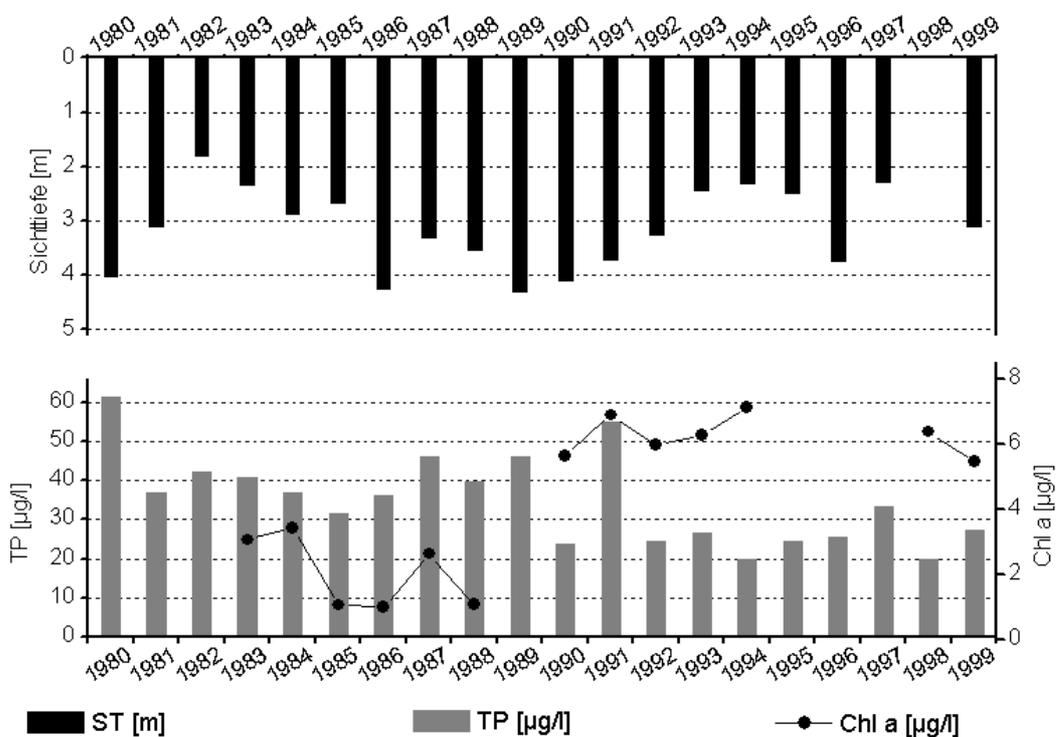


Abb. 11: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Alpsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

Die Hydrogencarbonatkonzentrationen lagen im Untersuchungszeitraum 1975 – 77 während der Zirkulationsphasen bei 3,6 mmol/l. Produktionsbedingt verarmte das Epilimnion auf Konzentrationen unter 2,7 mmol/l. Der pH-Wert lag in der Produktionszone gelegentlich um 8,5 und gegen Ende der Stagnationsperiode über dem Sediment deutlich unter 8,0 (LAWA 1985).

1.6.4 Flora und Fauna

Das natürliche sandige bis kiesige Ufer ist durch einen Eisenbahndamm im Norden und eine Bundesstraße im Süden an vielen Stellen stark eingeengt. Ein fast lückenloser, nur durch Einbauten und Anglerschneisen zerschnittener Röhrichtgürtel, der hauptsächlich aus *Phragmites australis* und *Schoenoplectus lacustris* besteht, umsäumt die Ufer mit Ausnahme des Ostufers. Der Röhrichtbestand hat durch anthropogene Belastung deutlich abgenommen. In der Westbucht des Sees befinden sich ausgedehnte Bestände von *Nuphar lutea*, in Buchten und nahe nährstoffbringender Bäche Bestände von groß- und kleinblättrigen *Potamogeton*-Arten. Die Makrophyten dringen in den Alpsee nur in vergleichsweise geringe Wassertiefen vor. Dieser Umstand wird mit der Windexposition des Sees erklärt, die durch Schlammaufwirbelungen zu Beeinträchtigungen des Lichtklimas führt (LAWA 1985).

Im Phytoplankton dominierten im Zeitraum von 1980 bis 1994 ab Februar bis zum Frühsommer die centrischen Diatomeen mit den Arten *Stephanodiscus alpinus*, *Stephanodiscus minutulus* und *Cyclotella radiosa*. Daneben traten gehäuft Cryptomonaden wie *Cryptomonas ovata* und *Rhodomonas minuta* auf. Vereinzelt kamen *Asterionella formosa*, *Fragilaria ulna/acus* und *Nitzschia acicularis* vor. Während der Sommermonate bestimmten Chlorophyceen mit den Arten *Phacotus lendneri*, *Scenedesmus linearis*, *Scenedesmus obtusus*, *Oocystis marssonii*, *Crucigenia tetrapedia*, *Ankyra setigera*, *Lagerheimia ciliata* und *Tetraedron minimum* sowie Chrysophyceen der Gattung *Dinobryon* den Phytoplanktonaspekt. Im Herbst lässt sich häufig ein verstärktes Vorkommen von Cyanobakterien wie *Chroococcus minutus*, *Chroococcus limneticus* und *Coelosphaerium kützingianum* beobachten. Weiterhin waren im Phytoplankton die Arten *Trachelomonas volvocina* (Euglenophyceae), *Kephyrion cordatum*, *Rhodomonas lens* (Cryptophyceae), *Mallomonas akrokomos* (Chrysophyceae), *Gymnodinium helveticum*, *Gymnodinium hantzschii* (Dinophyceae) und *Willea vilhelmii* vertreten (Schaumburg 1996).

Die wichtigsten Fischarten sind ihrem angelfischereilichen Ertrag nach Brachsen (*Abramis brama*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Hecht (*Esox lucius*) und Aal (*Anguilla anguilla*) (LAWA 1985).

1.6.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Fischbestand des Großen Alpsees wird ausschließlich durch Angelfischerei genutzt. Für das Jahr 1982 wurde ein Ertrag von 10240 kg angegeben. Der Große Alpsee wird als Wasserspeicher zur Energiegewinnung genutzt. Das Tal der Konstanzer Ache mit dem Großen Alpsee hat Bedeutung für den Tourismus, die Anlage von Strandbädern, Bootshäfen, Uferpromenaden und ähnlichem war die Folge. Für den Großen Alpsee gilt ein Verbot für private Motorboote (LAWA 1985).

Die abwassertechnische Sanierung des Einzugsgebietes war bis zum Jahr 2000

nicht vollständig abgeschlossen, der Anschluss der Orte Ratholz und Zaumberg an die Abwasserbeseitigung sollte aber bis zu diesem Zeitpunkt erfolgen (Schaumburg 1996).

1.7 Großer Ostersee (ohne Breitenausee und Ameissee)

1.7.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Große Ostersee gehört zu einem südlich des Starnberger Sees, nahe Iffeldorf gelegenen Seensystem. Dieses besteht aus 19 Einzelgewässern, welche von Natur aus miteinander in Verbindung stehen. Die Entstehung der Osterseen ist einem würmeiszeitlichen Toteisgebiet zu verdanken. Ein Teil des Isarvorlandgletschers zerfiel als Folge rascher Rückzugsvorgänge in zahlreiche Toteisblöcke, welche einen Teil der Grundmoräne bedeckten. Dieser Grundmoränenanteil blieb somit von einer Auffüllung mit Schottermassen, die die Schmelzwasserströme des sich zurückziehenden Hauptgletschers herantransportierten und um die Toteismassen anlagerten, verschont. Mit zunehmender Entfernung des Gletschers nach Süden versiegte der Schotternachschub, wodurch die durch das lange Abschmelzen der Eisblöcke entstandenen Becken der Osterseenkette erhalten blieben. Das gesamte Seensystem wird durch Grundwasserzuflüsse gespeist, oberirdische Zuflüsse spielen praktisch keine Rolle. Die Hauptseenkette (Waschsee, Schiffhüttensee, Sengsee, Fohnsee, *Großer Ostersee*, Östlicher Breitenauersee, Westlicher Breitenauersee, Ameisensee, Stechsee, Gröbensee, Gartensee, Ursee) der Osterseen wird in Süd-Nord-Richtung durchströmt und mündet in den Starnberger See (Raeder 1990).



Abb. 12: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)

1.7.2 Topographie und Morphometrie

Der Große Ostersee stellt mit einer Fläche von ca. 1,2 km² sowie einem Volumen von 14,0 Mio. m³ das größte Gewässer der Osterseenkette dar. Sein Seebecken gliedert sich in mehrere annähernd runde, trichterförmige Einzelbecken, deren tiefster Punkt jeweils annähernd mittig liegt. Das Gewässer wird in nördlicher Richtung durch die Insel Holzau vom Östl. Breitenauersee, Westl. Breitenauersee sowie Ameisensee getrennt.

Tab. 12: Topographie und Morphometrie des Großen Ostersees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
14,00	1,18	29,7	11,9	1765	935	1,96	4,70	6,3	

1.7.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Große Ostersee ist ein kalkreiches Gewässer mit pH-Werten im leicht alkalischen Bereich. Er gehört dem dimiktischen Seentyp an und weist die bei der Sommerstagnation charakteristische Schichtung in Epilimnion, Metalimnion und Hypolimnion deutlich auf. Unter Bezugnahme auf Beprobungen im Jahr 1987 befand sich das Metalimnion in Tiefen zwischen 2 m und 8 m. Das Epilimnion und obere Bereiche des Metalimnions waren in den Sommermonaten durch leichte Sauerstoffübersättigungen geprägt, während die Sauerstoffgehalte im unteren Tiefenbereich auf nur wenige Prozent Sättigung zurückgingen. Anaerobe Verhältnisse traten 1987 jedoch nicht ein. Die mittlere Sichttiefe (April – Dezember) des Großen Ostersees lag bei 4 m, mit einem Minimalwert von < 2 m im Juli und einem Maximalwert von > 8 m im Oktober. Gesamtphosphor wurde im Untersuchungsjaar 1987 (Mischprobe 0 – 4 m) in einem durchschnittlichen Größenbereich von 22,3 µg/l und Nitratstickstoff von 1,5 mg/l ermittelt. Die Algenbiomasse (Ø 1,83 g/m³) schwankte zwischen > 3 g/m³ im September und < 1 g/m³ im November, bei leicht steigender Tendenz im Vergleich zum Vorjahr (Ø 0,91 g/m³). Der Große Ostersee ist aktuell als mesotrophes Gewässer einzustufen. Ursprünglich gehörten alle Seen des Osterseengebietes dem kalk-oligotrophen Gewässertypus an (Raeder 1990). Der trophische Referenzzustand, ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient, weist den geschichteten See nach (LAWA 1998) als natürlicherweise mesotroph (m) aus.

Tab. 13: Vegetationsmittelwerte (April-Dezember) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1987 (Raeder 1990)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
			4,0		22,3	

1.7.4 Flora und Fauna

Im Untersuchungszeitraum 1986 dominierten im Großen Ostersee von Mai bis Juli Diatomeen. Neben den zentrischen Kieselalgen *Cyclotella comta* und *Cyclotella comensis* beherrschte die pennate Form *Synedra acus* und ihre Varietät *angustissima* das Algenbild. Auch *Asterionella formosa* trug mit geringem Anteil zur Biomasse der Diatomeen bei. In der Folgezeit verschwanden die pennaten Kieselalgen, während die zentrischen Diatomeen auch in den Sommermonaten – wenn auch mit abnehmender Individuendichte – registriert wurden. Zwischen August und September bildete sich ein weiteres kleines Kieselalgenmaximum aus, an dem sich zusätzlich auch die pennate Form *Fragilaria crotonensis* beteiligte. Die Diatomeengesellschaft setzte sich 1987 aus den gleichen Arten zusammen, erreichte jedoch deutlich niedrigere Biomassen. Im Anschluss an den Diatomeenhöhepunkt im Frühsommer gewannen Dinophyceen zunehmend an Bedeutung. Zunächst tauchte *Gymnodinium helveticum* auf, gefolgt von *Ceratium hirundinella*, *Ceratium cornutum*

und *Peridinium bipes*. Chlorophyceen, vertreten durch *Eutetramorus fottii*, *Phacotus lendneri*, *Quadrigula lacustris*, *Crucigenia quadrata* und *Oocystris parva*, bildeten 1986 im Juli/August ein schwaches Maximum aus. Im Folgejahr blieb die Chlorophyceenentwicklung nahezu vollkommen aus. Die Cyanobakterienart *Planktothrix rubescens* prägte bereits Mitte 1986 das Planktonbild des Großen Ostersees, baute ihre vorherrschende Stellung 1987 jedoch ganzjährig weiter aus, was eine starke Verdrängung der anderen Algen bewirkte (Raeder 1990).

1.7.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Das Ostufer des Großen Ostersees ist als Badeplatz ausgewiesen.

Ursprünglich gehörten alle Seen des Osterseengebietes dem kalk-oligotrophen Gewässertypus an. Anthropogen bedingte Nährstoffeinträge führten insbesondere in den südlichen Gewässern (Waschsee, Schiffhüttensee, Sengsee) allmählich zu einer Eutrophierung. So wurden in der Mitte der 1970er Jahre die häuslichen und kommunalen Abwässer der Gemeinde Iffeldorf und ihres Ortsteils Staltach zum Teil direkt in den Wasch- und Fischkaltersee eingeleitet oder in sogenannten Versitzgruben entsorgt. In den stark grundwasserführenden Schottern der Iffeldorfer Eisrandterrasse kam die Abwasserbeseitigung durch das Versickerungsverfahren einer direkten Einleitung in die Seen gleich. Dazu addierte sich der Nährstoffeintrag durch unsachgemäße Bewirtschaftung und Beweidung der landwirtschaftlichen Nutzflächen im Bereich der südlichen Seen. Infolge der Durchströmung der Hauptseenkette von Süd nach Nord gelangen entsprechende Nährstoffmengen auch in die sich nördlich anschließenden Seen (Nährstoffgefälle), was auch im Großen Ostersee zu einer Trophieverschlechterung führte. Im Jahr 1982 wurden die Ortschaften Iffeldorf und Staltach an die Kanalisation von Penzberg angeschlossen und 1983 das gesamte Seengebiet unter Schutz gestellt. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Böden des Wassereinzugsgebietes der südlichen Seen nach wie vor eine erhebliche Phosphatlast speichern, die durch Auswaschung über das Grundwasser in die Gewässer gelangt. Zusätzlich führt auch die Tatsache, dass die Kanalisation in Form eines Trennsystems eingerichtet wurde, zu einer andauernden P-Belastung der Seen (Raeder 1990).

1.8 Hartsee

1.8.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Hartsee gehört zur ca. 22 km nordwestlich von Traunstein gelegenen Eggstätt-Hemhofer-Seenplatte, deren Gewässer ihrer Entstehung nach als Toteisseen bezeichnet werden und größtenteils von ergiebigen Quellen gespeist. Sie entstanden beim Rückzug des Gletschers aus abgetrennten Eisblöcken. Anfangs bildete sich ein Ursee, der sich durch Verlandung zur heutigen Seenplatte entwickelte.

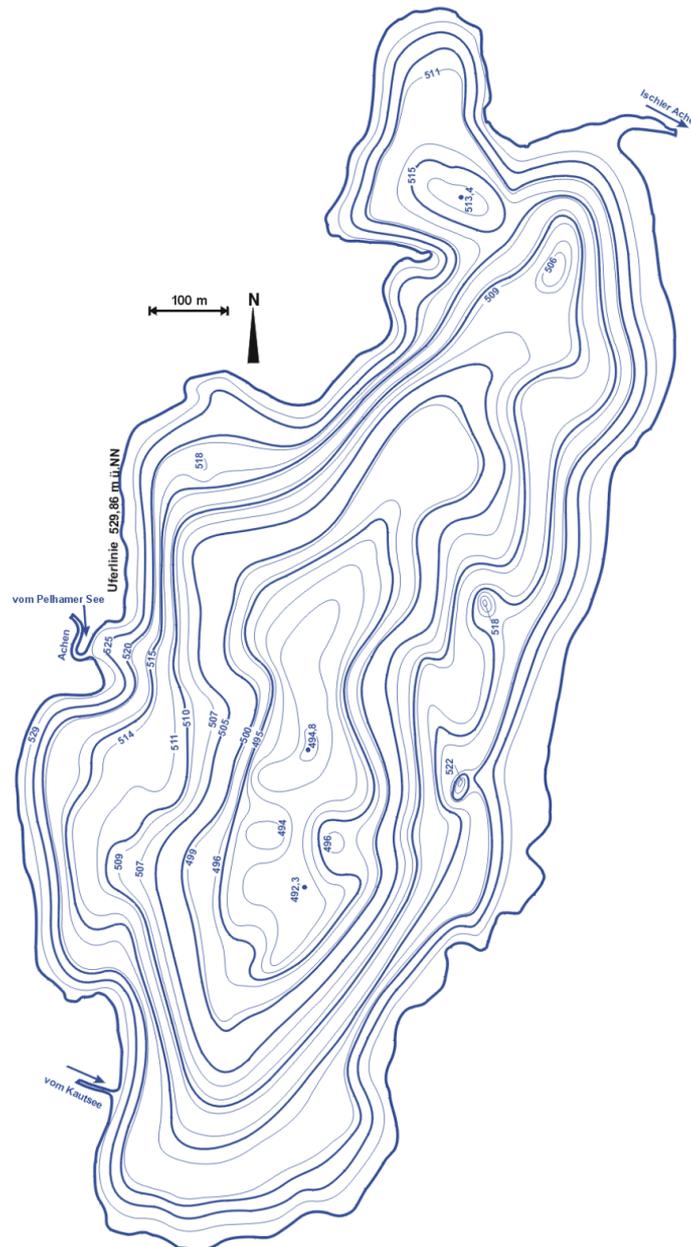


Abb. 13: Tiefenlinien des Hartsees (Wasserwirtschaftsamt Rosenheim 2001)

Die zur Eggstätt-Hemhofer-Seenplatte gehörenden Gewässer sind zum Teil über ein Durchflusssystem miteinander verbunden. Der Hartsee gehört zu den einheitlichen Toteisseen. Als Teil des Seensystems Langbürgener See – Schlossee – Kautsee –

Hartsee erhält er seinen Zufluss aus dem Kautsee und wird zusätzlich mit Grundwasser gespeist (Siebeck 1989). Des weiteren entwässert auch der Pelhamer See über die Achen in den Hartsee. Letzterer selbst hat in Form der Ischler Achen einen Abfluss in nördlicher Richtung. Das Einzugsgebiet des Hartsees umfasst eine Größe von 28,9 km² (Wasserwirtschaftsamt Rosenheim 2001).

1.8.2 Topographie und Morphometrie

Der 0,87 km² große Hartsee erstreckt sich in einer Länge von ca. 1,7 km in Nord-Süd-Richtung. Seine Uferbereiche sind leicht verzahnt und die maximale Tiefe von 39,1 m erreicht er mittig nach Süden versetzt.

Tab. 14: Topographie und Morphometrie des Hartsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
15,47	0,87	39,1	17,6	1705	710	1,54	6,38	6,12	

1.8.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Bei einem Tiefengradienten von deutlich > 1,5 weist das Gewässer eine stabile thermische Schichtung auf. Im Hartsee kam es 1993 ab August zur Ausbildung einer anoxischen Zone, welche sich sehr schnell entwickelte. Mitte Oktober erreichte sie ihre maximale Ausdehnung und begann bereits bei 10 m Tiefe. Damit waren in dieser Zeit ca. 53 % des Wasservolumens sauerstofffrei. Die Chlorophyll a -Konzentrationen schwankten zwischen Juni und Oktober 1993 in einem Größenbereich von 0,9 - 4,9 µg/l (Jüstel & Tröger 1995). Entsprechende quantitative Phytoplanktonverhältnisse wies der Hartsee auch 1999 auf, wo ein Vegetationsmittelwert von 3,8 µg Chl a/l bestimmt wurde. Eine mittlere Gesamtphosphorkonzentration von 25,7 µg/l sowie Sichttiefe von 2,4 m definieren das Gewässer nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) aktuell als meso- bis schwach eutroph. Anhand des morphometrischen Referenztrophiegrades ist der Hartsee als natürlicherweise oligotroph einzuordnen. Als letztes Glied der Seenkette nimmt er die Nährstoffe der anderen Seen auf. Wie aus Abb. 14 hervorgeht, lagen die Gesamtphosphorkonzentrationen mit Werten zwischen 30 - 60 µg/l im Zeitraum 1976 - 1986 (Ausnahme 1978) meist deutlich über den aktuellen TP-Konzentrationen. Die Angaben der mittleren Chlorophyll a -Konzentrationen von annähernd 10 µg/l innerhalb dieses Zeitraums deuten zudem auf eine wesentlich höhere Produktivität des Phytoplanktons als heute hin.

Tab. 15: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
		3,8	2,4		25,7	22

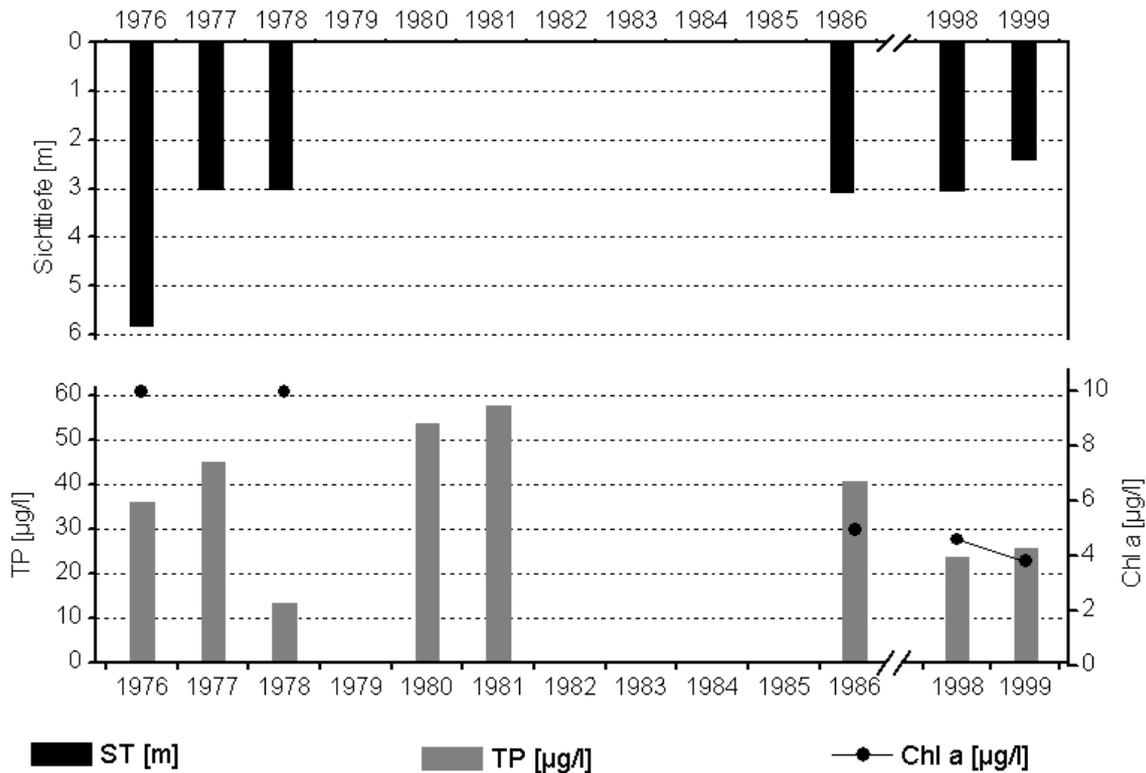


Abb. 14: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Hartsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.8.4 Flora und Fauna

Im Untersuchungszeitraum Juli - November 1998 lag das maximal registrierte Phytoplanktonbiovolumen bei 1,0 mm³/l im Juli, im November wurden noch 0,8 mm³/l gemessen. Die Phytoplanktongemeinschaft wurde im Juni von der Chrysophyceenart *Uroglena americana* mit 40 % Anteil am Gesamtbiovolumen (GBV) dominiert, daneben waren auch Dino-, Cryptophyceen und Cyanobakterien stärker vertreten. Ab Juli zeigten dann Cyanobakterien, in erster Linie *Planktothrix agardhii* sowie auch *Snowella lacustris*, die stärkste Vermehrung. Ihr GBV-Anteil lag im Juli bei 51 % und stieg bis Oktober auf 80 %, im November betrug er noch immer 76 %. Daneben waren im Juli auch *Cyclotella ocellata* und im September die Cryptophyceen *Cryptomonas ovata* und *Rhodomonas minuta* dominant. Der GBV-Anteil der Dinophyceen lag im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 10 % und 20 %. Diese wurden bis Oktober durch *Ceratium hirundinella* repräsentiert und dann durch *Peridinium willei*.

Hinsichtlich der Zooplanktonbesiedlung des Hartsees ist *Eudiaptomus graciloides* die dominierende Art gefolgt von den Cyclopoiden, Daphnien, Diaphanosomen und *Bosmina* (*Bosmina longispina*). *Ceriodaphnia quadrangula* und *Chydorus sphaericus* wurden nur in geringen Mengen beobachtet.

1.8.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Geangelt werden hauptsächlich Karpfen, Brachsen, Aal, Hecht und Waller. Den Hartsee nutzen Erholungssuchende u.a. als Bade- sowie Angelgewässer. Am neugestalteten Hartseefreizeitgelände gibt es viele Freizeitmöglichkeiten wie: Bootsverleih, Kinderspielplatz, Liegewiese und Stege, Beachvolleyball, Streetballplatz, Tischtennis, Minigolf, Kiosk.

1.9 Hopfensee

1.9.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Hopfensee liegt in der Füssener Alpenrandbucht, eingebettet zwischen den knapp 1000 m hohen Flyschkögeln im Norden und Süden sowie den Drumlins des Grundmoränenhügellandes im Westen. Das Südufer geht in Verlandungsmoore über, die von der Füssener Achen durchflossen werden. Der See stellt ein Relikt der nordwestlichen Bucht des spätglazial entstandenen „Füssener Sees“ dar, welcher nach dem Abschmelzen des Lechvorlandgletschers das Füssener Becken auffüllte. Das Einzugsgebiet wird intensiv landwirtschaftlich genutzt. Den Hauptzufluss bildet die Hopfensee-Achen mit einem MQ von ca. 0,6 m³/s bei einem mittleren Seeabfluss von 0,82 m³/s (Schaumburg 1996).

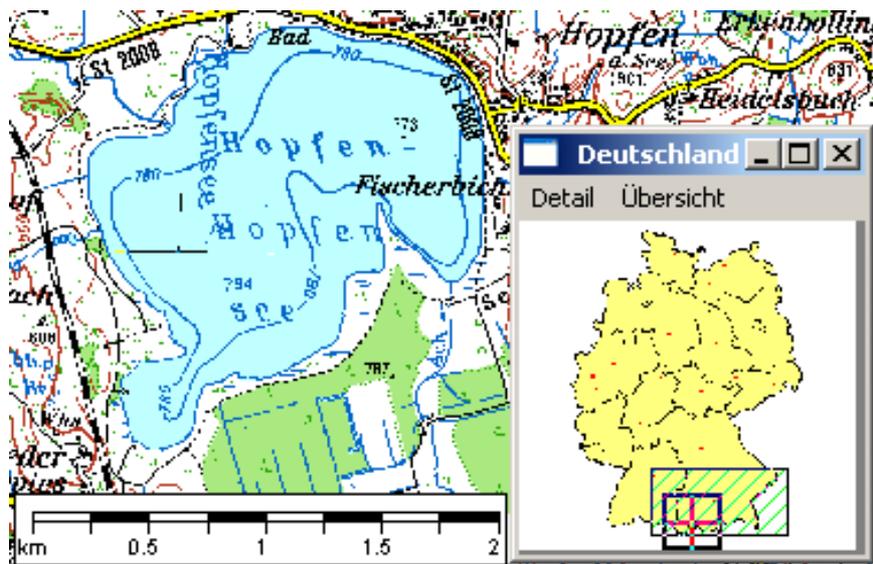


Abb. 15: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)

1.9.2 Topographie und Morphometrie

Mit einer maximalen Wassertiefe von 10 m gehört der See zu den flachen Seen Bayerns.

Tab. 16: Topographie und Morphometrie des Hopfensees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
8,98	1,94	10,4	4,6	2145	1480	1,4	1,5	6,9	0,35

1.9.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Im relativ flachen Hopfensee baut sich keine Temperaturschichtung auf. In den oberflächlichen Schichten konnten 1992 typischerweise Sauerstoffübersättigungen bis zu 190 % beobachtet werden, das Tiefenwasser war dagegen schon im Frühsommer 1992 ab 5 m sauerstofffrei, in der Vergangenheit kam es regelmäßig zur Schwefelwasserstoffbildung. Das Sauerstoffdefizit wird im Frühjahr und Herbst wieder ausgeglichen. Die anorganischen Stickstoffverbindungen unterliegen im

Hopfensee einer hohen Dynamik und werden in erster Linie durch Ammonium repräsentiert, dessen Konzentrationen im Zeitraum von 1980 – 1994 zwischen 0,1 mg/l und 0,5 mg/l schwankten und durchschnittlich bei 0,3 mg/l lagen. Die anorganischen Stickstoffkonzentrationen steigen im Sommer in der Wassersäule mitunter auf bis zu 1,65 mg/l an, während der Nitratgehalt am Gewässergrund gegen 0 mg/l geht. In demselben Zeitraum bewegten sich die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen zwischen knapp 80 µg/l und 180 µg/l, wobei Maxima bis 1100 µg/l gemessen wurden und die Konzentrationen insbesondere während der anaeroben Phase des Tiefenwassers über dem Grund stark erhöht waren. Die Sichttiefen lagen bei stark schwankenden Chlorophyllkonzentrationen in den Jahren 1982 – 1992 stets nur zwischen 1,0 m und 1,5 m, der See wurde anhand der chemisch-physikalischen und biologischen Parameter in der Gewässergütekarte Bayerns 1992 als hoch-eutroph eingestuft (Schaumburg 1996). Seit 1992 zeigt sich eine Zunahme der mittleren Sichttiefen bei gleichzeitigem Rückgang der mittleren Chlorophyll a - Konzentrationen, die mit einer Abnahme der mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen einhergeht (Abb. 16).

Tab. 17: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,3	375	17,5	2,0		37,0	35,0

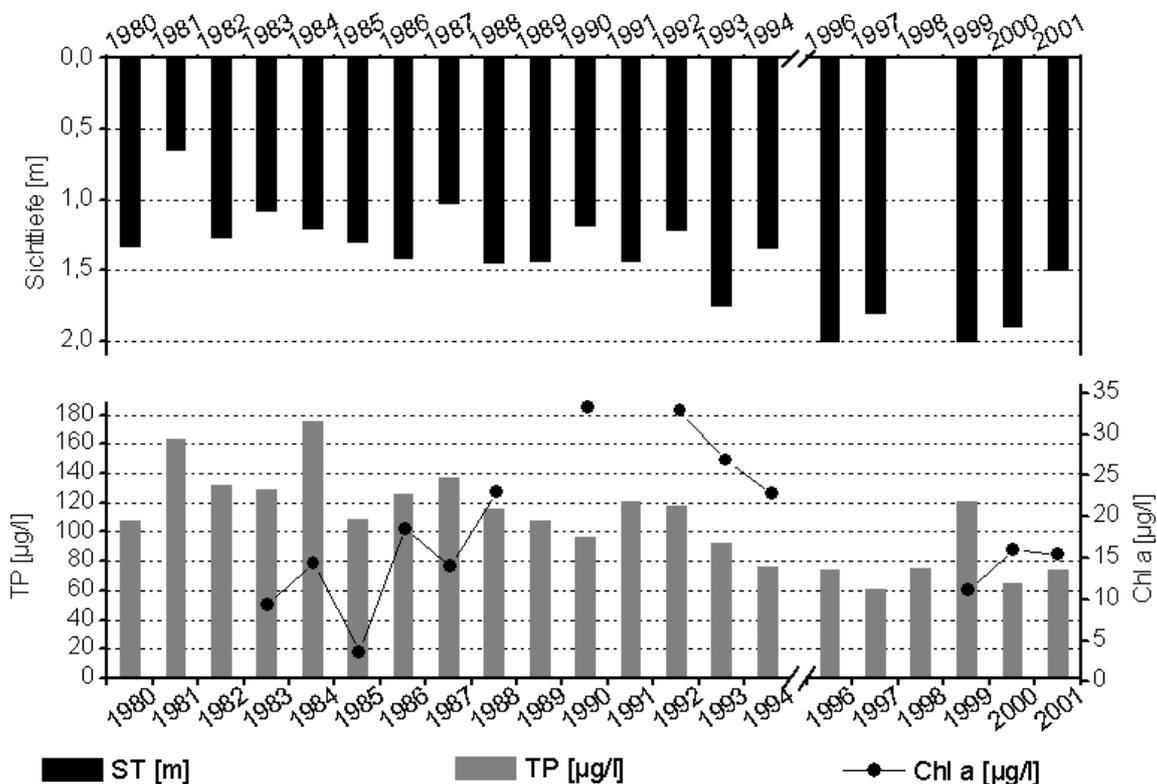


Abb. 16: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Hopfensee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

Die aktuellen Trophieparameter ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) jedoch immer noch einen hoch eutrophen (e2) Ist-Zustand. Aus der Morphometrie ist für den ungeschichteten See als potentiell natürlicher Trophiezustand schwache Eutrophie (e1) abzuleiten.

1.9.4 Flora und Fauna

Im Jahr 1993 wurde eine flächendeckende Makrophytenkartierung vorgenommen (Harlacher & Pall 1994). Es wurden 32 Arten festgestellt, von denen 19 der Submersflora zuzuordnen waren, die ihre Verbreitungsgrenze bei 3 m Wassertiefe, also unterhalb der maximal gemessenen Sichttiefe, hatten. Am West- und Südufer konnten noch ausgedehnte Röhricht- und Schwimmblattgürtel nachgewiesen werden (Schaumburg 1996).

Im Frühjahr und Herbst dominierten Diatomeen das Phytoplankton. Neben den zentrischen Diatomeen der Gattungen *Stephanodiscus*, *Cyclostephanos* und *Cyclotella* waren im Februar 1989 vor allem Cryptophyceen mit den Arten *Rhodomonas lens*, *Rhodomonas lacustris*, *Katablepharis ovalis* und *Chrysochromulina parva* vertreten. Der Sommeraspekt wurde überwiegend von Chlorophyceen (*Tetraedron minimum*, *Lagerheimia genevensis f. quadriseta*, *Lagerheimia citrifomis*, *Westella botryoides*, *Tetrastrum triangulare* und vielen *Scenedesmus*-Arten) geprägt, aber auch *Trachelomonas volvocina* (Euglenophyceae) erreichte dann die höchsten Individuendichten. Im Herbst und Winter kamen dann neben den Chlorophyceen auch wieder verstärkt die zentrischen Diatomeen *Cyclotella*, *Stephanodiscus* und *Aulacoseira granulata* auf, daneben auch Cryptophyceen wie *Cryptomonas ovata* und *Rhodomonas lens* (vor allem im Winter) sowie Cyanobakterien (Schaumburg 1996). Im Untersuchungsjahr 1998 dominierten vor allem im April und Mai Diatomeen (*Fragilaria capucina var. gracilis*, *Cyclotella radiososa*) mit maximalen Anteilen von 65 % am Gesamtbiovolumen (GBV). Dieses zeigte im April einen ersten kleineren Peak von 3,8 mm³/l. Zwischen Juli und Oktober waren die GBV-Werte mit 6,2 - 7,8 mm³/l deutlich höher, das Jahresmaximum wurde jedoch im August mit 14,3 mm³/l registriert und zu 95 % durch Dinoflagellaten hervorgerufen. Diese waren vor allem durch *Ceratium hirundinella* vertreten, ab August auch in stärkerem Maße von *Peridinium willei*. Cryptophyceen mit den Arten *Cryptomonas ovata* und *Rhodomonas minuta* waren ganzjährig die stärkste bis zweitstärkste Phytoplanktongruppe. Chlorophyceen waren im April mit der Art *Scenedesmus ecornis* und im Juni/Juli mit *Oocystis marsonii* codominant. Im November sank das GBV auf 1,1 mm³/l, neben den genannten Cryptophyceen bestimmten die Diatomeenarten *Cyclotella radiososa* und *Cyclostephanos dubius* den Spätherbstaspekt.

Über die Fischfauna des Hopfensees liegen keine Angaben vor.

1.9.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der See stellt ein ganzjährig beliebtes Ferien- und Freizeitziel dar. Seit dem Jahr 1986 wird das Abwasser der im Einzugsgebiet liegenden Orte Eisenberg, Hopferau und Hopfen einschließlich umliegender Weiler zur Kläranlage des Abwasserverbandes Füssen mit Einleitung in den Lech übergeleitet und der Hopfensee ist somit abwassertechnisch saniert. Der erreichte Anschlussgrad beträgt 95 % (Schaumburg 1996).

1.10 Kochelsee

1.10.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Kochelsee ist am Rand der Voralpen ca. 65 km südlich von München gelegen. Seiner Genese nach handelt es sich vermutlich um eine glaziale Vertiefung einer alten Talung durch den würmeiszeitlichen Isarvorlandgletscher. Der See ist an drei Seiten von Gebirge umschlossen und füllt das südliche Ende einer Niederung aus, die zu einer ehemals zehnmal größeren Wasserfläche gehörte. Der Nordteil verlandete, aus ihm entstand das Kochelseemoor. Auch nach der tausendjährigen Kultivierungstätigkeit, die von den an dem Moorrand angesiedelten Klöstern Benediktbeuren und Schlehdorf ausging und selbst nach den intensiveren Meliorationen der Neuzeit hat die Moorlandschaft eine gewisse naturnahe Ursprünglichkeit bewahren können. Der Hauptort ist Kochel, schon seit dem vorigen Jahrhundert ein viel besuchter Fremdenverkehrsort (LAWA 1985).

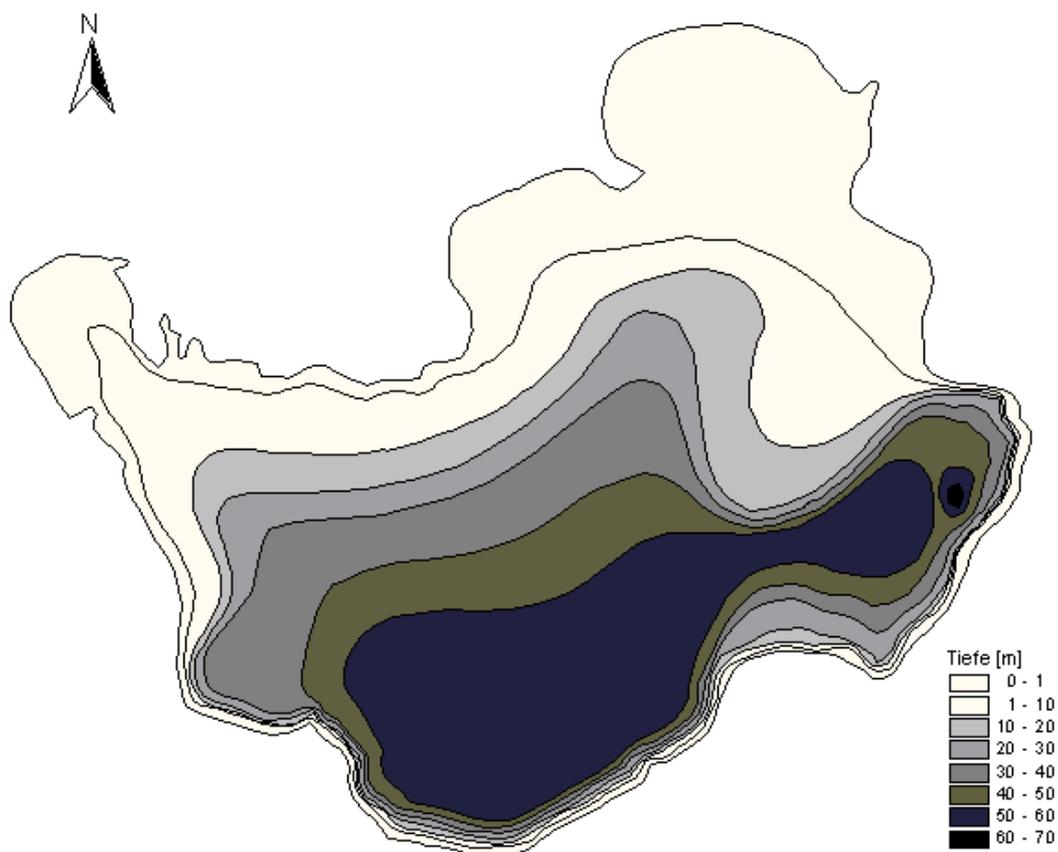


Abb. 17: Tiefenlinien des Kochelsees (Hofmann 2001)

Das natürliche Einzugsgebiet weist eine Größe von 683,7 km² auf, davon entfallen 641,8 km² auf das Flussgebiet der Loisach und 43 km² auf den See und einige Gebirgsbäche sowie Moorgräben. Der größte natürliche Zufluss ist die Loisach, welche bei Schlehdorf in den See mündet und bei Kochel den See wieder in nördlicher Richtung verlässt. Der Abfluss der Loisach am Pegel Schlehdorf beträgt im langjährigen Mittel 23,1 m³/s (Jahresreihe 1926/89), kleinere Zuläufe tragen 1,8 m³/s bei. Zwischen dem Kochelsee und dem südlich gelegenen Walchensee besteht eine Höhendifferenz von rund 200 m, die zur Gewinnung von elektrischer Energie genutzt

wird. Das ursprüngliche Einzugsgebiet wurde mit der Inbetriebnahme des Walchenseekraftwerkes im Jahr 1924 am Südufer des Sees und der Isar-Überleitung zum Walchensee auf 1467,8 km² ausgeweitet. Dies verschafft dem Kochelsee den raschesten Wasseraustausch aller großen bayerischen Naturseen. Mit der Rißbachüberleitung zum Walchensee seit Ende 1949 wurde die Durchflussmenge des Walchensee-Kraftwerkes auf rund 25 m³/s (Jahresmittel 1955/85) gesteigert. Seit dem Jahr 1990 fließt dem Walchensee durch die Isar-Teilrückleitung am Krühner Wehr bis zu 4,8 m³/s (Sommerhalbjahr) weniger Isarwasser zu, wodurch der Wasserzustrom aus der Loisach im Mittel höher als der aus dem Walchensee-Kraftwerk ist (Lenhart *et al.* 1995).

1.10.2 Topographie und Morphometrie

Vom Hauptbecken durch eine Schwelle abgegrenzt ist die westlich der Loisachmündung gelegene Schlehdorfer Bucht, die mit einer Tiefe von 11,4 m ein eigenes Kleinbecken darstellt. Im nordöstlichen Teil haben sich ausgedehnte Flachwasserzonen im letzten Jahrhundert in eine Sumpfaue des Kochelseemoores verwandelt. Der Nordteil des Sees weist nur noch eine maximale Tiefe von 3,5 m auf.

Tab. 18: Topographie und Morphometrie des Kochelsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
184,70	5,95	65,9	31,0	3530	3450	1,7	8,0	8,2	0,12

1.10.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Aufbau einer für dimiktische Seen sonst typischen stabilen sommerlichen Schichtung ist erschwert, da sich bildende Schichtungen durch Loisach-Hochwasser rasch zerstört werden können und der unregelmäßige Zufluss vom Walchensee-Kraftwerk ebenfalls einer Schichtung entgegenwirkt. Die instabile obere Wasserschicht reicht im Sommer bis über 30 m Tiefe, erst ab 50 m Tiefe beginnt unterhalb des nicht klar abgegrenzten Metalimnions das Hypolimnion, in den Herbstmonaten reicht die Sprungschicht bis zum Grund. Im Zeitraum von 1987 bis 1993 wurde in 40 m Tiefe eine Sauerstoffkonzentration von 7 mg/l nicht unterschritten, lediglich über Grund stellten sich im Spätsommer anaerobe Zustände ein.

Tab. 19: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,2	294,0	2,4	3,2		9,6	

Die Sichttiefenverhältnisse werden nicht nur durch die Phytoplanktondichte bestimmt, sondern auch entscheidend durch Trübstoffeinschwemmungen aus der Loisach beeinflusst, welche auf der tiefliegenden Sprungschicht entlanggleiten und sich von

dort nur allmählich im darüber liegenden Wasserkörper ausbreiten. Bei Beginn eines Hochwassers wird daher mit der Wasserspiegelanhebung im See über den Seeauslauf zunächst altes, klares Wasser hinausgedrückt, was weitreichende Folgen für die Phyto- und Zooplanktonentwicklung hat. Auch potentielle, sommerliche Klarwasserstadien werden meist durch Hochwasser überlagert (Lenhart *et al.* 1995). Während die mittleren Phosphorkonzentrationen zwischen 1979 und 1985 noch bei 60 µg/l lagen, lässt sich danach ein deutlicher Rückgang, seit 1993 auf Werte um 10 µg/l, verzeichnen. Der Rückgang der Phosphorkonzentrationen fällt zeitlich mit der Inbetriebnahme der Kläranlage von Garmisch-Patenkirchen im Jahr 1986 zusammen. Die mittleren Nitratkonzentrationen lagen in den Jahren 1987 bis 1994 relativ konstant bei 0,8 mg/l, während die mittleren Ammoniumkonzentrationen seit 1987 mit 0,01 mg/l – 0,06 mg/l sehr niedrig waren. In der Gewässergütekarte von 1992 ist der See als mesotroph gekennzeichnet (Schaumburg 1996). Als Jahresmittelwerte ergaben sich seit 1987 Chlorophyll a - Konzentrationen zwischen 2 µg/l und 5,2 µg/l, lediglich im Jahr 1991 lagen sie mit 9,5 µg/l höher (Abb. 18). Auch die aktuellen Trophieparameter (Tab. 19) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen mesotrophen Ist-Zustand. Hinsichtlich des morphometrischen Referenztrophiegrades ergibt sich für den See Oligotrophie (o).

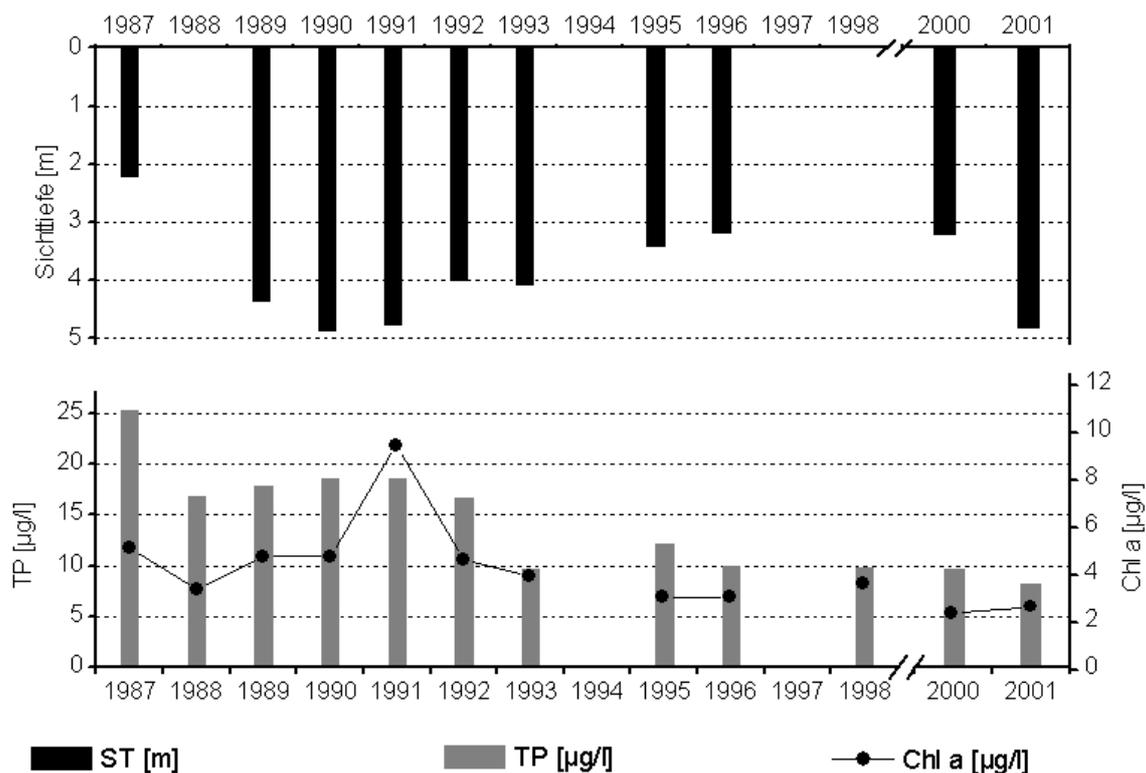


Abb. 18: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Kochelsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.10.4 Flora und Fauna

Eine Makrophytenkartierung aus dem Jahr 1991 wies 18 Röhricht-, 5 Schwimmblatt- und 31 submerse Makrophytenarten bei einem Rückgang eutropher Arten und einer Zunahme von als oligotroph geltenden Characeen

nach. Röhrichtvorkommen beschränkten sich danach in erster Linie auf das wind- und wellengeschützte Nordufer, wo dichte Bestände von *Phragmites communis* das Ufer säumen. Seeseitig vorgelagert bildete *Scirpus lacustris* kleinere, inselartige Vorkommen aus. Schwimmblattbildende Wasserpflanzen mit *Nuphar lutea* als mengenmäßig bedeutendster Art zeigten am Kochelsee nur eine geringe Verbreitung. Unter den zur Submersvegetation zählenden Characeen erreichte *Chara contraria* die stärkste Verbreitung. Großflächige, rasenartige Bestände traten allerdings nur im Westen der Schlehdorfer Bucht und entlang des Nord- und Ostufers auf. *Ch. contraria* löste in der Regel die im äußersten Flachwasser vorkommende Art *Ch. aspera* ab, die vor allem entlang des Nordufers stellenweise lückenlose Dominanzbestände ausbildete. Ebenfalls entlang des Nordufers bildete auch *Nitella opaca* in 3,5 m - 7 m Wassertiefe dichte Ein-Art-Bestände auf tonigen Ablagerungen und Kalkschlamm. Neben *Potamogeton pectinatus* und *P. perfoliatus* gehörte *P. pusillus* zu den dominierenden submersen Gefäßpflanzen. Die drei Arten bildeten häufig Mischbestände zwischen 1,5 m und 2,5 m Wassertiefe aus. Als Besonderheit ist das Vorkommen von *P. densus* an Stellen, die nicht im Mündungsbereich nährstoffreicher Gräben liegen, zu nennen. *Elodea canadensis* hatte ihren Verbreitungsschwerpunkt im Jahr 1991 sowohl innerhalb der Schlehdorfer Bucht als auch in den von der Loisach beeinflussten Uferbereichen in Form von geschlossenen, bandartigen Beständen in 2 m Wassertiefe. Auf denselben Bereich konzentrierten sich die Bestände der eutraphenten Hahnenfußart *Ranunculus circinatus*. *Zannichellia palustris* wies im Kochelsee eine ungewöhnlich starke Verbreitung auf und fehlte nur in Abschnitten mit Geschiebewirkung einmündender Bäche, steilen Felswänden und Geröllhalden (Lenhart et al. 1995).

Die aufgrund ihrer Individuendichten und Biomassen bedeutendsten Algengruppen waren im Zeitraum von 1988 bis 1991, wie auch schon in den Vorjahren, die Diatomeen und die Cryptophyceen. Im Gegensatz zu den Vorjahren erreichten in diesem Zeitraum aber auch die Dinoflagellaten mit *Peridinium aciculiferum* kurzzeitig die höchsten Biomassen. Die Chlorophyceen als artenreichste Gruppe entwickelten nur im Sommer kurzzeitig höhere Biomassen und waren im Vergleich zu den Vorjahren quantitativ weit weniger bedeutend. Innerhalb der Diatomeen hat im Vergleich zu der Zeit vor 1988, als sich der See in einem eutrophen Zustand befand, eine Verschiebung von Arten wie *Stephanodiscus binderanus* (vollkommen verschwunden) und *St. minutulus* hin zu *Cyclotella*-Arten und *Aulacoseira granulata* stattgefunden. Auffallend ist auch das seitdem artenreichere Vorkommen von Chrysophyceen, die kurzzeitig auch höhere Biomassen aufwiesen. Dabei gewannen die Arten *Dinobryon spec.*, die zuvor nur eine untergeordnete Rolle spielte, und *Mallomonas spec.* sowie *Uroglena spec.*, die zuvor gänzlich fehlten, an Bedeutung. Die Cyanobakterien spielten weiterhin eine völlig untergeordnete Rolle. Während Diatomeen den Frühjahrs- und Herbstaspekt dominierten, wurde die Winterflora im wesentlichen durch *Cryptomonas*- und *Rhodomonas*-Arten (Cryptophyceen) gebildet. Hochwasser kann innerhalb von kürzester Zeit zu einer Auswaschung nahezu der gesamten Phytoplanktonbiomasse führen und kann durch Trübungseinschwemmungen den Aufbau neuer Algenpopulationen erschweren. Daher war das Phytoplanktonbild des Kochelsees auch zu den Zeiten größerer Nährstoffbelastung (bis 1987) untypisch für Seen höherer Trophiestufe (Schaumburg 1996).

Mehrere Zooplanktonerfassungen ergaben, dass die jahreszeitliche Plankton-sukzession jedes Jahr ähnlich verläuft, Unterschiede treten vor allem witterungsbedingt auf (z.B. durch Hochwasser). Das ganze Jahr über dominierten

Rotatorien im Netzplankton, regelmäßig und häufig vorkommend waren dabei bisher die Arten *Keratella cochlearis*, *Polyarthra sp.*, *Synchaeta sp.*, *Kellicottia longispina* und *Gastropus stylifer*. *Asplancha priodonta* und *Keratella quadrata* waren dagegen in den Jahren 1988 – 1990 wesentlich seltener vertreten. Die Cladoceren waren fast nur in den wärmeren Monaten nachzuweisen mit einem Maximum im Juni/Juli. Dieses fiel meist mit dem Maximum des Gesamtzooplanktons zusammen. Die vorherrschende Art bei den Cladoceren ist seit 1953 *Daphnia longispina*, daneben kamen im Zeitraum 1988 – 1990 häufig *Daphnia galeata* und *Bosmina coregoni* vor. Copepoden mit *Eudiaptomus gracilis* als häufigstem Vertreter traten auch im Winter, wenngleich in geringen Anzahlen, auf. Die bis 1955 häufige Art *Cyclops abyssorum* wurde anscheinend von *Cyclops vicinus* verdrängt (Lenhart et al. 1995).

Der Hauptertragsfisch ist im Kochelsee die Renke (*Coregonus sp.*), deren Bestand durch den Besatz mit Brut gestützt wird, weitere Besatzmaßnahmen betreffen den Hecht (*Esox lucius*), den Karpfen (*Cyprinus carpio*), die Seeforelle (*Salmo trutta lacustris*) und den Aal (*Anguilla anguilla*). Die Fischfauna setzt sich weiterhin aus Schleie (*Tinca tinca*), Brachsen (*Abramis brama*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) zusammen (Lenhart et al. 1995).

1.10.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Kochelsee wird zur Naherholung und als Angelgewässer genutzt.

1.11 Königssee

1.11.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Königssee liegt im südöstlichen Winkel Bayerns, eingesenkt in die Hochgebirgsszenerie der Berchtesgadener Alpen. Im Westen ist der See von der Watzmanngruppe, im Süden von dem Steinernen Meer und im Osten von dem Hagengebirge umschlossen. Seiner Genese nach handelt es sich wahrscheinlich um einen glazial überformten Grabenbruchsee. Das Einzugsgebiet des Königssees hat eine Größe von 136,48 km². Es ist zu 63,6 % mit natürlichen Pflanzengesellschaften, zu 28 % mit Wald und zu 8,4 % mit Wirtschaftswiesen (Almen) bedeckt. Im Einzugsgebiet dominieren Dachsteinkalk mit über 90 % und Dolomit mit knapp 10 % (LAWA 1985). Seinen Zufluss erhält der Königssee über den Schreinbach, den Obersee, den Kesselbach, den Eisbach sowie den Königsbach. Der Seeabfluss Königssee-Ache ist durch ein Wehr reguliert, im Mittel verlassen 6,9 m³/s den See (Schaumburg 1996).

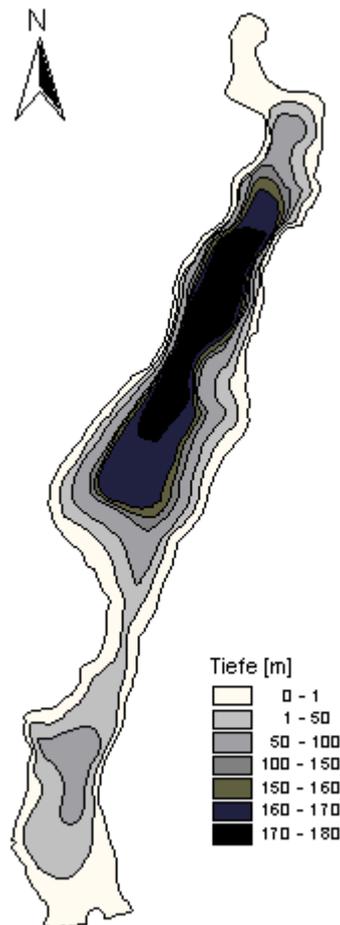


Abb. 19: Tiefenlinien des Königssees (Hofmann 2001)

1.11.2 Topographie und Morphometrie

Die hochalpine Umwallung mit oft bis zum Grund senkrecht abfallenden Steilwänden verleiht dem See eine fjordartige Ufermorphologie. Charakteristisch ist auch die mit maximal 190 m große Tiefe. Die größte Längsausdehnung verläuft von Norden nach

Süden. Mit einem Längen/Breitenverhältnis von 5,9 gehört der See zu den sehr schmalen Seen Bayerns.

Tab. 20: Topographie und Morphometrie des Königssees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
511,79	5,22	190,0	98,1	7195	1225	2,46	21,87	8,7	2,35

1.11.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Königssee ist ein dimiktisches Gewässer, jedoch aufgrund seiner Lage zwischen hohen Bergen und seiner Morphometrie selten völdurchmischt (ca. 1 mal in 6 Jahren), in der Regel also meromiktisch. Das Epilimnion reicht nur bis maximal 7 m Tiefe. Der Wasserkörper ist bis in 120 m Tiefe nahezu 100 % sauerstoffgesättigt. Nur im darunter liegenden Teil des Hypolimnions treten Sauerstoffdefizite auf, die Konzentration unterschreitet aber selten 5 mg/l. Die niedrigen mittleren Nährstoffkonzentrationen lagen im Zeitraum von 1980 bis 1994 bei 0,5 mg/l Nitrat-N und in bezug auf die Ammoniumkonzentrationen durchgängig im Bereich der Nachweisgrenze von 0,01 mg/l. Gesamtphosphor wurde vor 1993 in Größenordnungen von 5 µg/l bis 8 µg/l gemessen, zeigte 1993, 1994 und 1995 erhöhte Jahresmittelwerte von durchschnittlich 12,8 µg/l und bewegte sich im Jahr 2000 wieder in einem Bereich von 5,4 µg/l. Die niedrigen mittleren Chlorophyll a - Konzentrationen schwanken seit 1980 um 2 µg/l. Die mittleren Sichttiefen sind sehr hoch und lagen 1980 – 2000 im Bereich von 7 m – 10,5 m, bei Maximalwerten von 18 m. Die aktuellen Trophiekenngößen (Tab. 21) charakterisieren den Königssee, wie auch die Gewässergütekarte Bayerns von 1992, als oligotrophen See (Schaumburg 1996). Aus der Morphometrie ist für den geschichteten See als potentiell natürlicher Trophiezustand ebenfalls Oligotrophie (o) abzuleiten.

Tab. 21: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [µg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
7,8	168,0	2,0	10,4		5,2	< 5,0

Mit rund 1,5 mmol/l Hydrogencarbonat während der Vollzirkulation gehört der Königssee zu den mäßig kalkreichen Klarwasserseen. Dies verwundert auf den ersten Blick, da Carbonate das umgebende Gestein bilden. Das Wasser, das die Gesteine auslaugt, wird wahrscheinlich nicht sehr viel freies Kohlenstoffdioxid enthalten (geringe Mächtigkeit des Bodenumus), so dass nur wenig Carbonate gelöst werden können. Während der sommerlichen Produktionsphasen im Wasser verarmt das Hydrogencarbonat auf rund 1 mmol/l. Diesem Wechsel entsprechend steigt der pH-Wert dann bis auf 8,5, während er im Winter niedriger bleibt und im wesentlichen um 7,5 pendelt (LAWA 1985).

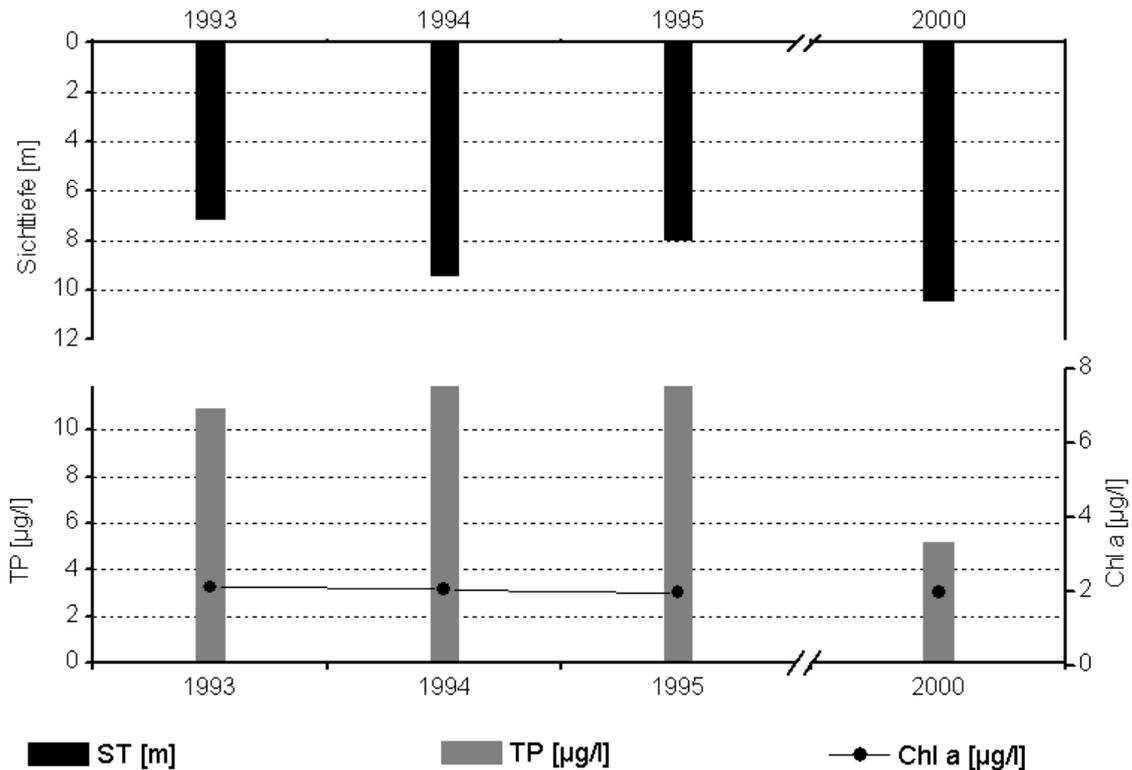


Abb. 20: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Königssee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.11.4 Flora und Fauna

Große Litoralbereiche des Königssees sind aufgrund der felsigen Steilufer für die Besiedlung durch Makrophyten ungeeignet. Es konnten zehn submerse Makrophytenarten nachgewiesen werden, unter denen die Armleuchteralgen mit *Chara strigosa* und *C. aspera* und die Hahnenfußart *Ranunculus trichophyllus* vorherrschten (Schaumburg 1996). *Chara strigosa* ist typisch für kalte, klare, nicht durch Phytoplankton getrübe Gewässer (LAWA 1985).

Im Phytoplankton kamen ganzjährig Arten der Diatomeen, Chrysophyceen und Cryptophyceen vor, Cyanobakterien und Chlorophyceen fehlten weitgehend. Bei den Diatomeen waren *Asterionella formosa*, *Fragilaria ulna/angustissima*, *Fragilaria nanana*, *Cyclotella bodanica*, *Cyclotella radiosa* und *Fragilaria crotonensis* vorherrschend mit maximalen Abundanzen im Mai und Juni. Zur gleichen Zeit erreichten die Chrysophyceenarten *Dinobryon divergens*, *Dinobryon cylindricum* und *Dinobryon sociale* ihr Maximum. *Chrysochromulina parva* trat dagegen konstant in Erscheinung, ebenso wie die Cryptophyceenarten *Rhodomonas lacustris* und *Rhodomonas minuta*. Bei den Dinoflagellaten erreichte *Ceratium hirundinella* ihr maximales Vorkommen im Herbst, *Gymnodinium helveticum* kam von August bis Februar und *Peridinium willei* vom Frühjahr bis zum Sommer vor (Schaumburg 1996). Im Untersuchungszeitraum April - November 2000 waren Diatomeen vorherrschend mit Gesamtbiovolumenanteilen zwischen 57 % und 85 %. Dabei dominierten im April *Fragilaria ulna* var. *acus* und *Cyclotella bodanica* sowie *Asterionella formosa*, im Mai und Juli *Cyclotella comensis* und *C. bodanica* und

später vorwiegend *C. bodanica*. Neben den Diatomeen waren im Mai Chrysophyceen mit *Dinobryon cylindricum*, im April und Juli die Cryptophyceenart *Cryptomonas ovata* und im September in geringem Ausmaß auch Chlorophyceen codominant. Maximale Biovolumina von 0,8 mm³/l bzw. 0,7 mm³/l wurden im Mai bzw. November registriert.

Nach einer Studie (Siebeck 1982) spielte innerhalb des Crustaceenplanktons der Copepode *Cyclops abyssorum* das ganze Jahr über die beherrschende Rolle (Individuendichten bis zu 6 Mio. Ind./l). Daneben waren die Kleinkrebsarten *Arctodiaptomus alpinus* und *Bosmina longispina* häufig. Insgesamt wurden 19 Rotatorienarten und 5 Kleinkrebsarten nachgewiesen (Schaumburg 1996). Auffallend ist das Vorkommen von kälteliebenden, oligotrophieanzeigenden Arten (LAWA 1985).

In tieferen Bereichen des Seebodens dominierten unter den größeren wirbellosen Tieren die Oligochaeten und die Chironomiden. Letztere erreichten im Sediment Dichten bis zu 14000 Ind./m² und waren mit 76 Arten vertreten, die den See als oligotroph charakterisieren (Schaumburg 1996).

Der Königssee ist ein Salmonidengewässer mit sechs Arten, unter denen Seesaibling (*Salvelinus alpinus salvelinus*) und eine Renkenart (*Coregonus cf. macrophthalmus*) vorherrschten. Unter den übrigen Fischen spielte der häufig vorkommende Hecht (*Esox lucius*) als größter Raubfisch und als Endwirt des Fischbandwurms eine Rolle (LAWA 1985).

1.11.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Seit dem 1. August 1978 ist der Königssee das Zentrum des Nationalparks Berchtesgaden. Die geringfügige Abwasserbelastung durch St. Bartholomä wurde durch Sanierungsmaßnahmen weitgehend behoben. Es ist kein privater Bootsverkehr zugelassen (LAWA 1985).

1.12 Langbürgner See

1.12.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Langbürgner See gehört zur ca. 22 km nordwestlich von Traunstein gelegenen Eggstätt-Hemhofer-Seenplatte, deren Gewässer ihrer Entstehung nach als Toteisseen bezeichnet und größtenteils von ergiebigen Quellen gespeist werden. Sie entstanden beim Rückzug des Gletschers aus abgetrennten Eisblöcken. Anfangs bildete sich ein Ursee, der sich durch Verlandung zur heutigen Seenplatte entwickelte. Ihre Seen sind zum Teil über ein Durchflusssystem miteinander verbunden. Der Langbürgner See gehört mit seinen einzelnen Becken zu den verkesselten Toteisseen. Als Teil des Seensystems Langbürgner See – Schlossee – Kautsee – Hartsee erfolgt der Ablauf aus dem Langbürgner See in den Schlossee (Siebeck 1989).

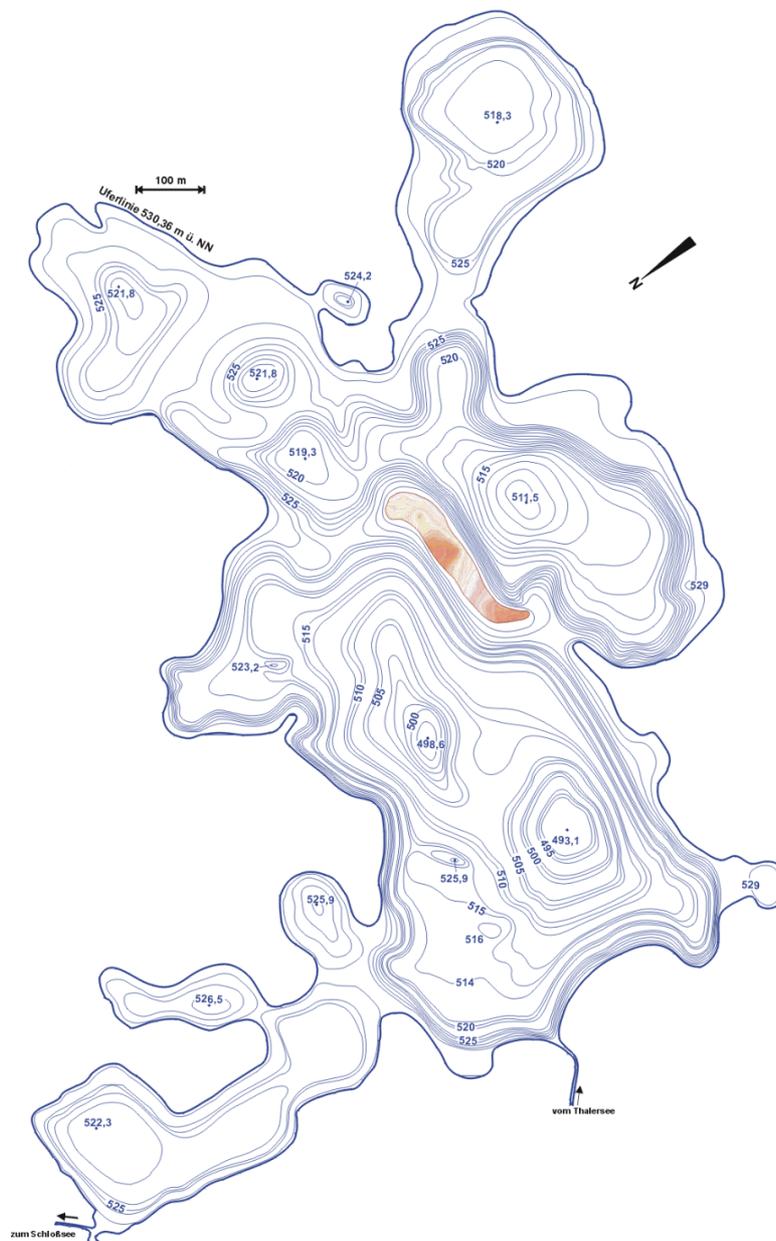


Abb. 21: Tiefenlinien des Langbürgner Sees (Wasserwirtschaftsamt Rosenheim 2001)

Einen Zufluss erhält das Gewässer aus dem nordwestlich gelegenen Thaler See. Das Einzugsgebiet des Langbürgner Sees umfasst eine Größe von 28,9 km² (Wasserwirtschaftsamt Rosenheim 2001).

1.12.2 Topographie und Morphometrie

Der 1,04 km² große Langbürgner See stellt ein in mehrere Einzelbecken untergliedertes Gewässer dar. Neben diversen kleinen, zwischen 8 und 12 m tiefen Teilbereichen existiert auch ein großes Hauptbecken, in welchem maximale Tiefen von bis zu 37,3 m ermittelt wurden. Insgesamt zeigt auch das Hauptbecken eine sehr ungleichmäßige Seebodenstruktur – flache und tiefe Bereiche wechseln einander ab. Inmitten des Hauptbeckens befindet sich eine Insellage.

Tab. 22: Topographie und Morphometrie des Langbürgner Sees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
9,09	1,04	37,3	9,1	1590	1205	2,58	5,85	6,4	

1.12.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Bei einem Tiefengradienten von deutlich > 1,5 weist das Gewässer eine stabile thermische Schichtung auf. Im Langbürgner See kam es 1993 schon im Mai ab 21 m zur Ausbildung einer anoxischen Zone, welche im Verlauf des Sommers nur langsam zunahm. Mitte Oktober erreichte sie ihre maximale Ausdehnung und begann bereits bei 15 m Tiefe. Damit waren in dieser Zeit ca. 16 % des Wasservolumens sauerstofffrei. Die Chlorophyll a-Werte schwankten zwischen Juni und Oktober 1993 in einem Größenbereich von 1,6 - 4,5 µg/l (Jüstel & Tröger 1995). Entsprechende quantitative Phytoplanktonverhältnisse wies der Langbürgner See auch 1999 auf, wo ein Vegetationsmittelwert von 3,0 µg Chl a/l bestimmt wurde. Eine mittlere Gesamtphosphorkonzentration von 29,0 µg/l sowie Sichttiefe von 5,6 m definieren das Gewässer nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) aktuell als mesotroph. Anhand des morphometrischen Referenztrophiegrades ist der Langbürgner See als auch natürlicherweise mesotroph einzuordnen.

Tab. 23: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,3	248	3,0	5,6		29,0	

Im Vergleich der 1980er und 1990er Jahre zeigten sich die mittleren Sichttiefen von einer Zunahme der mittleren Gesamt-Phosphorkonzentrationen nach 1984 (Verdopplung - annähernde Verdreifachung der Konzentrationen von 1983 und 1984) unbeeinflusst. Entsprechend der TP-Zunahme geht aus der leider lückenhaften Datenbasis eine scheinbar kurzfristige Zunahme und anschließende Abnahme der mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen hervor (Abb. 22).

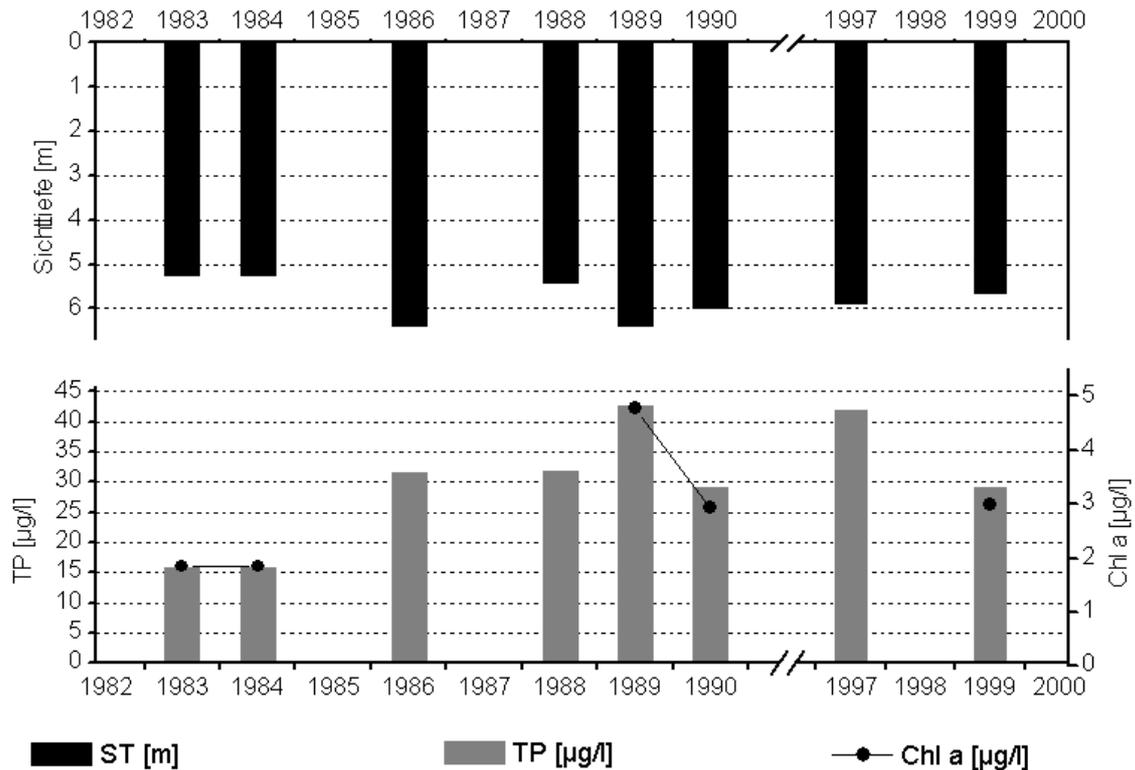


Abb. 22: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Langbürgner See (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.12.4 Flora und Fauna

Hinsichtlich der Zooplanktonbesiedlung des Langbürgner Sees ist *Eudiaptomus graciloides* die dominierende Art, gefolgt von den Cyclopiden, Daphnien und Diaphanosomen. *Bosmina longispina*, *Ceriodaphnia quadrangula* und *Chydorus sphaericus* wurden nur in geringen Mengen beobachtet.

1.12.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Langbürgner See wird u.a. als Angelgewässer genutzt, wobei hauptsächlich Karpfen, Brachsen, Aal, Hecht und Waller betroffen sind.

1.13 Niedersonthofener See

1.13.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Niedersonthofener See ist der größte See einer Seenkette und wird in Durchströmungsrichtung vom Mittleren und Unteren Insee gefolgt, während der Obere Insee ein Teilbecken dieses Hauptsees darstellt. Die von Randmooren umgebene und unter Landschaftsschutz stehende Seenkette ist in den voralpinen Allgäuer Naturraum der Illervorberge eingebettet. Diese durch Molasserippen gegliederte Moränenlandschaft zeichnet sich durch einen Wechsel von Grünland, Wald und Einödhöfen aus. Die jeweiligen Teilseen sind durch eine 100 m bzw. 300 m lange Rinne miteinander verbunden. Bei der Seenkette handelt es sich um eine durch Toteis erhaltene glaziale Eintiefung. In den Niedersonthofener See münden der Seebach, der Hasenlohbach, der Schratzenbach, der Dorfbach und einige weitere Wald- und Wiesenbäche. Die Seen werden durch den Waltenhofener Bach entwässert, dessen MQ bei 0,8 m³/s liegt (Schaumburg 1996).

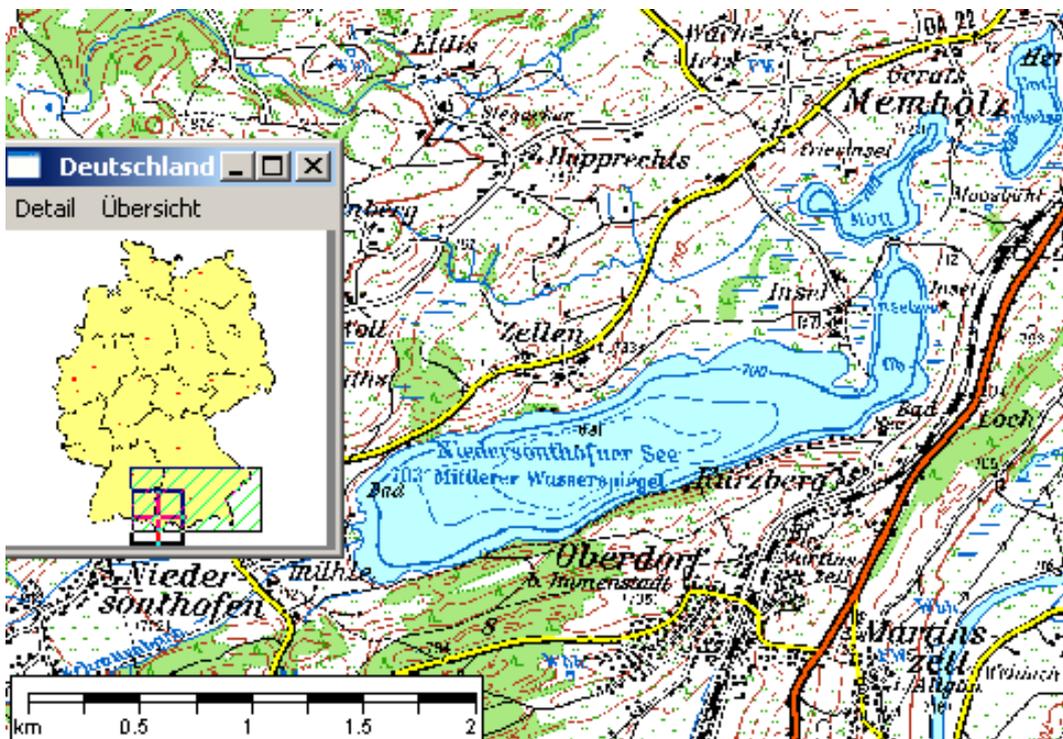


Abb. 23: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)

1.13.2 Topographie und Morphometrie

Der Niedersonthofener See gehört zu den mittelgroßen Seen Deutschlands. Mit einem Längen/Breitenverhältnis von 4,7 gehört der See zu den schmalen Seen Bayerns.

Tab. 24: Topographie und Morphometrie des Niedersonthofener Sees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
13,50	1,35	21,3	10,0	2730	580	1,8	3,2	6,7	0,70

1.13.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der See ist dimiktisch. Das Epilimnion weist in der Regel eine Mächtigkeit von 5 – 6 m auf. Im Sommer kommt es in den obersten Wasserschichten regelmäßig zu Sauerstoffübersättigungen, während sich z.B. im Jahr 1992 ab 2,5 m Tiefe Sauerstoffdefizite und ab 7,5 m sogar anaerobe Verhältnisse einstellten. Die mittleren Gesamtposphorkonzentrationen schwankten im Zeitraum 1981 – 2001 relativ stark, meist zwischen ca. 30 µg/l und 57 µg/l. Lediglich die Jahresmittelwerte 1995/96 lagen mit durchschnittlich 25,8 µg/l unterhalb dieses Bereiches. Die Maximalwerte erreichten im Sommer über Grund mehrere Hundert µgTP/l. Die relativ niedrigen mittleren Nitratkonzentrationen schwankten in dieser Zeit meist zwischen 0,2 mg/l und 0,4 mg/l (Ausnahme 1986: ca. 0,6 mg/l), die relativ hohen mittleren Ammoniumkonzentrationen zwischen 0,09 mg/l und 0,3 mg/l. Im Sommer werden die Nitratkonzentrationen im See weitgehend aufgezehrt, so dass das Algenwachstum zeitweise stickstofflimitiert sein kann.

Tab. 25: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
7,9	295,0	4,6	3,8		47,7	23,0

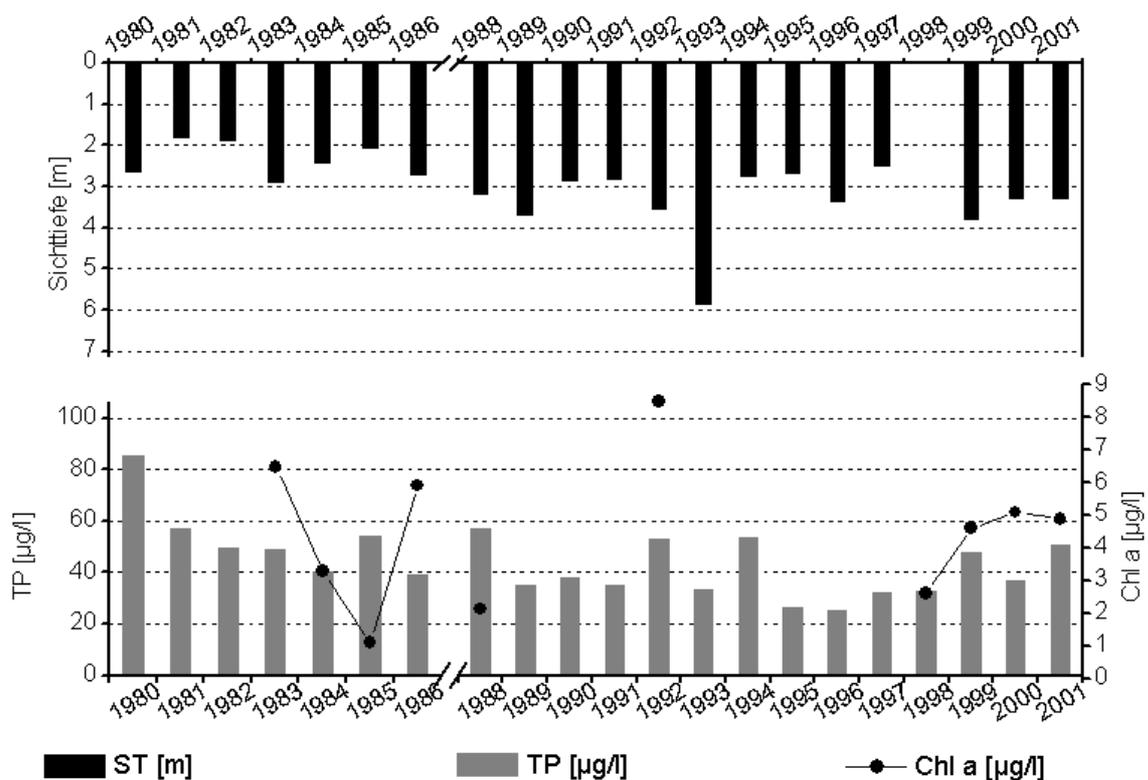


Abb. 24: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Niedersonthofener See (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

Der See ist in der bayerischen Gewässergütekarte von 1992 als eutroph ausgewiesen (Schaumburg 1996). Wie aus Abb. 24 hervorgeht, schwanken auch die mittleren Chlorophyll a - Konzentrationen relativ stark, überschritten aber nur im Jahr 1992 7 µg/l. Die mittleren Sichttiefen bewegen sich meist zwischen 1,8 m und 3,8 m, im Jahr 1993 wurde ein Maximum von annähernd 6 m erreicht. Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 25) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen mesotrophen Ist-Zustand. Hinsichtlich des morphometrischen Referenztrophiegrades ergibt sich für den See Mesotrophie (m).

1.13.4 Flora und Fauna

Im See konnten 1992 von Melzer & Rasig 34 Makrophytenarten, davon 16 submerse Arten, nachgewiesen werden.

Das Phytoplankton wurde im Frühjahr von Cryptomonaden, insbesondere von *Cryptomonas minuta*, dominiert, daneben kamen auch wenige Vertreter der *Cyclotella-Stephanodiscus*-Gruppen (Diatomeen) und coccale Chlorophyceen mit *Schroederia setigera* als häufigster Art vor. Das Sommerplankton wurde durch die Cryptomonaden *Cryptomonas ovata*, *Rhodomonas minuta*, *Rhodomonas lens*, *Katablepharis ovalis* sowie die Chlorophyceen *Phacotus lendneri*, *Scenedesmus linearis*, *Scenedesmus obtusus*, *Tetraedron minimum* und *Schroederia setigera* charakterisiert. Außerdem waren wiederum Arten der *Cyclotella-Stephanodiscus* waren sind von den Chlorophyceen die Arten *Ankyra judayi*, *Elakatothrix gelatinosa*, *Oocystis marssonii*, *Pediastrum boryanum*, *P. duplex*, *Coelastrum microporum* in stärkerem Maße vertreten sowie von den Diatomeen *Fragilaria crotonensis*, *Aulacoseira granulata* und *Asterionella formosa*, die im Winter innerhalb der Diatomeen dominiert. An Cyanobakterien kamen im Herbst *Gomphosphaeria lacustris* und *Coelosphaerium kützingianum*, im Herbst und Winter *Chroococcus limneticus* und *Aphanizomenon gracile* vor. Daneben ist der Winteraspekt durch Cryptomonaden und Diatomeen gekennzeichnet (Schaumburg 1996). Im Untersuchungszeitraum April - November 1998 dominierten im April Diatomeen mit der Art *Cyclotella radiosa* zu 94 % das Phytoplanktonvolumen. Im Juni waren in erster Linie Cryptophyceen durch die Arten *Cryptomonas ovata* und *Rhodomonas minuta* vertreten, zweitstärkste Klasse waren Diatomeen mit *Stephanodiscus neoastraea* und *C. radiosa*. Im August entfielen ähnliche Biovolumenanteile auf Dinophyceen (*Ceratium hirundinella*), Cryptophyceen und Chrysophyceen, die durch *Mallomonas caudata* repräsentiert wurden. Im November war *Ceratium hirundinella* zu 67 % am Gesamtbiovolumen beteiligt. Das maximale Biovolumen von 1,1 mm³/l im April wurde durch die Diatomeenblüte verursacht, im August wurden ähnlich hohe Werte von 0,9 mm³/l registriert.

Über die Fischfauna liegen keine Angaben vor.

1.13.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der See wird zur Freizeit und Naherholung sowie fischereilich vor allem aus dem Raum Kempten genutzt. Die Abwässer der Ortsteile Niedersonthofen, Zellen, Memhölz/Gerats der Gemeinde Waldenhofen wurden schon vor 1995 zur Kläranlage bei Kuhnen übergeleitet, im Laufe der Jahre 1995/1996 sollten die Ortsteile Oberdorf und Kurzberg angeschlossen werden (Schaumburg 1996).

1.14 Pelhamer See

1.14.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Pelhamer See befindet sich inmitten eines Naturschutzgebietes nordwestlich des Chiemsees, zwischen den Ortschaften Gachensolden, Eggstätt und Stephanskirchen. Er gehört zur Eggstätt-Hemhofer-Seenplatte, deren Gewässer ihrer Entstehung nach als Toteisseen bezeichnet und größtenteils von ergiebigen Quellen gespeist werden. Als Teil dieser Seenplatte entwässert der Pelhamer See über die Achen in den südwestlich gelegenen Hartsee und erhält Wasser über zwei Zuflüsse aus nordwestlicher sowie einen Zufluss aus südwestliche Richtung. Das Einzugsgebiet des Hartsees umfasst eine Größe von 17,24 km² (Wasserwirtschaftsamt Rosenheim 2001).

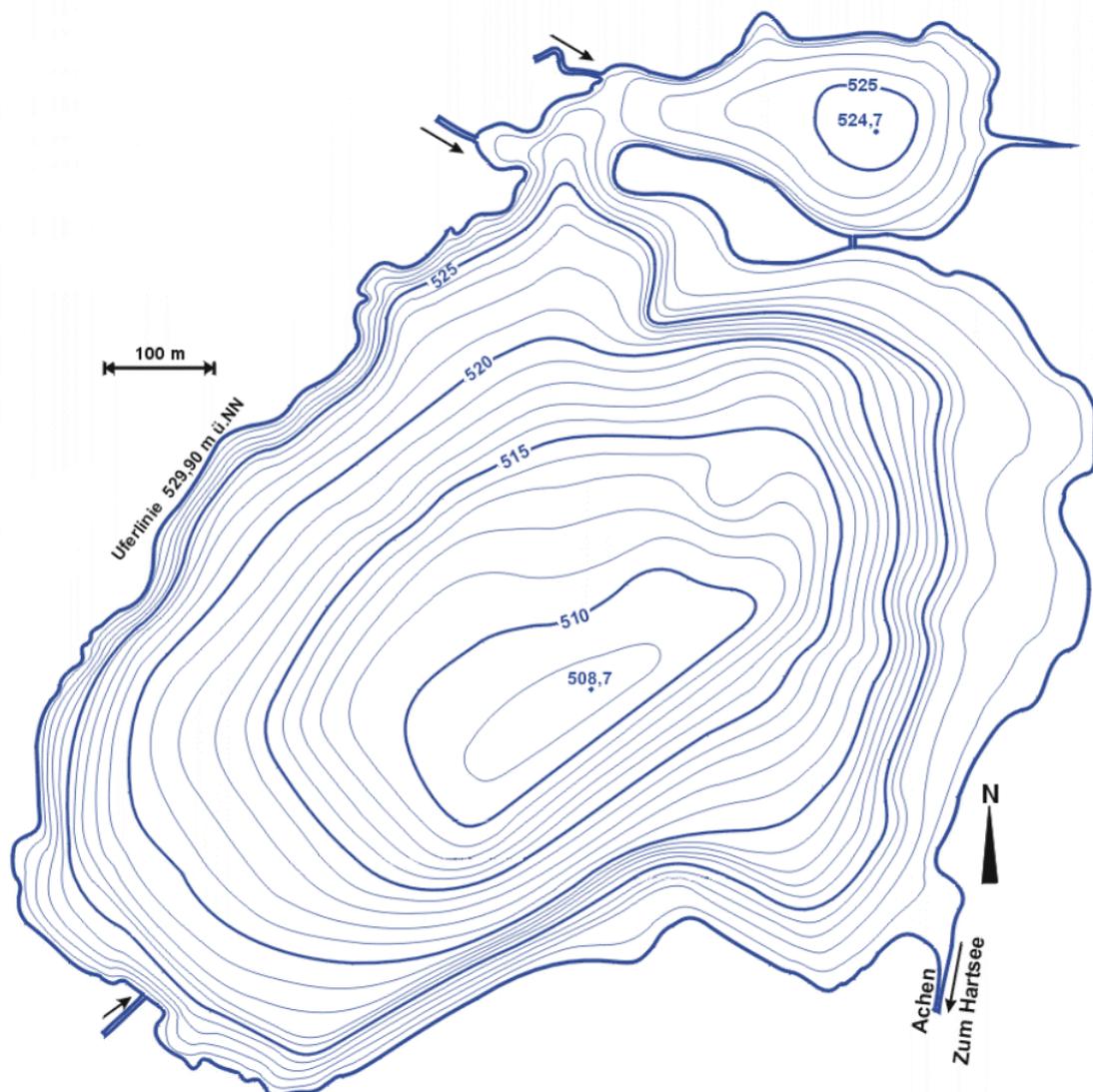


Abb. 25: Tiefenlinien des Pelhamer Sees (Wasserwirtschaftsamt Rosenheim 2001)

1.14.2 Topographie und Morphometrie

Morphologisch gliedert sich der 0,71 km² große Pelhamer See in ein großes Hauptbecken und ein sich nördlich anschließendes kleines Nebenbecken. Letzteres weist nur eine Tiefe von ca. 5 m auf, während mittig des ovalen Hauptbeckens eine maximale Tiefe von 21,3 m gemessen wurde. Die Böschungen fallen ringsum gleichmäßig zur Mitte hin ab und die Uferbereiche zeigen nur eine geringe Verzahnung.

Tab. 26: Topographie und Morphometrie des Pelhamer Sees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
6,76	0,71	21,3	9,5	1168	905	1,40	3,63	5,9	

1.14.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Beim Pelhamer See handelt es sich entsprechend einem Tiefengradienten von 3,6 um ein geschichtetes Gewässer. Das den folgenden Ausführungen zugrundeliegende Datenmaterial bezieht sich allerdings ausschließlich auf Oberflächenproben. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes 1997 lagen die pH-Werte mit mittleren 7,7 im schwach alkalischen Bereich, der für die heimische Süßwasserfauna (insbesondere Fische) als ideal gilt. Die Leitfähigkeiten erreichten im Durchschnitt 432 µS/cm und somit insgesamt eher geringe Werte. Trophisch ist das Wasser des Pelhamer Sees 1997 als mesotroph einzustufen, während in den 1980er Jahren noch hochproduktive Verhältnisse im Gewässer herrschten. Zwischen 1982 und 1997 gingen die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen um ca. 79 µg/l auf 40,7 µg/l zurück, die Sichttiefen stiegen um ca. 0,5 m auf 2,2 m und die Chlorophyll a - Konzentrationen halbierten sich in etwa auf 6,1 µg/l. Der morphometrische Referenztrophiegrad charakterisiert den Pelhamer See ebenfalls als natürlicherweise mesotroph.

Tab. 27: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1997, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1997) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
7,7	432	6,1	2,2		40,7	

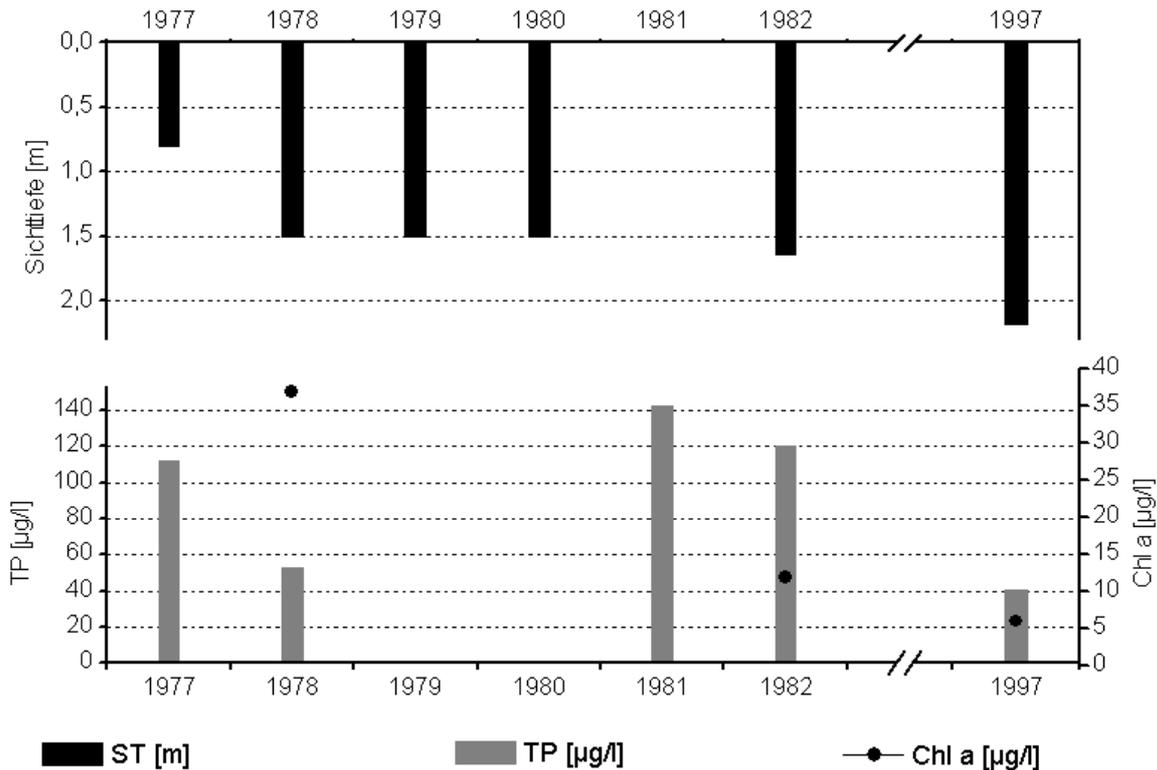


Abb. 26: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Pelhamer See (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.14.4 Flora und Fauna

Im Untersuchungszeitraum Mai - Dezember 1997 entwickelte das Phytoplankton ein maximales Gesamtbiovolumen (GBV) von 5,1 mm³/l im Oktober/November. Im Mai lag es bei 2,7 mm³/l. Zu dieser Zeit waren Diatomeen mit der Art *Cyclotella radiosa* und einem GBV-Anteil von 85 % vorherrschend. Auch im Juni hatten diese den größten Biovolumenanteil, *C. radiosa* wurde nun auch von *Tabellaria fenestrata* begleitet. Daneben waren Crypto- und Dinophyceen, vertreten durch *Rhodomonas minuta* bzw. *Ceratium hirundinella*, codominant. Im Juli traten auch Cyanobakterien stärker in Erscheinung, die dann im weiteren Jahresverlauf mit 80 - 97 % GBV-Anteil das Phytoplanktonbild bestimmten. Innerhalb dieser dominierte im August *Aphanizomenon flos-aquae*, in der Folge dann *Leptolyngbya tenuis*. Bis Dezember sank das Gesamtbiovolumen auf 0,5 mm³/l.

1.14.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Den Pelhamer See nutzen Erholungssuchende u.a. als Angel- sowie Badegewässer (mit Liegerasen und Steg). Es werden hauptsächlich Karpfen, Brachsen, Aal, Hecht und Waller geangelt.

1.15 Pilsensee

1.15.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Pilsensee gehört zum sogenannten „Fünfseenland“, das im Nahverkehrsbereich von München liegt. Er befindet sich nordöstlich des Ammersees und südlich des Wörthsees und ist weitgehend von markanten Wallmoränenrücken eingerahmt. Das Südufer geht in das Herrschinger Moos über, welches unter Naturschutz steht. Der See ist aus der nordöstlichen Verzweigung des Eisstausees der Ammersee-Glazialwanne entstanden und wurde postglazial durch den geschiebereichen Kienbach sowie durch Absenkung des Ammerseespiegels allmählich abgeschnürt. Auf dem Rückstau der Kienbachdeltaschüttung bildete sich dann das Herrschinger Moos. Das Einzugsgebiet weist eine Größe von 37,8 km² auf. Den Hauptzulauf des Sees bildet neben einigen weiteren Bächen und dem eher unbedeutenden Grundwasserzustrom der Aubach mit einem MQ von 0,4 m³/s. Den Seeauslauf stellt der Weißbach dar, der in den Ammersee mündet (Schaumburg 1996).

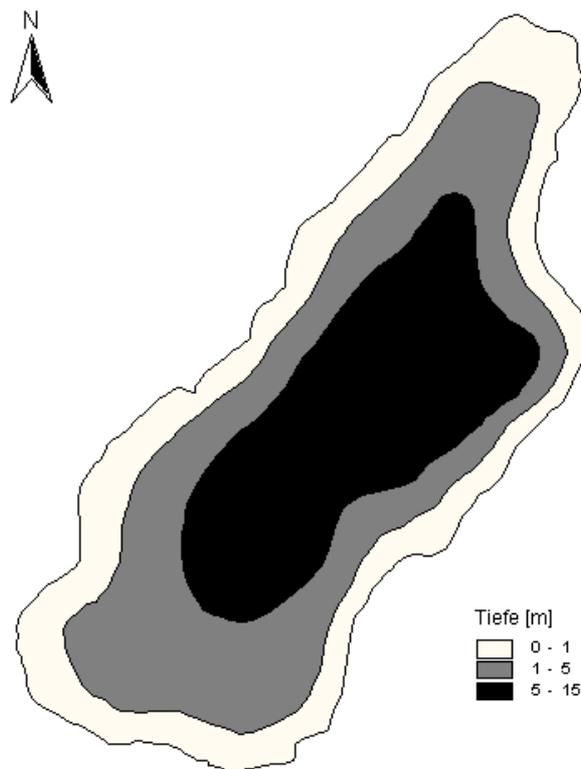


Abb. 27: Tiefenlinien des Pilsensees (Hofmann 2001)

1.15.2 Topographie und Morphometrie

Der Pilsensee gehört mit fast 200 ha zu den mittelgroßen Seen Deutschlands. Seine größte Länge erstreckt sich von Nordosten nach Südwesten.

Tab. 28: Topographie und Morphometrie des Pilsensee (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
18,10	1,95	17,1	9,3	2715	1030	1,3	2,5	6,9	1,00

1.15.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der dimiktische Pilsensee weist im Sommer ein Epilimnion bis in ca. 7,5 m Tiefe auf. Hier kommt es während der Sommerstagnation zu Sauerstoffübersättigungen, während das Hypolimnion durch starke O₂-Zehrungen und anaerobe Verhältnisse oft schon ab 10 m Tiefe charakterisiert ist, die von erhöhten Ammonium- und Phosphorkonzentrationen insbesondere über Grund und zeitweiliger Schwefelwasserstoffbildung begleitet sind.

Tab. 29: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,2	450,0	7,3	2,3		17,3	14,4

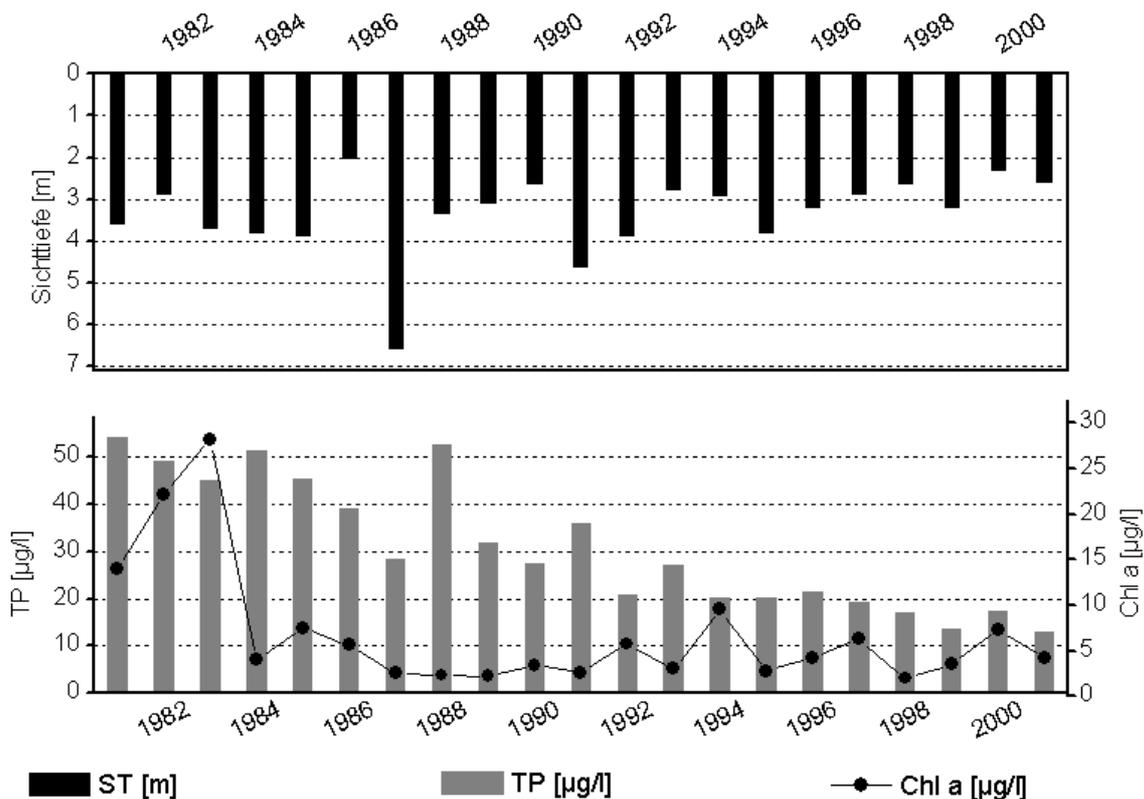


Abb. 28: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Pilsensee (Jahresmittelwerte) prüfen! (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

Im Zeitraum von 1981–1994 schwankten die hohen mittleren Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen zwischen 1,2 mg/l und 2,0 mg/l (NO₃-N) bzw. zwischen 0,3 mg/l und 0,5 mg/l (NH₄-N). Bei den mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen lässt sich ein Rückgang von ca. 54 µg/l im Jahr 1981 auf ca. 21 µg/l im Jahr 1992 verzeichnen. Die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen waren Anfang der 1980er

Jahre mit bis zu 30 µg/l noch sehr hoch, sanken danach jedoch auf Konzentrationen unter 10 µg/l, häufig unter 5 µg/l. Die mittlere Sichttiefe schwankte meist zwischen 2,0 und 4,0 m, manchmal lag sie auch über diesen Angaben. In der Gewässergütekarte Bayerns von 1992 ist der Pilsensee als eutroph eingestuft, obgleich die niedrige Algenbiomasse und die stark zurückgegangene Phosphorbelastung schon auf günstigere Verhältnisse hindeuten (Schaumburg 1996). Während sich die mittleren Chl a-Konzentrationen und Sichttiefen nach 1994 (s. Abb. 28) tendenziell unverändert zeigten, zeichnete sich ein weiterer Rückgang der mittleren Gesamtposphorkonzentrationen auf < 20 µg/l ab. Die Trophiebewertung nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) ergibt einen mesotrophen Ist-Zustand. Der trophische Referenzzustand, ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient, weist den geschichteten See nach (LAWA 1998) als natürlicherweise mesotroph (m) aus.

1.15.4 Flora und Fauna

Im Jahr 1987 wurde eine Makrophytenkartierung im Pilsensee durchgeführt (Melzer *et al.* 1988), die 18 Röhricht-, 2 Schwimmblatt- sowie 23 submerse Arten nachwies.

Im Phytoplankton des Sees wurden 56 Arten nachgewiesen. Im Frühjahr dominierten Diatomeen, wobei die Arten *Fragilaria ulna/acus*, *Fragilaria crotonensis* und *Asterionella formosa* die Hauptbiomasse stellten (Holzmann 1994), daneben waren *Cyclotella cf. comensis* und *Diatoma tenuis* häufig. Chrysophyceen und hier vor allem *Dinobryon divergens* und *Dinobryon sociale* waren im Frühsommer vorherrschend, gefolgt von Dinophyceen wie *Ceratium hirundinella* und Cryptomonaden wie *Rhodomonas minuta*, *Rhodomonas lens*, *Cryptomonas ovata* und *Katablepharis ovalis*, die im Sommer bedeutende Anteile am Phytoplankton stellten. Im Herbst traten Cyanobakterien mit den Arten *Chroococcus minutus* und *Microcystis firma* verstärkt in Erscheinung. Chlorophyceen spielten auch im Sommer keine herausragende Rolle, regelmäßig waren jedoch die Arten *Phacotus lendneri*, *Nephrocytium agardhianum*, *Pediastrum boryanum* und *Willea vilhelmii* vertreten.

Zur Fischfauna des Pilsensees liegen keine Angaben vor.

1.15.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der See im Naherholungsbereich von München ist entsprechend stark von Erholungssuchenden frequentiert. So ist ein Campingplatz mit über 1000 Stellplätzen vorhanden.

Im Jahr 1978 wurde ein Ringkanal gebaut, der mit dem Ammerseeringkanal verbunden ist und einen Anschlussgrad von 99 % garantiert (Schaumburg 1996).

1.16 Riegsee

1.16.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Riegsee liegt wie der Staffelsee und der kleine Froschhauser See in der Murnauer Molassemulde, deren Ränder die Seen im Süden wie im Norden einfassen. Zugleich sind sie in das sogenannte Murnauer Schotterfeld eingebettet, das die Mulde füllt und im Norden über die Molasserippe bis nach Eberfing und Huglfing hinausreicht. Über diese tektonische und glazifluviale Großgliederung sind die noch frischen Kleinformen der kuppigen Grundmoränen als Drumlins um die Seen gebreitet. Östlich des Riegsees hat schuttbefruchtetes Toteis ein lebhaftes Relief hinterlassen. Der Riegsee weist keinen oberirdischen Abfluss auf, er stellt damit einen Blindsee dar, dessen Abflussmöglichkeiten in Grenzen gehalten sind und nicht immer den Zuflussmengen entsprechen. Für einen solchen See (siehe Eibsee) sind stärkere Wasserspiegelschwankungen typisch. Der Wasserkörper des Riegsees ist durch Abdichtung des Seebeckens eigenständig geworden. Nur zwei Rinnsale, aus dem Froschhauser See und vom Hannesberg kommend, münden im Süden in den See. Der geschätzte Abfluss beträgt ca. 300 l/s.

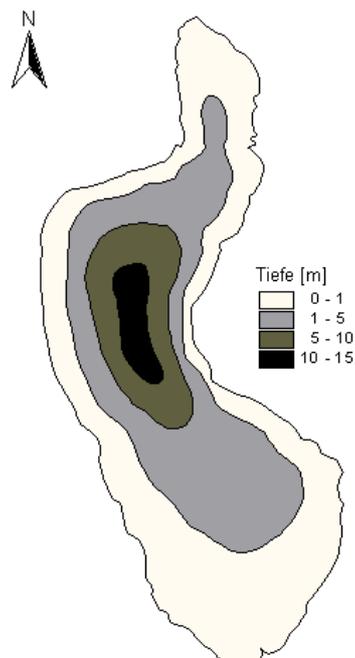


Abb. 29: Tiefenlinien des Riegsees (Hofmann 2001)

1.16.2 Topographie und Morphometrie

Der Riegsee ist S-förmig und erstreckt sich in seiner Längsausdehnung von Norden nach Süden. Die Lotungen von 1975/76 zeigen den Riegsee als eine ziemlich gleichmäßige konkave Hohlform, die ihre größte Breite im Südteil aufweist und sich nach Norden verschmälert.

Tab. 30: Topographie und Morphometrie des Riegsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
12,78	1,97	15,4	6,8	2830	1020	1,7	2,2	7,0	

Die tiefste Stelle befindet sich in der Seemitte. Östlich davon engt ein Drumlinrücken den Zentralteil etwas ein. Hier ist auch die steilste Böschung gelegen.

1.16.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Als flacher See erwärmt sich der Riegsee im Frühjahr sehr rasch und zählt zu den wärmsten der bayerischen Gewässer. Ein Hypolimnion kann sich also nicht ausbilden. Als seichter See gefriert er auch leicht und ist häufig ab Dezember bis zum März mit Eis und Schnee bedeckt. Beprobungen durch das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft seit 1975 ergaben insgesamt das Erscheinungsbild eines sehr nährstoffreichen Sees. Die hohe Primärproduktion setzt bereits unter der Eisdicke ein und führt während der Sommerstagnation aufgrund der darauf folgenden Zersetzung des organischen Materials zu einem totalen Sauerstoffdefizit ab ca. 8 m Tiefe. Erst nach der herbstlichen Vollzirkulation herrscht wieder ein ausgeglichener Sauerstoffhaushalt im See. Der Riegsee zählt zu den Seen mit extrem klinograder O₂-Kurve, die einen O₂-Schwund bereits in geringer Tiefe zeigen. Der eutrophe Zustand des Sees zeigte sich auch in der Gesamtphosphorkonzentration, die während der Vollzirkulationen im Mittel bei 40 µg/l und 50 µg/l lag, jedoch in der Sommerstagnation bis zu 310 µg TP/l erreichte. Die Konzentration von Nitrat bewegte sich zwischen 0,03 mg/l und 0,06 mg/l, die von Ammonium zwischen 0,015 mg/l und 0,5 mg/l. Im Sommer wird der Stickstoff zum produktionsbegrenzenden Faktor.

Aus der Morphometrie ist für den ungeschichteten See als potentiell natürlicher Trophiezustand Oligotrophie (o) abzuleiten (LAWA 1998). Für den Ist-Zustand lässt sich nach dem LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) ein eutropher (e1) Trophiegrad ermitteln.

1.16.4 Flora und Fauna

Nur in der Horner Lache und im nördlichen Seezipfel sind nennenswerte Schilfbestände und Schwimmblattgesellschaften ungestört erhalten geblieben. Eutrophie anzeigende Laichkräuter fanden sich an vielen Stellen des Litorals. Einzelne Characeenbestände deuteten dagegen auf Austritte klaren Grundwassers.

Das Phytoplanktonwachstum ist sehr stark. Im Herbst kam es zu Massenproduktionen der Cyanobakterienart *Anabaena flos-aquae* und im Frühjahr von Diatomeen und Flagellaten.

1.16.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der alte Straßenmarkt Murnau und die Orte um die Seen haben sich auf die Dienstleistungen für Fremdenverkehr, Naherholung, Industrie und Gewerbe eingestellt. Westlich des Seeortes Riegsee und südlich von Hofheim befinden sich zwei große Campingplätze. Der Riegsee ist mit verschiedenen breiten Uferanteilen Landschaftsschutzgebiet. Trotz der im Jahre 1978 fertiggestellten Ringkanalisation blieben die Nährstoffkonzentrationen aufgrund der internen Düngung aus der Schlammschicht und durch Einschwemmungen aus den intensiv bewirtschafteten zum See hin geneigten Wiesenhängen hoch (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1982).

1.17 Schliersee

1.17.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Genese nach handelt es sich bei dem Schliersee um einen Zungenbeckensee des Schlierseegletschers. Das Tal des Schliersees ist in den Alpenrand eingesenkt. Am Schliersee steigen die Flyschberge (Rohnberg und Brunstkogel) des West- und Ostufers nicht über 1300 m hoch. Mehrere Endmoränenwälle des Schlierseegletschers riegeln das Nordende des Sees ab. Am Süden ragen die Schlierseer Berge mit Rotwand und Hochmiesing bis knapp 1900 m auf. Im Süden prägt die Ortschaft Fischhausen das Landschaftsbild. Der nach Norden offene Talraum wird am Ufer vom Markt Schliersee beherrscht. Charakteristisch für den Schliersee sind seine bewaldete Insel Wörth und die am nördlichen Ende aufragende Halbinsel Freudenberg. Das Einzugsgebiet weist eine Größe von 27,15 km² auf (LAWA 1985). Den Hauptzufluss bildet der Langenbach, welcher mit 12,2 km² die Hälfte des Einzugsgebietes entwässert. Den einzigen Abfluss (0,9 m³/s) stellt die Schlierach dar (Schaumburg 1996).

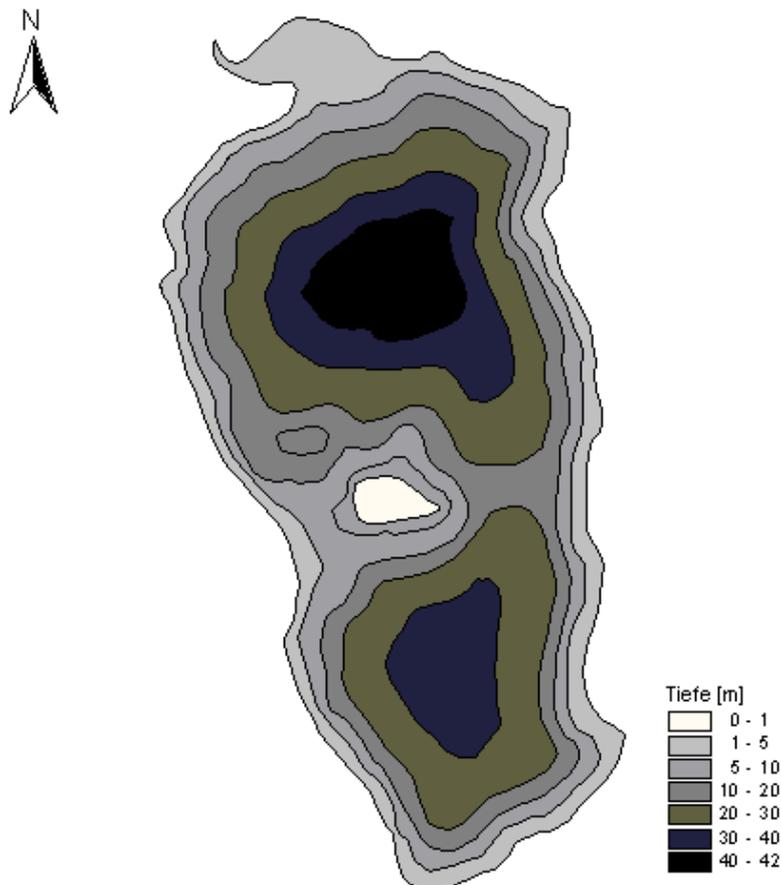


Abb. 30: Tiefenlinien des Schliersees (Hofmann 2001)

1.17.2 Topographie und Morphometrie

Im Schliersee befindet sich die Insel Wörth. Nördlich und südlich der Insel weist der See je ein tiefes Becken auf. Mit einem Längen/Breitenverhältnis von 2 ist der See doppelt so lang wie breit.

Tab. 31: Topographie und Morphometrie des Schliersees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
53,13	2,22	40,5	23,9	2515	1253	1,4	5,8	6,9	1,89

1.17.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Aufgrund seiner windgeschützten Lage zwischen den Flyschbergen blieben Volldurchmischungen häufiger aus. Der dimiktische Schliersee ist also zugleich als potentiell meromiktisch anzusehen. Allerdings wird seit 1982 durch den Betrieb einer Totalumwälzungsanlage im Frühjahr und Herbst eine Vollzirkulation erreicht. Das Epilimnion reicht während der Sommerstagnation nur 5 m bis 7 m tief. Im Tiefenwasser ließ sich während dieser Periode auch im Jahr 1992 noch eine starke Sauerstoffzehrung bis hin zu anaeroben Verhältnissen ab 30 m Tiefe beobachten. Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen lagen zwischen 1982 und 1994 zwischen 14 µg/l und 19 µg/l, die mittleren Nitratkonzentrationen relativ beständig bei 0,4 mg/l. Die Ammoniumkonzentrationen sanken nach Beginn der Zwangszirkulation auf Werte um 0,1 mg/l ab, stiegen aber bei anaeroben Verhältnissen im Tiefenwasser drastisch auf nahezu 1 mg/l an.

Die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen schwankten im Zeitraum von 1982 – 1994 zwischen 11 µg/l und 18,5 µg/l, die mittleren Sichttiefen um 2,0 m. In der bayerischen Gewässergütekarte von 1992 ist der Schliersee als eutroph eingestuft, obgleich die Nährstoffbelastung diesen Zustand schon länger nicht mehr erwarten lässt (Schaumburg 1996). Nach 1994 nahmen die Chl a-Konzentrationen weiter auf < 10 µg/l bzw. im Jahr 1997 sogar auf < 5 µg/l bei zeitweiliger Verbesserung der Sichttiefenverhältnisse ab (Abb. 31). Gesamtphosphor zeigte im Vergleich zu den Vorjahren keine deutlichen Konzentrationsveränderungen im Jahresmittel. Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 32) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen eutrophen (e1) Ist-Zustand. Hinsichtlich des morphometrischen Referenztrophiengrades ergibt sich für den See Oligotrophie (o) (LAWA 1998).

Tab. 32: Novemberwerte chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000). (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002) Werte von 1999 nehmen

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
7,5	379,0		2,5		19,2	

Mit einer Konzentration von ca. 3 mmol/l Hydrogencarbonat ist der Schliersee kalkreich. Produktionsbedingt wird der Hydrogencarbonatgehalt bis auf etwa 2,6 mmol/l vermindert. Die pH-Werte liegen bei 7,5 (über Grund während der Schichtung) und 8,6 während Algenentwicklungen an der Oberfläche (LAWA 1985).

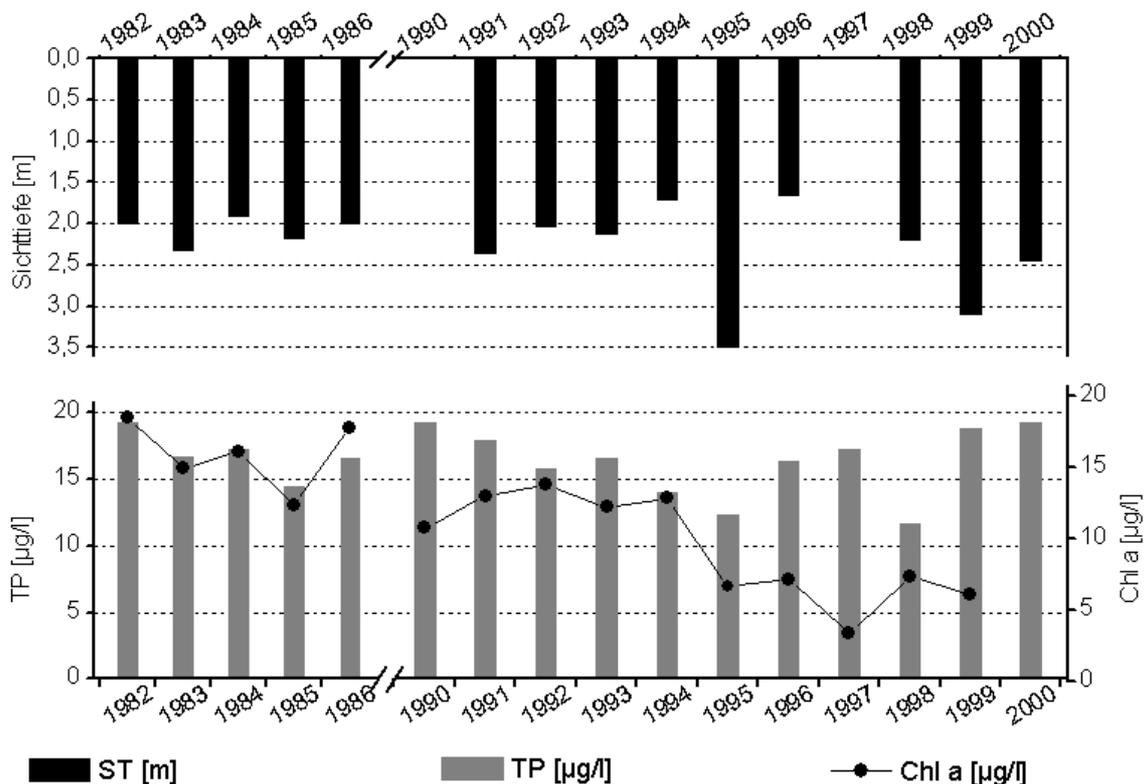


Abb. 31: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Schliersee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.17.4 Flora und Fauna

Die Uferzonen des Schliersees sind weitgehend frei von Wasserpflanzen und Verlandungsgesellschaften. So wächst Röhricht nur in den flacheren Buchten am (nord-)westlichen und östlichen Seerand. An Röhrichtarten wurden bei einer Kartierung im Jahr 1990 *Acorus calamus*, *Carex elata*, *Eleocharis acicularis* (nur die submerse Form), *Lythrum salicaria*, *Phragmites communis* und *Scirpus lacustris* bei zumeist geringer Verbreitung und Häufigkeit nachgewiesen. Lediglich nördlich der Mündung des Breitenbaches erreichte *Phragmites communis* eine massenhafte Ausbreitung. *Nuphar lutea* stellte die einzige bedeutende Schwimmblattpflanze des Sees dar, deren Verbreitungsschwerpunkt im Bereich des Seeabflusses lag. Innerhalb der submersen Makrophytenvegetation erreichte keine Art massenhaften Wuchs. Auch die Schätzstufe „häufig“ wurde nur für das Vorkommen von *Nitella opaca* in zwei lokal begrenzten Bereichen (am Westufer und Südostufer) vergeben. „Verbreitet“ war das Vorkommen von *Chara tomentosa* am Ostufer, um die Insel Wörth herum und nördlich der Breitenbachmündung, noch seltener dasjenige von *Chara aspera*, *Chara contraria* und *Chara fragilis*. Unter den Wassermoosen erreichte lediglich *Fontinalis antipyretica* nennenswerte Häufigkeiten entlang von Grundwasserzutritten insbesondere am Südufer. Ein verbreitetes Vorkommen vor allem entlang des Ost- und Westufers zeigten die Arten *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton perfoliatus* sowie *Potamogeton pectinatus* entlang des Ostufers und *P. crispus* am Südufer der Halbinsel Freudenberg, ohne dass dichte und geschlossene Bestände ausgebildet wurden. Am Nordufer wies die als eutrophant geltende Art

Zannichellia palustris ein verbreitetes Vorkommen und die größte Häufigkeit unter den submersen Makrophyten auf (Melzer & Hünerfeld 1990).

Im Phytoplankton dominierten im Zeitraum von 1980 bis 1994 wie auch schon zuvor die fädigen Cyanobakterien mit den Arten *Planktothrix rubescens* und *Limnothrix redekei*, die ganzjährig vorhanden sind und regelmäßig ausgeprägte Blüten bilden. Sie stellten die Hauptbiomasse mit einem Maximum im Herbst, obwohl sich seit 1989 ein Rückgang ihrer Biomasse zeigt. Die ebenfalls ganzjährig auftretenden Diatomeen wie *Fragilaria ulna/acus*, *Cyclotella*- und *Stephanodiscus*-Arten bildeten im Frühsommer ihre Maxima aus, zuvor erreichten die Chrysophyceen mit *Dinobryon sociale* und *D. sertularia* sowie *Mallomonas sp.*, *Spumella* und *Chromulina sp.* ihre maximalen Abundanzen. Die Hauptentwicklung der Cryptophyceen wie *Rhodomonas minuta* und *Cryptomonas ovata* fand im Frühjahr und Herbst statt (Schaumburg 1996). Im Untersuchungszeitraum April - Dezember 1996 bildete das Phytoplankton erhebliche Biovolumina von maximal 53,1 mm³/l im September aus. Ein ähnlich hoher Peak wurde auch im Mai mit 50,8 mm³/l registriert und sogar im Dezember lag das Biovolumen noch bei 19,1 mm³/l. Wie schon in den Vorjahren wurde das Phytoplanktonbild von Cyanobakterien (*Limnothrix redekei*) beherrscht, deren Anteil am Gesamtbiovolumen ganzjährig zwischen 79 % und 98 % schwankte. Lediglich im Juni waren Diatomeen, vertreten durch *Fragilaria ulna* var. *acus*, mit einem GBV-Anteil von 20 % codominant.

Im Fischbestand des Schliersees, der primär angelfischereilich und sekundär durch Berufsfischer genutzt wird, spielen die Renken die wichtigste Rolle, gefolgt von Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Hecht (*Esox lucius*) (LAWA 1985).

1.17.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Das Schlierseetal ist touristisch stark frequentiert, Schwerpunkte bilden der Markt Schliersee und zum geringeren Teil die südlich gelegenen Orte Neuhaus und Fischhausen. Im Seebereich existieren zahlreiche Übernachtungsmöglichkeiten, ein Campingplatz sowie mehrere Freibadeplätze. Die Wasserfläche wird zum Bootfahren (Tret-, Elektroboote), Segeln und Surfen genutzt. Um den See führt ein gern benutzter Wanderweg.

Es existiert eine Ringkanalisation, die Sammler-Westspange um den See zum Anschluss der Orte am Südufer wurde Ende der 1970er Jahre fertiggestellt. Ende 1982 wurde am Schliersee eine Druckluftanlage zur Einleitung der Vollzirkulationen für beide Seebecken in Betrieb genommen. Die reduzierten chemischen Verbindungen wie Ammonium und Schwefelwasserstoff im Hypolimnion konnten durch den Betrieb der Anlage vermindert (reoxidiert) werden (LAWA 1985). Die seit 1964 existierende Kläranlage wurde 1994 von 40.000 EW auf 80.000 EW erweitert (Schaumburg 1996).

1.18 Simssee

1.18.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der See liegt östlich von Rosenheim eingebettet in eine hügelige Moränenlandschaft. Seiner Genese nach handelt es sich bei dem Simssee um einen Zungenbeckensee. Der Simssee füllt heute nur noch teilweise eine breite Furche, die als Ausläufer des ehemaligen Rosenheimer Seebeckens betrachtet werden kann. Die nordwestlichen und südwestlichen Moore sowie die Uferhänge waren für eine dichte Besiedlung wenig geeignet, so dass trotz Bahnlinie und Straße keine Ortschaften am See entstanden. Die steileren Nordwesthänge des Seeufers sind geschlossen bewaldet, sie flachen sich im südlichen Teil ab und werden hier landwirtschaftlich genutzt. Der gegenüberliegende Südosthang ist größtenteils durch Wochenendhäuser verbaut, jedoch bestimmen auch hier die Reste früherer Wälder das Landschaftsbild weitgehend. Der Simssee, seine Verlandungszone und ein Teil der umliegenden Moränenlandschaft stehen unter Landschaftsschutz. Die Größe des Einzugsgebiets beträgt $59,5 \text{ km}^2$ (LAWA 1985). Von mehreren kleinen Zuflüssen bilden die Antwoer Achen und die Thalkirchener Achen mit je $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ die Hauptzuflüsse. Die beiden Seeausflüsse am Südwestende des Sees vereinigen sich zur Sims, die einen MQ von $1,9 \text{ m}^3/\text{s}$ hat. Der See ist durch relativ hohe Wasserspiegelschwankungen (40 – 70 cm) gekennzeichnet, die keinen eindeutigen Jahresgang zeigen (Schaumburg 1996).

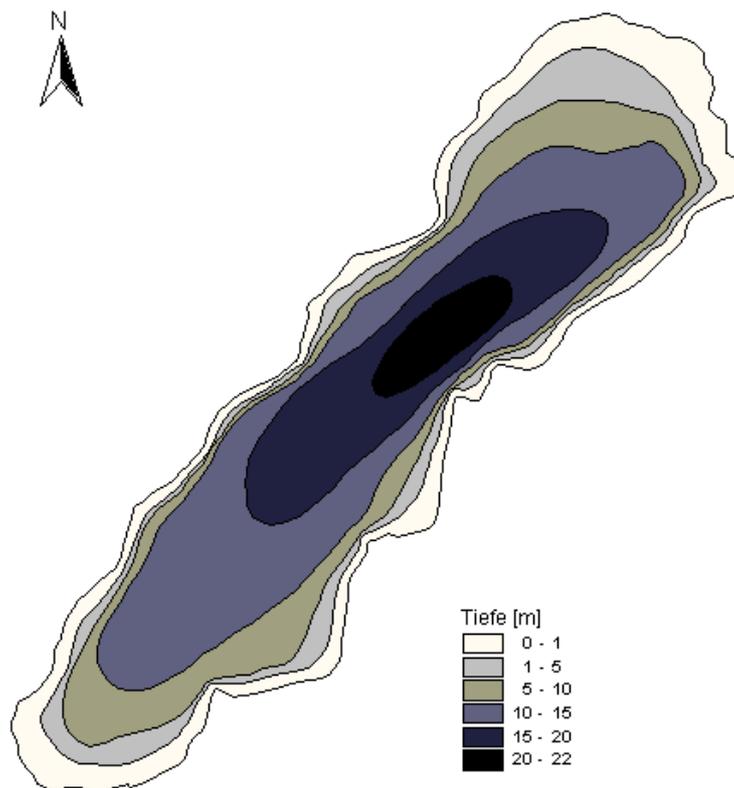


Abb. 32: Tiefenlinien des Simssee (Hofmann 2001)

1.18.2 Topographie und Morphometrie

Der Simssee erstreckt sich in seiner größten Ausdehnung von Nordosten nach Südwesten. Mit einem Längen/Breitenverhältnis von 3,7 zählt er zu den schmalen

Seen. Sein langes Nordwest- und Südostufer fällt viel steiler ab als das Nordost- und das Südwestufer. Die tiefste Stelle befindet sich in etwa in der Mitte des Sees.

Tab. 33: Topographie und Morphometrie des Simssees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
87,00	6,49	22,5	13,4	5670	1530	1,6	2,7	8,3	1,43

1.18.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Es handelt sich um einen dimiktischen See, dessen Epilimnion im Sommer eine Ausdehnung bis maximal 10 m Tiefe erreicht. Regelmäßige Sauerstoffübersättigungen im Epilimnion sowie hohe Sauerstoffzehrungen im Hypolimnion während der Sommerstagnation sowie Schwefelwasserstoffbildung wiesen den See noch Anfang der 1990er Jahre als sehr produktiv aus. Ab 10 m Wassertiefe war der See dann oft anaerob. Erst die Herbstzirkulation, die häufig im November beginnt, führte zu einer nahezu vollständigen Sauerstoffsättigung des Hypolimnions. Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen gingen nach 1990 von 40 – 50 µg/l in den Vorjahren auf Werte um 30 µg/l zurück, die mittleren Nitratkonzentrationen verharrten seit 1986 bei ca. 0,6 mg/l. Die in der Zeit von 1982 – 1990 noch zwischen 0,15 mg/l und ca. 0,2 mg/l liegenden Ammoniumkonzentrationen sind seit 1990 auf ein Niveau von 0,1 mg/l zurückgegangen. Während der Sommerstagnation sinken die Nitratkonzentrationen teilweise stark ab, so dass von einer zeitweiligen Stickstofflimitation des Algenwachstums ausgegangen werden kann.

Tab. 34: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1996, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,0	392,0	2,3	3,2		26,3	

Die Gewässergütekarte Bayerns von 1992 weist den Simssee als eutrophes Gewässer aus, eine Einschätzung, die auch durch die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen und Sichttiefen bestätigt wurde (Schaumburg 1996). Letztere schwankten über den gesamten Beobachtungszeitraum 1982 bis 2001 ohne ableitbare Tendenz zwischen 2,3 m und 4,3 m. In Bezug auf die mittleren Chl a-Konzentrationen zeigte sich im Verlauf der 1990er Jahre ein Rückgang auf Werte um 4 µg/l bzw. sogar 2,4 µg/l im Jahr 1996 (Abb. 33). Der Jahresmittelwert 2001 dieses Parameters lag mit 7,5 µg/l jedoch fast wieder auf dem Niveau von 1990. Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 34) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen mesotrophen Ist-Zustand. Dies entspricht auch dem trophischen Referenzzustand, ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient nach (LAWA 1998).

Mit Hydrogencarbonatkonzentrationen um 3,7 mmol/l ist der Simssee kalkreich. Der pH-Wert erreicht während der Sommerstagnation an der Oberfläche oft 8,7, während er im Sediment-Wasser-Kontaktbereich auf 7,2 sinkt (LAWA 1985).

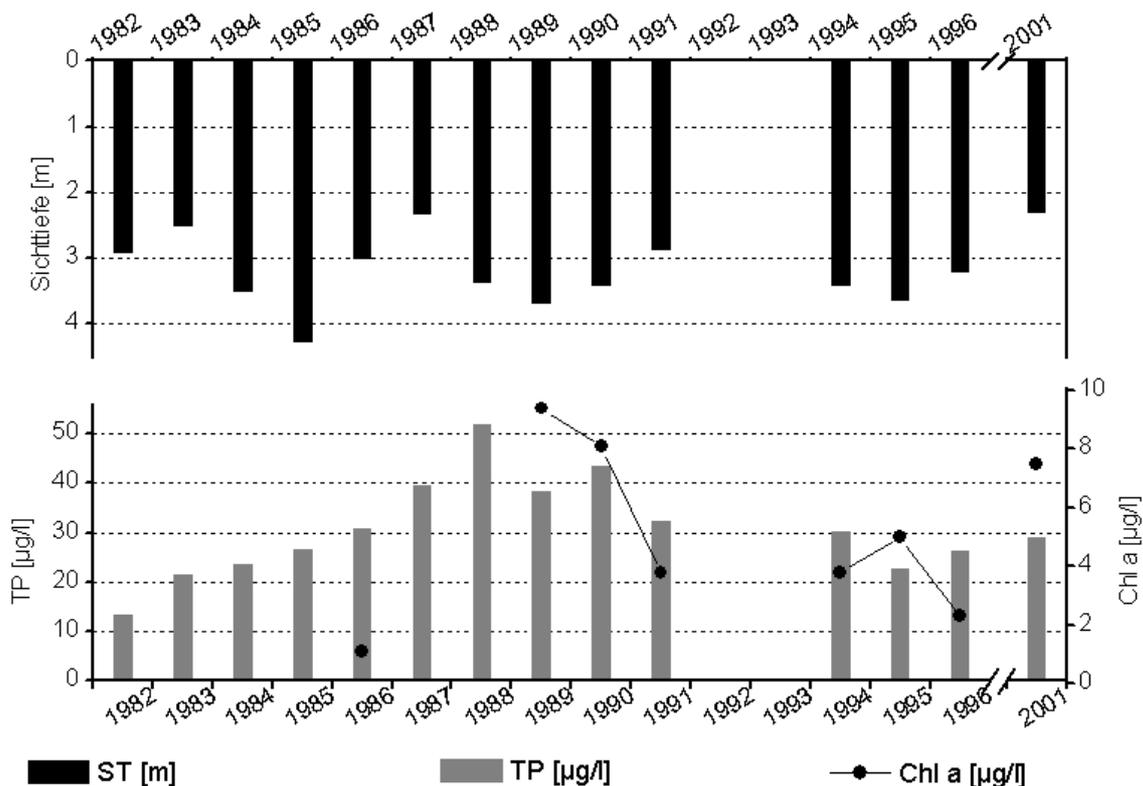


Abb. 33: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Simssee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.18.4 Flora und Fauna

In den Uferbuchten bildeten sich durch Einschwemmungen und Anlandungen Flachwasserzonen, in denen vorwiegend Schilf (*Phragmites communis*) wächst. Sehr auffallend sind die großen Röhrichtbestände an den Schmalseiten des Sees, die am Südostende in ausgedehnte Verlandungszonen und in ein Hochmoor übergehen (LAWA 1985). Eine Makrophytenkartierung von 1991 (Melzer & Kurfer 1992) wies insgesamt 5 Röhricht-, 2 Schwimmblattarten sowie 18 submerse Makrophytenarten nach (Schaumburg 1996).

Das Phytoplankton wird im Frühjahr regelmäßig von Diatomeen, die mit über 50 % die Hauptbiomasse darstellen, dominiert. An diesen Frühjahrsblüten sind vor allem *Cyclotella radiosa*, *Cyclotella cf. comensis* und *Stephanodiscus minutulus* beteiligt (Kurfer 1992). Das Sommerplankton wird von den Cyanobakterien *Aphanizomenon flos-aquae*, *Oscillatoria tenuis* und *Gomphosphaeria aponina*, die zusammen bereits 60 % der Algenbiomasse bilden, sowie der Diatomeenart *Tabellaria flocculosa* charakterisiert. Auch Chlorophyceen sind im Sommer häufig mit den Arten *Eudorina elegans* und *Pseudosphaerocystis lacustris* vertreten. Im Spätherbst folgen oft Maxima der Kieselalge *Fragilaria crotonensis*, begleitet von *Asterionella formosa* und *Fragilaria ulna/acus*. Weitere regelmäßig vorkommende Algenarten sind der Dinoflagellat *Ceratium hirundinella* und die Chrysophyceenarten *Mallomonas acaroides* und *Dinobryon divergens* (Schaumburg 1996).

Mit fallender fischereiwirtschaftlicher Bedeutung wurden am Simssee gefangen: Brachsen (*Abramis brama*), Cypriniden, Aal (*Anguilla anguilla*), Renke (*Coregonus*

lavaretus) und Hecht (*Esox lucius*). Als Besonderheit im Fischbestand wurden Sonnenbarsche festgestellt (LAWA 1985).

1.18.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Am Simssee stellt die Berufsfischerei die wichtigste Bewirtschaftungsform des Fischbestandes dar. Der jährliche Ertrag wird auf 3000 kg geschätzt. Für die Rosenheimer und Münchner Bevölkerung ist der Simssee ein beliebtes Erholungsgebiet. Entsprechend wurden Wassersport- und Sanitäreanlagen errichtet sowie Parkplätze für die motorisierten Besucher. Am Nordufer des Simssees wurde in den 1970er Jahren ein rund 10 km langer Ableitungskanal z.T. in Stollenbauweise verlegt, mit dem der überwiegende Teil des Abwassers dem See ferngehalten wurde (LAWA 1985). Die abwassertechnische Sanierung des nördlichen Einzugsgebietes wurde in den Jahren 1979, 1988 und 1990 verwirklicht, der Anschluss der südöstlichen Ortsteile sollte folgen (Schaumburg 1996).

1.19 Staffelsee

1.19.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Staffelsee liegt in einer voralpinen Moorlandschaft westlich von Murnau. Die Entstehung des Staffelsees ist als glazial erosiv (tektonisch vorgezeichnet) zu bezeichnen. Wie Rippen sind in Alpenlängsrichtung die härteren Gesteine der Murflauer Molassemulde erosiv aus den weicheren Schichten gebildet worden, besonders auffallend die Muldenflügel, die gradlinig den Staffelsee im Süden einrahmen. Wie die Muldenflügel sind auch die Inseln und Halbinseln Molassehärtlinge. Obwohl die Umgebung des Sees schon früh besiedelt wurde, ist die Bebauung von Murnau, Seehausen und Uffing nur an wenigen Stellen bis zum See vorgedrungen. Da die Bebauung am See weniger in Erscheinung tritt, überwiegt das Bild einer freien Landschaft mit Hang- und Moorwäldern, freien Moorflächen, landwirtschaftlich genutzten Wiesen- und Weideflächen sowie dem See und seinen Inseln. Die Seefläche und die Inseln, Teile des Ostufers und weite Moosflächen im Westen stehen unter Landschaftsschutz. Die Größe des Einzugsgebietes beträgt $80,66 \text{ km}^2$ (LAWA 1985). Den Hauptzufluss und Abfluss des Sees bildet die Ach mit einem mittleren Abfluss von $1,85 \text{ m}^3/\text{s}$. Neben weiteren kleinen Moorbächen dürfte der Grundwasserzustrom nach der Ach der größte Zufluss sein (Schaumburg 1996).

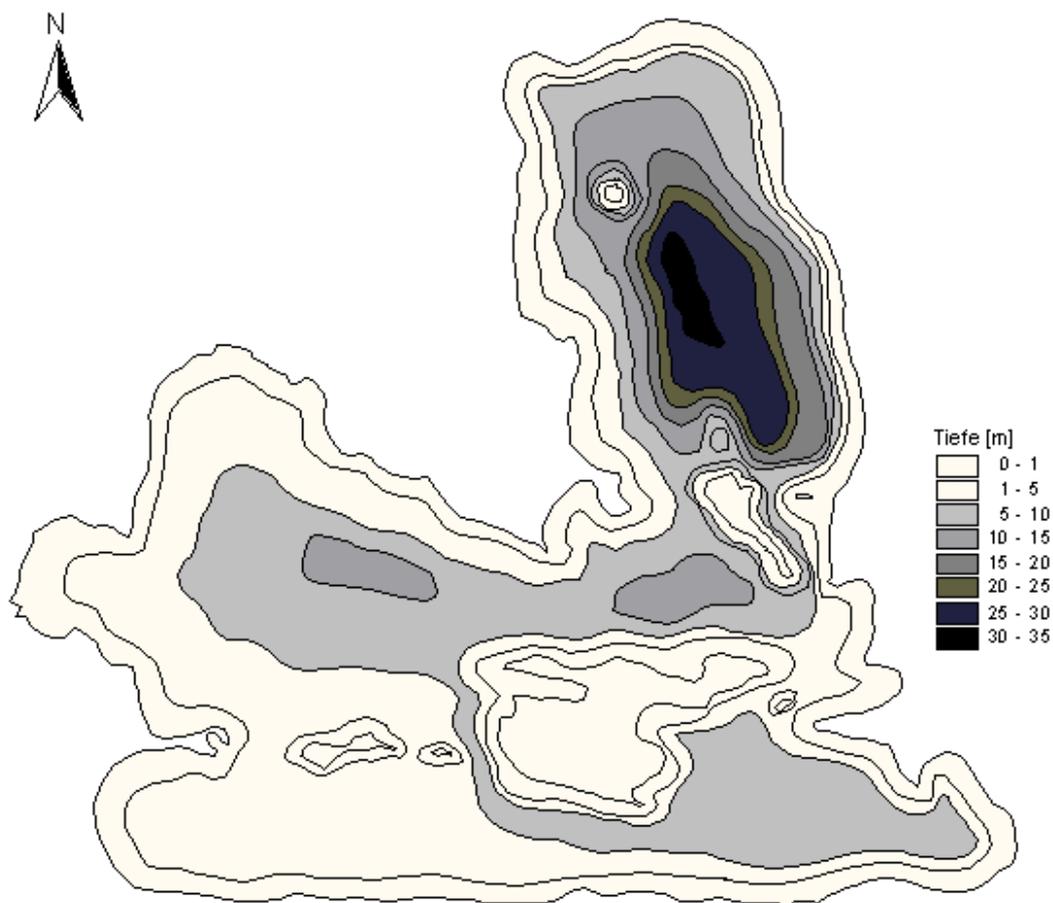


Abb. 34: Tiefenlinien des Staffelsees (Hofmann 2001)

1.19.2 Topographie und Morphometrie

In dem See befinden sich sieben Inseln und zwei Halbinseln. Der Staffelsee weist eine gespiegelte L-Form auf. Dabei erstreckt er sich in seiner Ausdehnung von Norden über Süden nach Westen. Im nördlichen Teil befindet sich der tiefste Teil des Gewässers. Der südliche Teil des Sees weist nur noch Tiefen bis zu 10 m auf.

Tab. 35: Topographie und Morphometrie des Staffelsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
74,88	7,66	39,4	9,8	9575	6838	2,0	3,8	10,5	1,28

1.19.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der dimiktische Staffelsee weist während der Stagnationsperioden ein bis in 7 m Tiefe reichendes Epilimnion auf. Der Sauerstoffhaushalt ist durch starke Zehrung sowohl im Metalimnion als auch über dem Grund gekennzeichnet, die sich durch die ungünstige Beckenmorphologie erklären lassen. Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen unterlagen zwischen 1985 und 1994 nur geringen Schwankungen um einen Wert von ca. 12 µg/l. Die mittleren Nitratkonzentrationen ergaben zwischen 1980 und 1994 in der Regel 0,4 – 0,6 mg/l, die mittleren Ammoniumkonzentrationen fielen seit 1987 kontinuierlich von 0,06 mg/l auf 0,01 mg/l. Die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen lagen beständig unter 10 µg/l, meist unter 6 µg/l, die Sichttiefen schwankten zwischen 3,7 m und 6,0 m. Die Trophiekenndaten zeigten in der Vergangenheit mesotrophe Verhältnisse an, entsprechend ist der See auch in der Gewässergütekarte Bayerns von 1992 ausgewiesen (Schaumburg 1996). Auch in der Zeit nach 1994 zeigte sich keine Veränderung in den trophischen Gegebenheiten (Abb. 35), die nach LAWA vorgenommene Trophiebewertung (LAWA 1998) anhand der aktuellen Parameter (Tab. 36) ergibt weiterhin einen mesotrophen Ist-Zustand. Dies entspricht ebenfalls dem trophische Referenzzustand nach (LAWA 1998) ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter.

Tab. 36: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
7,7	307,0	3,7	4,2		11,5	13,3

Der Staffelsee gehört zum kalkreichen Typus (um 3,4 mmol/l Hydrogencarbonat). Auffallend hoch war in der Vergangenheit die Konzentration der gelösten Kieselsäure mit über 3,5 mg/l SiO₂, die ein ausgiebiges Kieselalgenwachstum unterstützte (LAWA 1985).

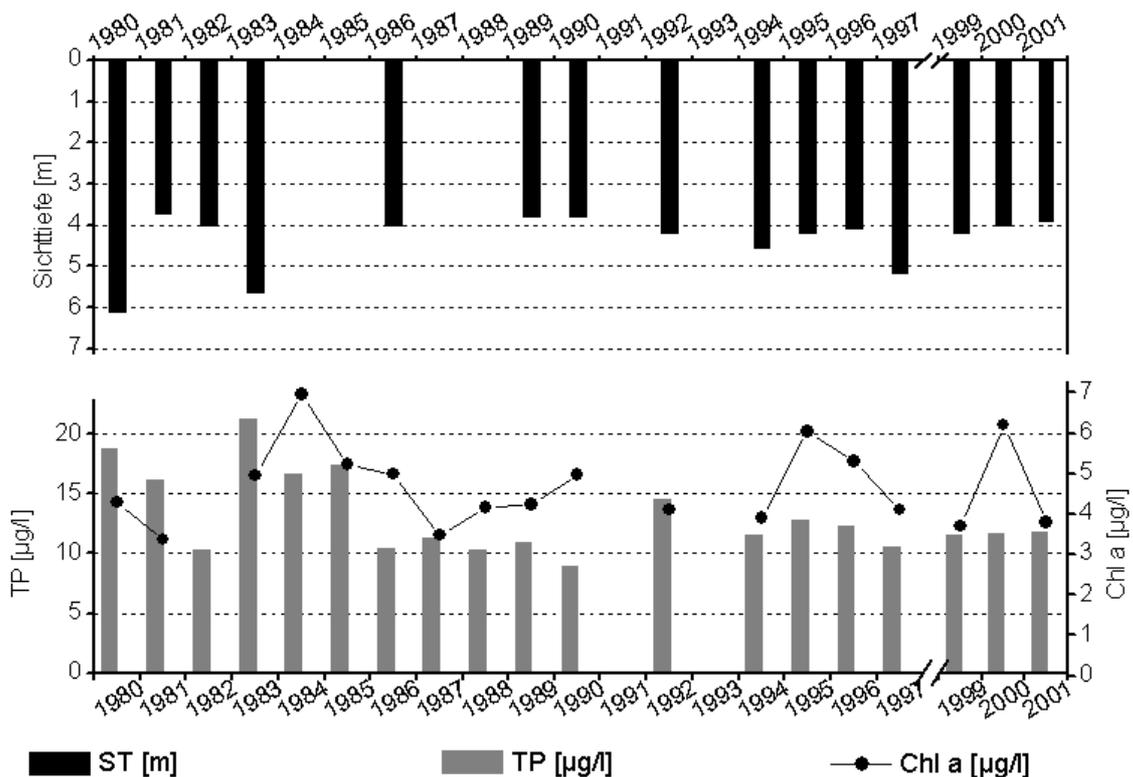


Abb. 35: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Staffelsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.19.4 Flora und Fauna

Große Teile des Seeufers sind durch angrenzende Moore geprägt, wie das Südwestufer durch das Oberbacher Moos und das Tannenbach-Filz mit wertvollen Pflanzen verschiedener Moorentwicklungsstadien. Die beiden westlichen Inseln (Große und Kleine Birke) sowie Teile am Nordufer weisen ausgedehnte Verlandungsgesellschaften auf (LAWA 1985). Der Röhrichtgürtel ist lückenhaft, in windstilleren Buchten kommen größere Teichrosenbestände (*Nuphar lutea*) vor. Eine Makrophytenkartierung im Jahr 1993 (Harlacher & Hantke 1994) wies 20 Röhricht-, 4 Schwimmblatt- und 36 submersen Arten, hiervon 11 Characeenarten, nach. Der Staffelsee gilt damit als artenreichster See Bayerns. Die Tiefenverbreitung der submersen Arten liegt bei 3 – 4 m, die Artenzahl und -zusammensetzung weisen den See als mäßig nährstoffbelastetes Gewässer aus (Schaumburg 1996).

Das Phytoplankton wird im Frühjahr von den Diatomeen *Fragilaria ulna/acus*, *Tabellaria flocculosa*, *Asterionella formosa*, sowie den centrischen Gattungen *Stephanodiscus* und *Cyclotella* dominiert. Den Hauptanteil bildet dabei *Stephanodiscus minutulus*. Der Sommeraspekt ist von einer Vielzahl von Algenarten bestimmt. Erwähnenswert ist das Vorkommen von den Dinoflagellaten *Gymnodinium helveticum* und *Gymnodinium lantzschii* und der Grünalge *Phacotus lendneri*. Im Winter treten überwiegend kältetolerante Cryptomonadenarten wie *Rhodomonas minuta*, *Katablepharis ovalis*, *Cryptomonas ovata* und *Cryptomonas marssonii* sowie die Chrysophyceen *Mallomonas akrokomos*, *Mallomonas caudata* und *Dinobryon divergens* auf (Schaumburg 1996).

Aus berufsfischereilicher Sicht sind die Renke (*Coregonus lavaretus*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Güster (*Blicca bjoerkna*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Aitel und der Zander (*Stizostedion lucioperca*) die bedeutenden Arten (LAWA 1985).

1.19.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Es findet eine überwiegend berufsfischereiliche Nutzung statt. Der Staffelsee gilt als einer der bevorzugtesten Bade- und Erholungsseen. Entsprechend intensiv werden auch seine frei zugänglichen Ufersäume und die für den Wassersport bestehenden Einrichtungen, die drei großen Campingplätze (einer liegt auf einer Insel) sowie drei Gemeindebäder genutzt.

Die im Ost- und Süduferbereich anfallenden Abwässer werden von Abfangkanälen erfasst und der Kläranlage Murnau (im Loisach-Gebiet) zugeführt (LAWA 1985).

1.20 Starnberger See

1.20.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Starnberger See liegt in hügeliger Jungmoränenlandschaft ca. 30 km südwestlich von München. Seine ursprüngliche Ausdehnung war weitaus größer als die heutige und ist noch an den Mooren der Eiszerfallandschaften im Norden (Würmtal) bzw. im Süden (Osterseen) zu erkennen. Die Entstehung wird kontrovers diskutiert. Einerseits wird die Bildung eines Zungenbeckensees des Isar-Loisach-Gletschers angenommen (Penk 1905). Andererseits unterstützen echografische Messungen des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft die Theorie, dass das Seebecken ein vorrisszeitliches Flusstal einer Urwürm sei, welches durch die Endmoränen der nachfolgenden Eiszeiten nur abgedämmt und zu einem See aufgestaut wurde.



Abb. 36: Tiefenlinien des Starnberger Sees (Hofmann 2001)

Der Oberflächenzufluss mit einem MQ von zusammen ca. $3,6 \text{ m}^3/\text{s}$ ist gering, der Anteil des Grundwasserzuflusses wurde nicht näher bestimmt. Über den Seeabfluss Würm verlassen durchschnittlich $4,5 \text{ m}^3/\text{s}$ den See (Schaumburg 1996). Im Gegensatz zu Ammersee und Chiemsee besitzt der Starnberger See keinen Hauptzufluss aus den Alpen, sondern wird nur durch Grundwasser und wenige kleine Bäche gespeist, von denen der aus der Osterseenkette zufließende Steinbach der

größte ist. Die theoretische Wasseraustauschzeit ist mit 21 Jahren sehr groß und in der Praxis noch größer anzusetzen, da die beiden Hauptzuflüsse nahe dem Abfluss einmünden und damit nicht den See durchströmen (Wöbbecke et al. 2003). Das Einzugsgebiet des Starnberger Sees hat eine Größe von 314,7 km² und besteht zu 39 % aus Wald- und Ödflächen und zu 5,4 % aus bebauten Flächen. Zu dem Rest sind auch die landwirtschaftlichen Flächen zu rechnen. Die Oberfläche der im Süden gelegenen Osterseenkette wurde in die erwähnten Flächenangaben nicht miteingerechnet (LAWA 1985).

1.20.2 Topographie und Morphometrie

Der Starnberger See ist der längste bayerische See und weist zugleich das größte Wasservolumen und nach dem Chiemsee auch die größte Wasserfläche auf. Seine Längenausdehnung erstreckt sich von Norden nach Süden. Seine Ost- und Westufer fallen sehr steil ab, die Nord- und Südufer dagegen nicht so steil. Die tiefste Stelle befindet sich im oberen Drittel des Sees.

Tab. 37: Topographie und Morphometrie des Starnberger See (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
2998,92	56,36	127,8	53,2	19450	4675	1,9	11,0	11,7	21,0

1.20.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Starnberger See ist als überwiegend monomiktisch (Winter) anzusehen. Das Metalimnion beginnt bereits in 8 m bis 10 m Tiefe, das Hypolimnion in 15 m Tiefe. Das Hypo-/Epilimnion-Verhältnis ist mit ca. 3,4 für den Sauerstoffhaushalt günstig (Henschel et al. 1992). Während der Sommerstagnation sind regelmäßig leichte Sauerstoffdefizite innerhalb des Metalimnions und in Tiefen unterhalb von 75 m (z.B. im Jahr 1990) festzustellen, wobei Konzentrationen von 7 mg/l kaum unterschritten werden. Im Zeitraum von 1982 bis 1994 war ein annähernd kontinuierlicher Rückgang der mittleren Phosphorkonzentrationen von ca. 30 µg/l auf ca. 10 µg/l zu verzeichnen, die mittleren Nitratkonzentrationen blieben zwischen 1982 und 1994 auf einem gleichbleibend niedrigen Niveau zwischen 0,2 mg/l und 0,4 mg/l. Auch die durchschnittliche Ammoniumkonzentration war in dieser Zeit stets äußerst gering. Im Jahr 1982 lag die mittlere Chlorophyll a-Konzentration noch bei 10 µg/l, danach meist unter 4 µg/l. Die hohen mittleren Sichttiefen schwankten relativ stark. Die Gewässergütekarte Bayerns von 1992 stellt den Starnberger See in Übereinstimmung mit diesen Untersuchungsergebnissen als mesotroph dar (Schaumburg 1996). Seit 1994 schwanken die Gesamtphosphor-Konzentrationen gleichbleibend um einen Jahresmittelwert von 10 µg/l, ausgenommen das Jahr 1999, in dem ein Minimalwert von 6,3 µg/l ermittelt wurde (Abb. 37). Die Chlorophyll a-Konzentrationen lagen im Zeitraum 1995 bis 2001 zwischen 2,2 µg/l und 6,2 µg/l, was einer leichten Erhöhung im Vergleich zu den Vorjahren entspricht. Für den Sichttiefenparameter konnte nach 1994 durchgängig (Ausnahme 2000) ein Jahresmittelwert von > 6,2 m bestimmt werden. Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 38) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) weiterhin einen mesotrophen Ist-Zustand. Hinsichtlich des morphometrischen Referenztrophiengrades ergibt sich für den See Oligotrophie (o) (LAWA 1998).

Tab. 38: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,0	280	3,6	5,1		9,3	

Der See gehört mit ca. 2,7 mmol/l Hydrogencarbonat während der Vollzirkulation zu den kalkreichen Klarwasserseen. Während dieser Phasen liegt der pH-Wert zwischen 8,0 und 8,2, zu Zeiten hoher Algenproduktionen nahe der Oberfläche kurzfristig bei 8,8. In den sedimentnahen Schichten können pH-Werte um 7,5 beobachtet werden (LAWA 1985).

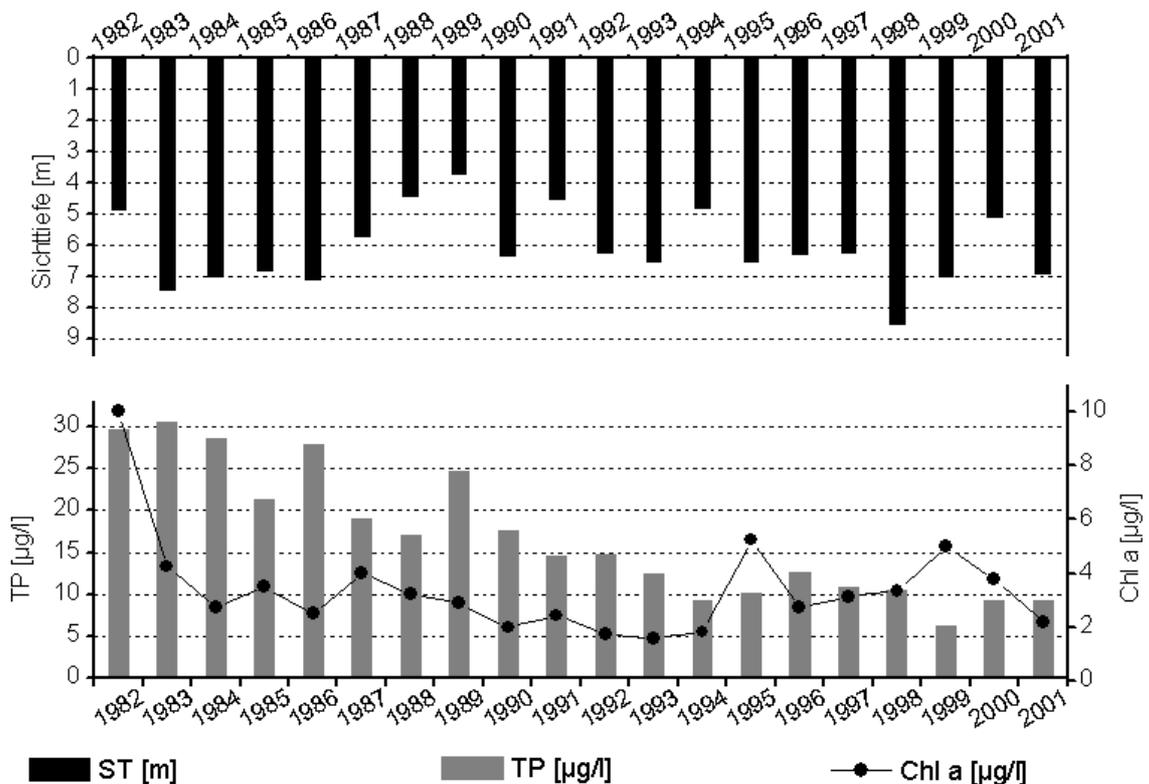


Abb. 37: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Starnberger See (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.20.4 Flora und Fauna

Die Ufer des Starnberger Sees sind durch Verbauung und Freizeiteinrichtungen stark beeinträchtigt. Etwa die Hälfte der Uferlinie ist für die Öffentlichkeit frei zugänglich. Insgesamt sind die ursprünglich vorhandenen Röhrichte stark dezimiert (Schaumburg 1996). Bei einer Makrophytenkartierung während der Vegetationsperiode des Jahres 1989 wurden am Starnberger See nur 6 verschiedene Röhrichtarten nachgewiesen. Die dominierende Röhrichtart war *Phragmites australis*. Gegenüber dem Schilfrohr

trat die Art *Schoenoplectus lacustris* in ihrer Häufigkeit deutlich zurück. Beachtliche Bestände kamen südlich von Bernried, bei Seeseiten und bei Garatshausen vor, die Schätzstufe „häufig“ wurde nur in einem kleinen Abschnitt nördlich von Bernried erreicht. *Eleocharis acicularis* war in einem Abschnitt westlich von Seeshaupt verbreitet, die seltenen Arten *Eleocharis palustris*, *Equisetum spec.* und *Typha latifolia* bildeten dagegen nur kleinräumige Bestände. Der vielernorts beobachtet Schilfrückgang in den 1970er und 1980er Jahren lässt sich am Starnberger See vermutlich auf mechanische Schädigungen zurückführen. Es wurde damit begonnen, das Schilf durch die Ausweisung von Fischlaichzonen und die Errichtung von Schutzzäunen vor weiteren Schäden zu bewahren. Die Schwimmblattarten *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba* und *Potamogeton natans* sind aufgrund von starkem Wellenschlag selten. Lediglich südlich von Tutzing zeigte *Nuphar lutea* ein häufigeres Vorkommen. Es konnten 32 submerse Makrophytenarten bei einer deutlichen Dominanz von Characeen-(7) und *Potamogeton*-Arten (12) nachgewiesen werden. Die größte Häufigkeit entfiel auf die Arten *Chara aspera*, *Ch. contraria*, *Ch. fragilis*, *Nitellopsis obtusa*, *Potamogeton pectinatus*, *P. perfoliatus* und *P. pusillus*. Die Tiefenverbreitungsgrenze lag bei 6 – 7 m, vereinzelt sogar bei 11 m. Während 1979 die meisten Uferabschnitte und vor allem das Westufer erheblich bis stark nährstoffbelastet waren, zeigte sich 1989 eine Abnahme der Belastung und eine Zunahme der Characeen, insbesondere der nährstoffmeidenden Art *Chara aspera* sowie eine Abnahme nährstoffliebender Arten. Massenvorkommen eutraphenter Arten konnten nur noch in nährstoffbelasteten Zuflüssen wie z.B. Röhr-, Singer- und Seeseitenbach ausgemacht werden (Henschel *et al.* 1992).

Im Phytoplankton dominieren im Frühjahr stets centrische Diatomeen wie *Aulacoseira islandica*-Morphotyp *helvetica*, *Stephanodiscus neoastraea* und *Stephanodiscus minutulus*. Daneben treten häufig *Fragilaria crotonensis* und *Fragilaria ulna/acus* auf. Im Sommer kommen in variablen zeitlichen Mustern Chlorophyceen und Cyanobakterien vor. In manchen Jahren lässt sich im Frühsommer eine Massenentwicklung der Goldalge *Chromulina spec.* beobachten. Der Herbstaspekt ist von größeren Diatomeen wie *Fragilaria crotonensis* und *Tabellaria flocculosa* geprägt (Schaumburg 1996). Im Untersuchungszeitraum März - Dezember 1997 lag das maximale Biovolumen des Phytoplanktons bei 1,9 mm³/l im März. Während der gesamten Vegetationsperiode wurden 1,4 mm³/l nicht überschritten und bis Dezember nahm das Gesamtbiovolumen dann auf geringe 0,2 mm³/l ab. Bis Mai herrschten Diatomeen mit *Stephanodiscus alpinus* und den oben genannten *Fragilaria*-Arten sowie *Aulacoseira islandica* vor. Im weiteren Jahresverlauf waren dann in zeitlicher Abfolge die Diatomeen-Arten *Diatoma tenuis* und *Tabellaria fenestrata*, *Fragilaria crotonensis* und im November *Cyclotella bodanica* dominant. Ab Juni traten Dinophyceen mit *Ceratium hirundinella* und Chrysophyceen mit *Dinobryon bavaricum*, die dann relativ schnell von Cyanobakterien abgelöst wurden, als codominante Klassen hinzu. Der September war von Dinoflagellaten und Cyanobakterien geprägt. Innerhalb der Cyanobakterien trat zunächst *Leptolyngbya tenuis*, gefolgt von *Planktothrix rubescens* und *Aphanotece* sp. stärker in Erscheinung. Im November/Dezember waren neben Diatomeen bzw. Cryptophyceen (*Rhodomonas minuta*) auch heterotrophe Flagellaten wie *Ketabilepharis ovalis* und *Gymnodinium helveticum* sowie Conjugatophyceae mit *Cosmarium* sp. und *P. rubescens* vertreten.

Im Zooplankton wurde 1978 für Copepoden und Cladoceren eine halbquantitative Bestandsaufnahme durchgeführt. Sie ergab, dass im See noch ausgeprägte Populationen der Gattungen *Eudiaptomus* und *Daphnia* sowie wenige Populationen der

Gattung *Bosmina* vorhanden waren. Der See zeigte ausgeprägte Klarwasserstadien (LAWA 1985).

Der Starnberger See bietet aus fischereilicher Sicht das klassische Beispiel eines Renken-(Coregonen)-Sees. Die fischereiliche Nutzung von Renke (*Coregonus lavaretus*), Aal (*Anguilla anguilla*), Brachsen (*Abramis brama*) sowie weiteren Weißfischen und Hecht (*Esox lucius*) erfolgt überwiegend durch Berufsfischerei (LAWA 1985).

1.20.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Für 1983 wurde ein Fischertrag von 82.000 kg angegeben, der sich zu 85 % aus Renken, zu 3 % aus Aalen, zu 3 % aus Brachsen und zu 2 % aus weiteren Weißfischen zusammensetzt. Die Renken-Erträge spiegeln deutlich eine Produktivitätszunahme sowie eine Effizienzsteigerung der Befischung wider. Ende der 1970er Jahre wurde eine vorübergehende Ertragseinbuße verzeichnet, deren Ursachen nicht vollständig geklärt werden konnten. Diese Einbuße wurde durch den Einsatz von schnellwüchsigen Sewan- und Peipusmaränen auszugleichen versucht. Inzwischen bestehen zwei Renken-Brutanstalten am See, die den Schlupfzeitpunkt der Renkenbrut so lange hinauszögern, bis die Brut im See ausreichend Zooplankton-Nahrung vorfindet. Zusätzlich wurden zur Schonung des Fischbestandes vornehmlich im Süd- und Westuferbereich insgesamt vier Laichschonstätten ausgewiesen. Sehr bedeutend ist der Starnberger See als Naherholungsgebiet für den Großraum München. Hierfür wurden insgesamt drei große Freizeitgelände errichtet. Der See sowie große Teile der benachbarten Moränenlandschaft stehen unter Naturschutz (LAWA 1985).

Im Jahr 1971 wurde der Westteil der Ringkanalisation, der etwa 80 % des Abwasseranfalls fasste, in Betrieb genommen, 1976 wurde der Ostsammler angeschlossen. Die Phosphorbelastung konnte dadurch stark reduziert werden. Nachdem die Abwasserbelastungen weitestgehend reduziert worden sind, konzentrieren sich die weiteren Maßnahmen auf die Reduzierung der Einträge aus der Landwirtschaft. Dazu wird eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet angestrebt. Bisher sind ca. 1.038 ha (= 3 % des Einzugsgebietes) überwiegend als extensivierte Grünlandnutzung im Extensivierungsprogramm. Des Weiteren wird gefordert, den Nährstoffeintrag aus verschiedenen an den Zulaufbächen gelegenen Fischzuchtanlagen zu verringern (Wöbbecke et al. 2003).

1.21 Tachinger See

1.21.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Waginger-Tachinger See liegt im östlichen Chiemgau nahe der Salzach, welche hier den Grenzfluss zu Österreich darstellt und bildet lediglich aus geologischer Sicht eine Einheit. Der Genese nach handelt es sich um Endmoränenseen in einer Radialfurche des Salzachgletschers. Die beiden Seeteile des Waginger-Tachinger Sees werden durch eine bei der Ortschaft Tettenhausen überbrückte Einschnürung getrennt. Am Waginger Seeteil ist der südöstliche Bereich von einem teilweise bewaldeten Steilufer begrenzt. Die ehemaligen Mischwälder der Hänge sind nur noch zu einem Drittel erhalten, vorwiegend auf steinigem Endmoränen und Drumlins, mit stark gewordener Fichtenanteil. Auf Hängen mit guten Böden kommt noch Ackerbau vor, aber die meisten Flächen werden jetzt als Grünland genutzt. Außer Tettenhausen liegen die Orte vom Seeufer abgerückt an den Hängen. Die Größe des Einzugsgebietes des Waginger-Tachinger Sees beträgt 163,66 km². Die wichtigsten Zuflüsse sind der Schinderbach, Höllenbach und Tenglinger Bach. Über den Ausfluss Götzingen Ache verlassen 3 m³/s den See (Schaumburg 1996).



Abb. 38: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)

1.21.2 Topographie und Morphometrie

Der Tachinger See ist der nördliche Teil des Waginger-Tachinger Sees und erstreckt sich von Norden nach Süden. Er weist mit 4,1 ein großes Längen/Breitenverhältnis auf, was seine relative Schmalheit dokumentiert.

Tab. 39: Topographie und Morphometrie des Tachinger Sees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
21,60	2,36	16,5	9,2	3650	888	1,7	2,3	7,3	1,80

1.21.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der dimiktische Tachinger See weist zu Zeiten der Sommerstagnation ein Epilimnion auf, das maximal bis in 7,5 m Tiefe reicht. Ab 10 m Tiefe ist der See gleichzeitig annähernd sauerstofffrei, eine vollständige O₂-Sättigung des Tiefenwassers erfolgt dann erst durch die herbstliche Vollzirkulation. Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen bewegten sich in der Zeit zwischen 1983 – 1994 zwischen 15 µg/l und 52 µg/l, wobei sich nach 1988 ein stetiger Rückgang beobachten ließ. Die Nitratkonzentrationen zeigten in der gleichen Zeit eine relativ starke Dynamik im Bereich zwischen 0,8 mg/l und 1,6 mg/l, während die mittleren Ammoniumkonzentrationen zwischen 0,33 mg/l und 0,6 mg/l lagen. In bezug auf die Chlorophyll a-Konzentrationen ließen sich stärkere Schwankungen der Mittelwerte registrieren, die in diesem Teilsee zwischen 4 µg/l und 18,5 µg/l betragen, mit besonders hohen Werten in den Jahren 1984 und 1991. Die Sichttiefenverhältnisse waren relativ ausgeglichen und im Bereich zwischen 1,8 m und 3,2 m. In der Gewässergütekarte Bayerns von 1992 ist der Waginger-Tachinger See in Übereinstimmung mit diesen Angaben als eutroph ausgewiesen (Schaumburg 1996). Seit 1993 liegen die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen bei ≤ 20 µg/l, lediglich in den Jahren 1999/2000 ließ sich ein erneuter Anstieg auf 26,9 µg/l vermerken. Die mittleren Chl a-Konzentrationen zeigten zwischen 1991 und 1998 eine drastische Abnahme von 19 µg/l auf 1 µg/l und stiegen danach wieder an, im Jahr 2001 erreichten sie einen Jahresmittelwert von 3,2 µg/l (Abb. 39). Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 40) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen mesotrophen Ist-Zustand. Diese Einschätzung spiegelt auch der morphometrischen Referenztrophiengrades nach (LAWA 1998) wieder.

Tab. 40: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
7,9	420,0	6,8	2,1		29,8	30,2

Der See ist ausgesprochen carbonatreich, da die Konzentrationen an Hydrogencarbonat bei 3,4 mmol/l liegen. Oberflächennah kann die Hydrogencarbonatkonzentration durch die biologische Produktion auf 2,9 mmol/l abnehmen (LAWA 1985).

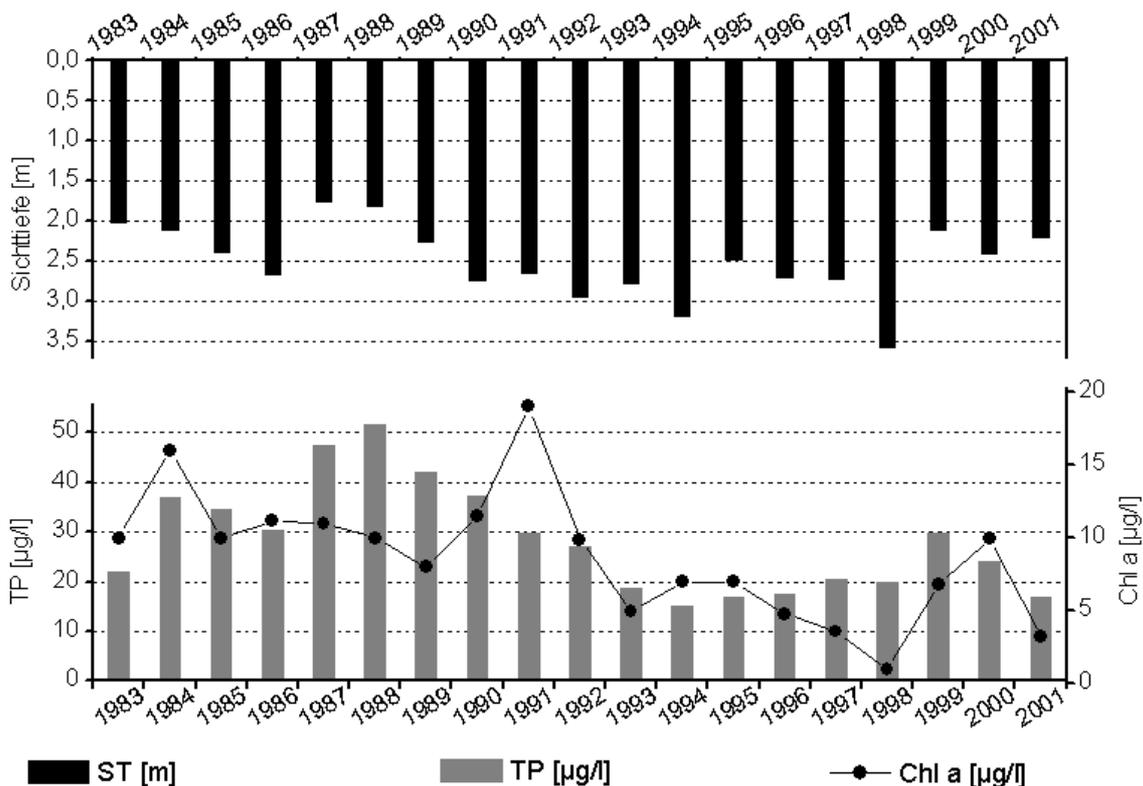


Abb. 39: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Tachinger See (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.21.4 Flora und Fauna

Das Seeufer wird auf weite Strecken von Röhricht eingefasst, in dem *Phragmites australis* vorherrscht. Eine Kartierung im Jahr 1993 (Melzer & Koller 1994) wies 7 Röhricht-, 2 Schwimmblatt- und 19 submerse Makrophytenarten nach und zugleich eine Dominanz von nährstofftoleranten *Potamogeton*-Arten sowie von *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Ranunculus spec.* und *Zanichellia palustris*. Characeen waren im Tachinger Seeteil etwas häufiger als im Waginger Seeteil. Die untere Vegetationsgrenze lag bei 5 – 6 m (Schaumburg 1996).

Das Phytoplanktonbild wird im Frühjahr und Herbst überwiegend von centrischen Diatomeen wie *Stephanodiscus minutulus*, *Cyclotella radiosa* und *Cyclotella bodanica* geprägt, weniger häufig sind dagegen die Arten *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* und *Fragilaria ulna/acus*. In den Sommermonaten ist innerhalb der Cyanobakterien *Merismopedia punctata* regelmäßig vertreten. Die Chlorophyceen *Monoraphidium tortile*, *Ankyra judayi*, *Oocystis marssonii* und *Phacotus lendneri* kommen ab Mai verstärkt vor. Ganzjährig sind die Cryptophyceen mit *Cryptomonas ovata* und *Rhodomonas minuta* sowie die Desmidiaceen mit *Staurastrum cf. paradoxum* und v.a. *Closterium acutum var. variabile* vertreten. Die Goldalge *Dinobryon divergens* dominiert im Frühsommer (Schaumburg 1996).

Dem eutrophen Seetypus gemäß traten in der Vergangenheit hauptsächlich die folgenden Fischarten auf: Hecht (*Esox lucius*), Brachsen (*Abramis brama*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Schleie (*Tinca tinca*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Wels (*Silurus glanis*). Im Jahr 1884 wurden die Kleine Maräne (*Coregonus albula*), 1890 zum

ersten Mal der Aal und 1905 erstmals der Zander (*Sander lucioperca*) durch Besatzmaßnahmen eingeführt (LAWA 1985).

1.21.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die fischereiliche Nutzung wird von der Berufsfischerei dominiert. Die Fanganteile entfallen in abnehmender Reihenfolge auf Brachsen, andere Karpfenfische, den Aal, die Renke, gefolgt von Zander, Hecht, Karpfen und Schleie. Im Durchschnitt wird mit einem Ertrag von 20000 kg/a gerechnet. Der Waginger-Tachinger See wird als Badesee und zum Wassersport genutzt. Hauptanziehungspunkt ist Waging, das abseits vom Ortszentrum über einen Freibadestrand, Campingplatz und sonstige für den Massentourismus geeignete Einrichtungen verfügt. Weitere Möglichkeiten sind mit kleineren Campingplätzen und Liegewiesen vornehmlich am Waginger Seeteil gegeben.

Seit Mitte der 1970er Jahre besteht an diesem See ein etwa 7 km langer Ableitungskanal, über den die mechanisch-biologisch gereinigten Abwässer vom Abwasserschwerpunkt Waging dem Seeauslauf zugeführt werden (LAWA 1985). Eine weitere Reduktion der Nährstoffe wurde durch die Fertigstellung der Ringkanalisation erreicht.

1.22 Tegernsee

1.22.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Tegernsee liegt 50 km südöstlich von München. Seiner Genese nach handelt es sich um einen Zungenbeckensee des würmeiszeitlichen Tegernseegletschers, der eine vermutlich schon vorher vorhandene Talfurche zu einer breiten Talwanne ausräumte und durch Moränenwälle abriegelte. Nacheiszeitlich wurde die ehemals doppelt so große Seefläche von Süden her zugeschottert und halbiert. Das Tegernseer Tal ist in den Alpenrand eingesenkt, den hier sanft geformte Alm- und Waldberge bilden, die nur Mittelgebirgshöhen von etwa 1100-1300 m ü NN erreichen. Der nördliche Zipfel des Tegernsees wird, schon außerhalb der Alpen, von Endmoränenwällen umschlossen, in die sich die abfließende Mangfall eingekerbt hat. Der Tegernsee und sein gesamtes Umland stehen unter Landschaftsschutz, das zum Groß-Landschaftsschutzgebiet „Tegernseer Berge - Schlierseer Berge – Mangfallgebirge“ gehört. Die Größe des Einzugsgebiets beträgt 210,75 km², davon entfallen 97,3 km² auf das Weißach-Gebiet, 32,5 km² auf die Rottach, 24 km² auf den Söllbach und 8,1 km² auf den Alpbach. Großen Einfluss auf die limnologischen Gegebenheiten des Sees haben die Weißach mit einem MQ von 4,3 m³/s, der bei Hochwasser 108 m³/s erreichen kann und die Rottach mit einem MQ von 1,2 m³/s und Hochwasserspitzen von 45 m³/s. Am Seeausfluss Mangfall verlassen im Mittel 8 m³/s den See (Schaumburg 1996).

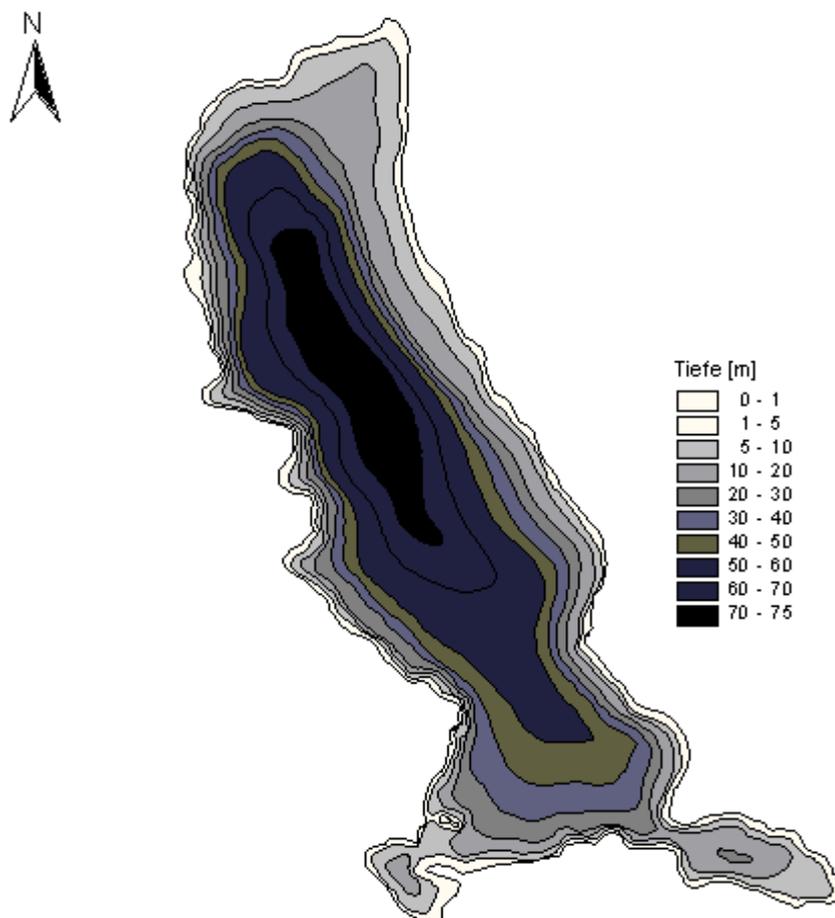


Abb. 40: Tiefenlinien des Tegernsees (Hofmann 2001)

1.22.2 Topographie und Morphometrie

Der Tegernsee erstreckt sich in seiner Längsausdehnung von Nordwesten nach Südosten. Die tiefste Stelle befindet sich im oberen Drittel des Sees.

Tab. 41: Topographie und Morphometrie des Tegernsee (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
323,09	8,90	72,6	36,3	5720	2150	2,0	8,5	8,5	1,28

1.22.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Tegernsee ist ein dimiktisches Gewässer, dessen Epilimnion während der Sommerstagnation normalerweise bis in 10 m Tiefe und dessen Metalimnion bis in 20 m Tiefe reicht. Die Sauerstoffversorgung ist ganzjährig nahezu in der gesamten Wassersäule ausgeglichen bei Konzentrationen von 10 mg/l. Während die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen im Zeitraum von 1983 bis 1994 stärkeren Schwankungen zwischen 5 µg/l und 25 µg/l unterlagen, waren die mittleren Nitratkonzentrationen relativ ausgeglichen bei Werten um 0,6 mg/l und die Ammoniumkonzentrationen stets äußerst gering (obere Grenze bei 0,02 mg/l). Die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen bewegten sich in diesem Zeitraum ebenfalls auf sehr niedrigem Niveau, während die Sichttiefen vor allem von eingetragenen Schwebstoffen beeinflusst waren und daher nicht als sicheres Trophiekriterium angesehen werden können. Der Tegernsee wurde in der Gewässergütekarte Bayerns 1992 als oligotroph eingestuft (Schaumburg 1996). Nach 1994 zeigten sich im Vergleich zu den Vorjahren innerhalb der Trophieparameter keine tendenziellen Veränderungen. Die Chlorophyll a-Konzentrationen blieben auf einem niedrigen Niveau von knapp über 1 µg/l, die Sichttiefenwerte schwankten beeinflusst durch eingetragene Schwebstoffe zwischen 3 m und 4,4 m und die Gesamtphosphorkonzentrationen stabilisierten sich auf einem Jahresmittelwert von durchschnittlich 11,7 µg/l. Damit ergeben die aktuellen Trophieparameter (Tab. 42) nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen ebenfalls oligotrophen Ist-Zustand. Dieser Sachverhalt spiegelt sich im potentiell natürlicher Trophiezustand ermittelt aus der Morphometrie des Sees wieder (LAWA 1998).

Tab. 42: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000).(Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,3	335,0	2,5	4,4		12,9	

Dem geologischen Aufbau des Einzugsgebiets entsprechend, liegt die Hydrogencarbonatkonzentration bei 3 mmol/l, der pH-Wert schwankt zwischen 7,7 während der Sommerstagnation über Grund und 8,5 an der Oberfläche (LAWA 1985).

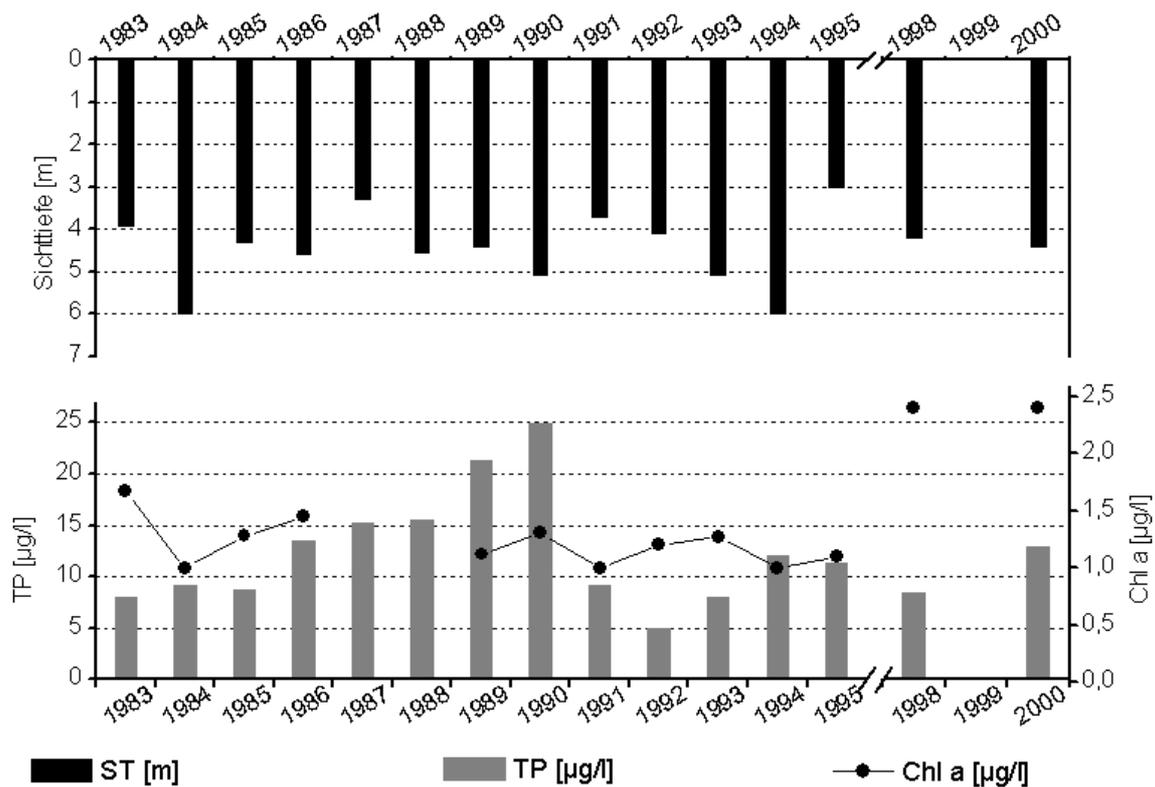


Abb. 41: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Tegernsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.22.4 Flora und Fauna

Die dominierende Pflanze der artenarmen Röhrichbestände des Tegernsees stellte 1988 *Phragmites communis* dar. Dichte Schilfgürtel waren nur in wenigen Abschnitten ausgebildet, die überwiegend in der Nordhälfte des Gewässers lagen, aber z. B. auch entlang des gesamten von Moränenringen umschlossenen Nordufers. *Scirpus lacustris* gedieh zwar in vielen Abschnitten, erreichte jedoch mit Ausnahme der naturnahen Uferbereiche vor der Ortschaft Bad Wiessee nie größere Häufigkeiten. Weitere Röhricharten wie *Acorus calamus*, *Eleocharis palustris*, *Carex elata*, *Iris pseudacoris*, *Phalaris arundinacea* und *Sparganium emersum* wurden nur in einzelnen Uferabschnitten in der geschätzten Häufigkeit „verbreitet“ nachgewiesen. *Nuphar lutea* bildete einen wenige Quadratmeter umfassenden Bestand mit Schwimmblättern in 3 – 4 m Tiefe bei Seeglas und war sonst nur in ihrer Unterwasserform in geringer Anzahl zu finden. Innerhalb der Submersflora sind *Chara contraria*, *Ch. tomentosa* und *Potamogeton perfoliatus* als charakteristische Arten des Tegernsees hervorzuheben, die an den meisten Uferabschnitten in größerer Quantität angetroffen wurden. Die dichteste Verbreitung zeigte *Ch. contraria* nördlich von Bad Wiessee. *Chara aspera* gedieh vorwiegend an der Nordhälfte des Sees, *Nitella opaca* hatte ihren Verbreitungsschwerpunkt dagegen am Westufer. Die Characeenart *Tolypella glomerata* bildete dominierende Rasen nur in Abschnitten aus, die eine geringe Nährstoffbelastung aufwiesen, wie vor Gut Kaltenbrunn, südlich von Seeglas bis Grambach in St. Quirin, am Westufer vor Tegernsee und am westlichen Südufer. Während *Ch. hispida* nur nördlich von St. Quirin im Abschnitt geringster Nährstoffbelastung vorkam, bildete die wesentlich unempfindlichere *Ch. fragilis* Massenvorkommen in der stark belasteten Egerner Bucht aus. Die

Verbreitung von *Fontinalis antipyretica* beschränkte sich auf Bereiche mit starkem Grundwasserzuström. Diese sind das südliche und westliche Ufer der Egerner Bucht sowie Abschnitte in Bad Wiessee. Als eutraphente Arten, die am Tegernsee eine weite Verbreitung zeigten und abschnittsweise häufig vorkamen, lassen sich *Elodea canadensis*, *Potamogeton berchtoldii*, *P. perfoliatus*, *Ranunculus circinatus* und *Zannichellia palustris* nennen. Ebenfalls verbreitet, jedoch in geringeren Mengen, kamen *P. crispus*, *P. pectinatus* und *P. filiformis* vor (Melzer & Hünerfeld 1990).

Im Zeitraum von 1980 bis 1994 dominierten im Phytoplankton Diatomeen wie *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria ulna/angustissima* sowie Arten der Gattungen *Stephanodiscus* und *Cyclotella*. Jahreszeitlich bedingt traten auch Cyanobakterien wie *Planktothrix agardhii*, *Anabaena spiroides* und *Microcystis aeruginosa* auf (Schaumburg 1996). Eine sedimentstratigraphische Untersuchung aus dem Jahr 1991 zeigte, dass sich die Diatomeenzusammensetzung seit 1960 von Arten, die höhere Nährstoffbelastungen anzeigten, hin zu Arten mit geringeren Nährstoffansprüchen veränderte. Im gesamten Untersuchungszeitraum Januar - November 1992 dominierten innerhalb der Diatomeen Coscinodiscoideae, im Frühjahr auch *Fragilaria ulna* var. *acus* und *Fragilaria ulna angustissima* (Mai), im Spätsommer auch *Fragilaria crotonensis* und *Asterionella formosa*. Der Diatomeenanteil schwankte ganzjährig zwischen 33 % und 97 %, wobei diese auch das maximale Jahresbiovolumen von 1,5 mm³/l im Juni verursachten. Im Hochsommer lag das Gesamtbiovolumen bei 1,0 mm³/l, ansonsten unter 0,5 mm³/l. Ab Juli war der Dinoflagellat *Ceratium hirundinella* und ab September auch Cryptophyceen (*Cryptomonas ovata*, *Rhodomonas minuta*) codominant. Die Chrysophyceenart *Mallomonas* sp. zeigte im März und August, die heterotrophen Flagellaten *Spumella* sp. und *Gymnodinium helveticum* dagegen im Mai eine kurzzeitige stärkere Vermehrung. Cyanobakterien mit der Art *Planktothrix agardhii* fielen außer im Januar nur im August mit einem GBV-Anteil von 23 % auf. Während einer Untersuchung im Sommer 1998 (nur Rott. Bucht) dominierten Diatomeen (*Cyclotella* spp., *Fragilaria*-Arten) sowie die bereits genannten Dino- und Cryptophyceen.

Vom Fischbestand des Tegernsees werden gegenwärtig bevorzugt Renke (*Coregonus lavaretus*), dann Hecht (*Esox lucius*) und Brachsen (*Abramis brama*) genutzt (LAWA 1985).

1.22.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der von Berufsfischern erwirtschaftete Fischertrag wird für 1982 mit 4300 kg angegeben, wovon 87 % Renken, 5 % Hechte und 4 % Brachsen waren. Über ein Jahrtausend lang hat das im Jahr 748 gegründete Kloster Tegernsee als Zentrum und Gestalter der bäuerlichen Kulturlandschaft gewirkt. Mit der Säkularisation von 1803 und der Benutzung der Abtei als königlicher Sommersitz kamen die ersten Erholungssuchenden an den See und leiteten die Entstehung von „urbanisierten Fremdenverkehrssiedlungen“ ein. Die von 1957 - 1965 verwirklichte, weltweit erste Ringkanalisation um den Tegernsee (22,5 km Kanallänge, Kläranlage am Seeauslauf für 60000 Einwohner und Einwohner-Gleichwerte) ist ein Musterbeispiel für die Abwassersanierung sowie für einen Sofortserfolg aus hygienischer Sicht und einen mittelfristigen limnologischen Erfolg. Innerhalb nur eines Jahrzehnts nach Vollendung der Maßnahme zeigte der See deutliche Verbesserungen in bezug auf die Phosphatkonzentration, das Planktonbild und die Sichttiefe sowie im Sauerstoffprofil. Seit Ende der 1970er Jahre kann der durch Abwassereinleitungen eutroph gewordene See wieder als oligotroph eingestuft werden (LAWA 1985).

1.23 Waginger See

1.23.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Waginger-Tachinger See liegt im östlichen Chiemgau nahe der Salzach, welche hier den Grenzfluss zu Österreich darstellt und bildet lediglich aus geologischer Sicht eine Einheit. Der Genese nach handelt es sich um Endmoränenseen in einer Radialfurche des Salzachgletschers. Die beiden Seeteile des Waginger-Tachinger Sees werden durch eine bei der Ortschaft Tettenhausen überbrückte Einschnürung getrennt. Am Waginger Seeteil ist der südöstliche Bereich von einem teilweise bewaldeten Steilufer begrenzt. Die ehemaligen Mischwälder der Hänge sind nur noch zu einem Drittel erhalten, vorwiegend auf steinigem Endmoränen und Drumlins, mit stark gewordenem Fichtenanteil. Auf Hängen mit guten Böden kommt noch Ackerbau vor, aber die meisten Flächen werden jetzt als Grünland genutzt. Außer Tettenhausen liegen die Orte vom Seeufer abgerückt an den Hängen. Die Größe des Einzugsgebietes des Waginger-Tachinger Sees beträgt 163,66 km². Die wichtigsten Zuflüsse sind der Schinderbach, Höllenbach und Tenglinger Bach. Über den Ausfluss Götzingen Ache verlassen 3 m³/s den See (Schaumburg 1996).

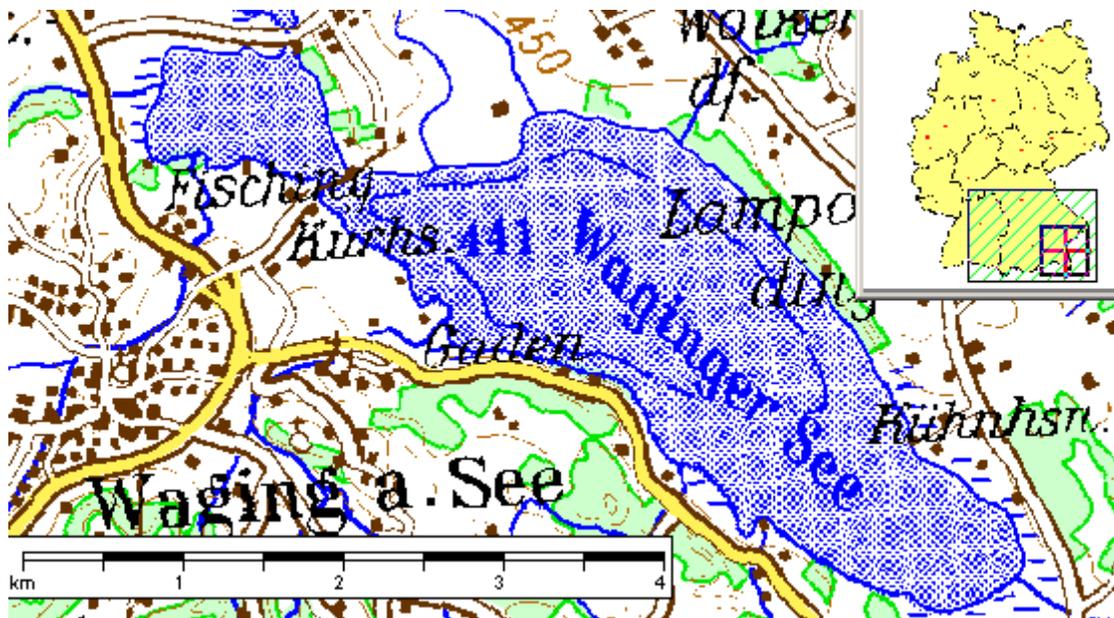


Abb. 42: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)

1.23.2 Topographie und Morphometrie

Der Waginger See ist der südliche Teil des Waginger-Tachinger See und erstreckt sich von Nordwesten nach Südosten. Er besitzt mit 3,5 wie der Tachinger See ein großes Längen/Breitenverhältnis, was auf seine relative Schmalheit hinweist.

Tab. 43: Topographie und Morphometrie des Waginger Sees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
90,40	6,61	27,0	13,7	6238	1763	1,8	3,2	8,6	1,00

1.23.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der dimiktische Waginger See weist zu Zeiten der Sommerstagnation ein Epilimnion auf, das bis in 10 m Tiefe reicht. Ab 7,5 m Tiefe ist der See gleichzeitig annähernd sauerstofffrei mit der Folge von Schwefelwasserstoffbildung, eine vollständige O₂-Sättigung des Tiefenwassers erfolgt dann erst durch die herbstliche Vollzirkulation.

Tab. 44: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [µg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,1	348,0	6,3	3,6		40,6	74,2

Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen bewegten sich in der Zeit zwischen 1983 – 1994 zwischen ca. 38 µg/l und 67 µg/l, wobei Werte < 50 µg/l lediglich in den Jahren 1993/94 ermittelt wurden. Die Nitratkonzentrationen zeigten in der gleichen Zeit eine relativ starke Dynamik im Bereich zwischen 0,5 mg/l und 1,0 mg/l, während die mittleren Ammoniumkonzentrationen nach 1983 relativ beständig bei 0,1 mg/l lagen. In Bezug auf die Chlorophyll a-Konzentrationen ließen sich stärkere Schwankungen der Mittelwerte registrieren, die in diesem Teilsee zwischen 6,2 µg/l und 21,4 µg/l betragen (Abb. 43).

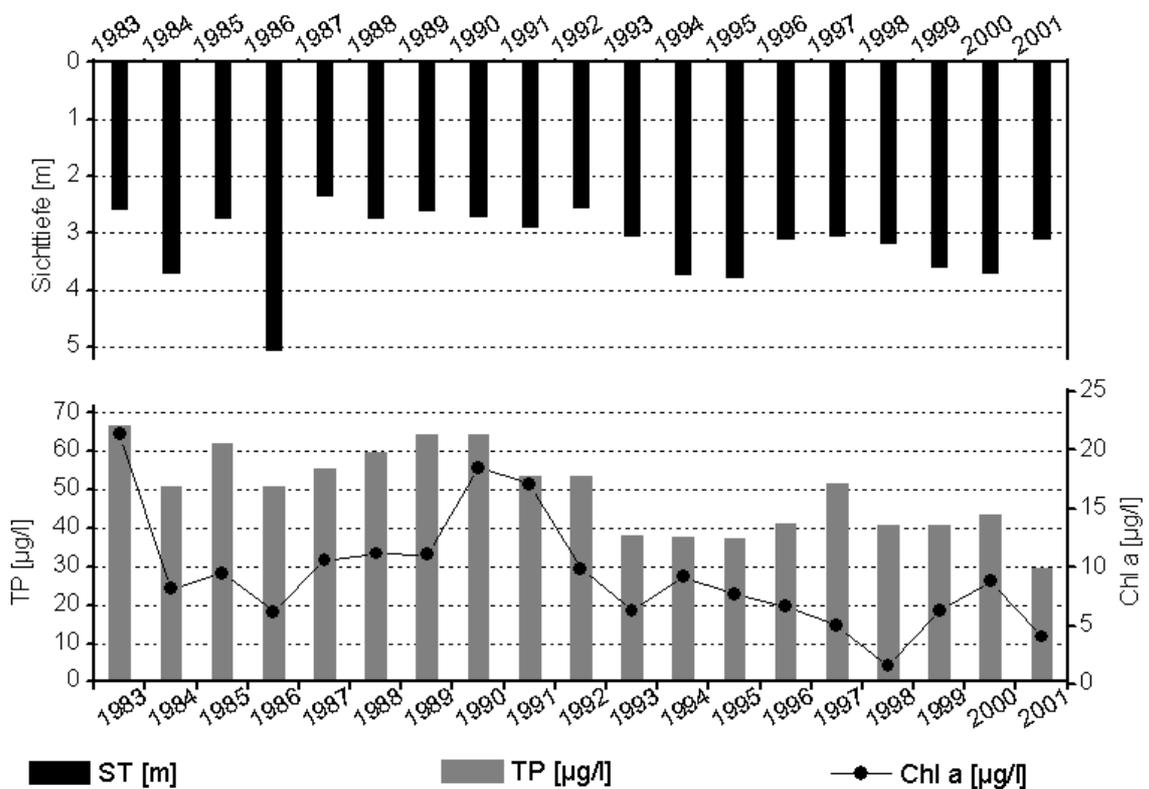


Abb. 43: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Waginger See (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

Die Sichttiefenverhältnisse waren relativ ausgeglichen und meist im Bereich zwischen > 2 m und < 4 m. In der Gewässergütekarte Bayerns von 1992 ist der Waginger-Tachinger See in Übereinstimmung mit diesen Angaben als eutroph ausgewiesen (Schaumburg 1996). Nach 1992 zeigte sich ein zeitweiliger Rückgang der mittleren Gesamtphosphorwerte und die mittleren Chl a-Konzentrationen weisen seit 1990 ebenfalls eine anhaltend rückläufige Tendenz auf (Abb. 43). Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 44) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) trotz hoher TP-Konzentrationen einen mesotrophen Ist-Zustand. Der trophische Referenzzustand, ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient, weist den geschichteten See nach (LAWA 1998) als natürlicherweise mesotroph (m) aus.

Der See kann als ausgesprochen carbonatreich gelten, da die Konzentrationen an Hydrogencarbonat bei 3,4 mmol/l liegen. Oberflächennah kann die Hydrogencarbonatkonzentration durch die biologische Produktion auf 2,9 mmol/l abnehmen (LAWA 1985).

1.23.4 Flora und Fauna

Das Seeufer wird auf weite Strecken von Röhricht eingefasst, in dem *Phragmites australis* vorherrscht. Eine Kartierung im Jahr 1993 wies 14 Röhricht-, 3 Schwimmblatt-, 1 freischwimmende und 19 submerse Makrophytenarten nach und zugleich eine Dominanz von nährstofftoleranten *Potamogeton*-Arten sowie von *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Ranunculus spec.* und *Zanichellia palustris*. Die untere Vegetationsgrenze lag bei 4 – 5 m (Schaumburg 1996).

Das Phytoplanktonbild wird im Frühjahr und Herbst überwiegend von centriscen Diatomeen wie *Stephanodiscus minutulus*, *Cyclotella radiosa* und *Cyclotella bodanica* geprägt, weniger häufig sind dagegen die Arten *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* und *Fragilaria ulna/acus*. In den Sommermonaten ist innerhalb der Cyanobakterien *Aphanizomenon gracile* stark vertreten. Die Chlorophyceen *Monoraphidium tortile*, *Ankyra judayi*, *Oocystis marssonii* und *Phacotus lendneri* kommen ab Mai verstärkt vor. Ganzjährig sind die Cryptophyceen mit *Cryptomonas ovata* und *Rhodomonas minuta* sowie die Desmidiaceen mit *Staurastrum cf. paradoxum* (Biomassemaximum im September) und *Closterium acutum var. variabile* vertreten. Die Goldalge *Dinobryon divergens* dominiert im Frühsommer (Schaumburg 1996).

Dem eutrophen Seetypus gemäß traten in der Vergangenheit hauptsächlich die folgenden Fischarten auf: Hecht (*Esox lucius*), Brachsen (*Abramis brama*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Schleie (*Tinca tinca*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Wels (*Silurus glanis*). Im Jahr 1884 wurden die Kleine Maräne (*Coregonus albula*), 1890 zum ersten Mal der Aal und 1905 erstmals der Zander (*Stizostedion lucioperca*) durch Besatzmaßnahmen eingeführt (LAWA 1985).

1.23.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die fischereiliche Nutzung wird von der Berufsfischerei dominiert. Die Fanganteile entfallen in abnehmender Reihenfolge auf Brachsen, andere Karpfenfische, den Aal, die Renke, gefolgt von Zander, Hecht, Karpfen und Schleie. Im Durchschnitt wird mit einem Ertrag von 20.000 kg/a gerechnet. Der Waginger-Tachinger See wird als Badesee und zum Wassersport genutzt. Hauptanziehungspunkt ist Waging, das

abseits vom Ortszentrum über einen Freibadestrand, Campingplatz und sonstige für den Massentourismus geeignete Einrichtungen verfügt. Weitere Möglichkeiten sind mit kleineren Campingplätzen und Liegewiesen vornehmlich am Waginger Seeteil gegeben.

Seit Mitte der 1970er Jahre besteht an diesem See ein etwa 7 km langer Ableitungskanal, über den die mechanisch-biologisch gereinigten Abwässer vom Abwasserschwerpunkt Waging dem Seeauslauf zugeführt werden (LAWA 1985). Eine weitere Reduktion der Nährstoffe wurde durch die Fertigstellung der Ringkanalisation erreicht.

1.24 Walchensee

1.24.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Walchensee ist wahrscheinlich tektonischen Ursprungs (geotektonische Absenkung), zugleich glazial überformt. Der Walchensee ist allseits von bewaldeten Bergen aus Plattenkalk und Hauptdolomit umrahmt, im Norden von den bis zu 1800 m hohen Gipfeln der Benediktenwand- und der Herzogstand-Heimgarten-Gruppe und im Süden von den niedrigeren Bergen des Isarwinkels (Altach-Berge). Nach Osten hin schließt sich das Längstal der Jachenau an, des ehemals natürlichen Seeabflusses. Auf den alluvialen Schwemmkegeln des Deiningbaches und dem der Obernach, des größten natürlichen See-Zuflusses, liegen die kleineren Orte Walchensee und Einsiedel. Der Walchensee steht samt seinen Ufern und der Halbinsel Zwergern unter Landschaftsschutz. Landwirtschaft wird in Form von Weidewirtschaft nur in den Flusstälern betrieben.

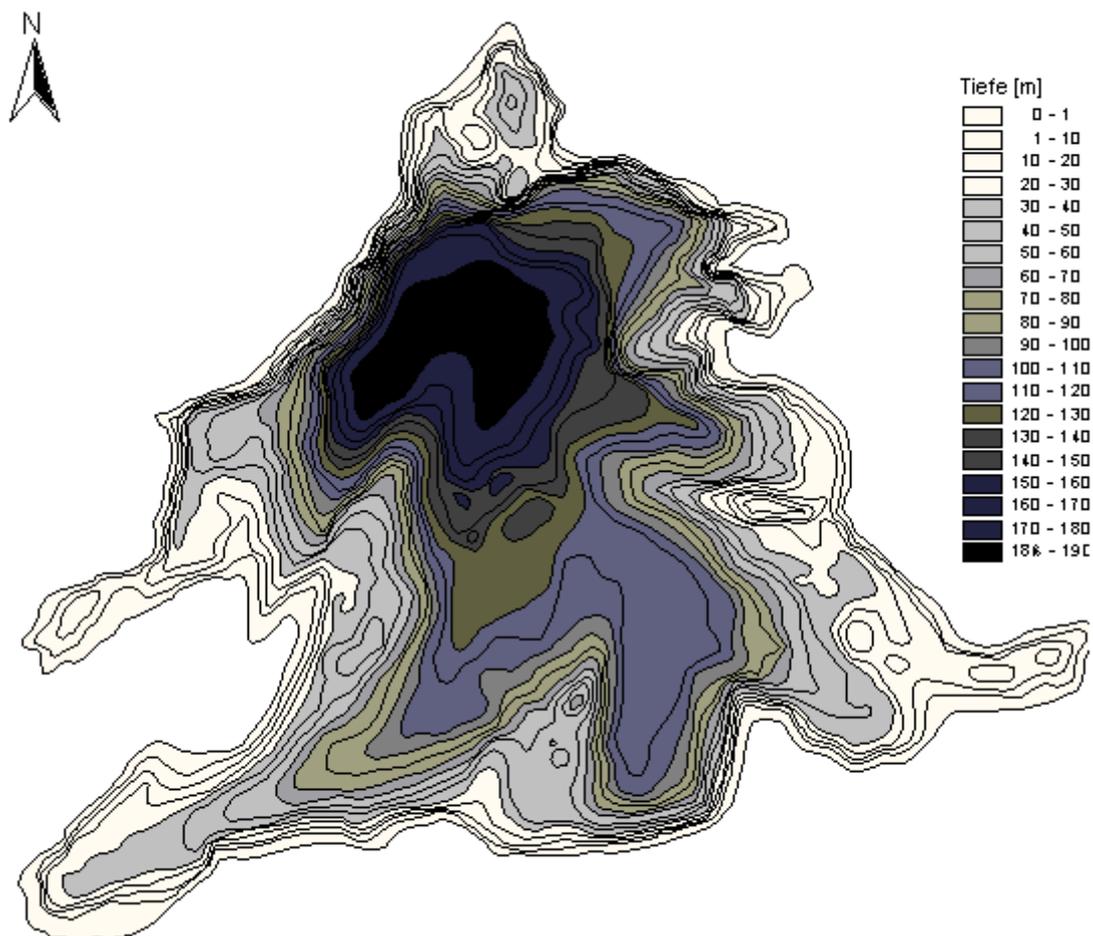


Abb. 44: Tiefenlinien des Walchensees (Hofmann 2001)

Zwischen dem Walchensee und dem nördlich gelegenen Kochelsee besteht eine Höhendifferenz von rund 200 m, die zur Gewinnung von elektrischer Energie genutzt wird. Seit dem Jahr 1924 ist das Walchensee-Werk als das größte Hochdruckspeicher-Kraftwerk Bayerns in Betrieb. Das ursprüngliche Einzugsgebiet umfasste nur 59,3 km² und lieferte zu geringe Zuflussmengen, um das Walchensee-Kraftwerk effektiv betreiben zu können. 1924 wurde deshalb die obere Isar bei Krün aus dem ursprünglichen Flussbett ab- und in die südwestliche Bucht des Sees

(Oberracher Winkel) eingeleitet. Knapp 20 Jahre später wurde der Finzbach mit in die Isar-Überleitung aufgenommen. Das Walchensee-Einzugsgebiet wurde um insgesamt 510 km² vergrößert. 1950 wurde die Reißbach-Überleitung fertiggestellt, die weitere 210 km² zum jetzigen Einzugsgebiet beisteuerte (alle Flächenangaben ohne Seefläche). Neben den bereits genannten kleinen Ortschaften am Seeufer spielen im nun vergrößerten Einzugsgebiet der Markt Mittenwald und der Ort Seefeld in Tirol eine sehr wichtige Rolle (LAWA 1985). Mit der Reißbachüberleitung zum Walchensee wurde die Durchflussmenge des Walchensee-Kraftwerkes auf rund 25 m³/s (Jahresmittel 1955/85) gesteigert. Seit dem Jahr 1990 fließt dem Walchensee durch die Isar-Teiltrückleitung am Krühner Wehr bis zu 4,8 m³/s (Sommerhalbjahr) weniger Isarwasser zu (Lenhart *et al.* 1995).

Die genannten Veränderungen führten zu einer drastischen Verkürzung der theoretischen Wassererneuerungszeit, außerdem treten durch den Betrieb des Kraftwerks jährliche Seespiegelschwankungen von mehr als 6 m auf (Schaumburg 1996).

1.24.2 Topographie und Morphometrie

Die Uferstruktur des Walchensees ist sehr verzahnt, was sich in der Uferentwicklung von 1,9 widerspiegelt. Mit seiner maximalen Tiefe von 189 m gehört er zu den tiefsten Seen Deutschlands.

Tab. 45: Topographie und Morphometrie des Walchensees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
1299,70	16,27	189,5	80,8	6690	4925	1,9	19,9	9,5	1,62

1.24.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Dem Mischungsverhalten nach ist der See mono- bis dimiktisch, dabei meist meromiktisch. Das Epilimnion reicht bis maximal 10 m Tiefe. Die Sauerstoffkonzentrationen liegen ganzjährig in nahezu der gesamten Wassersäule im Sättigungsbereich und sanken im typischen Untersuchungsjahr 1991 auch über Grund nicht unter 7 mg/l. Nach Beginn der 1980er Jahre gingen die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen auf < 10 µg/l Mitte der 1980er Jahre zurück, seit 1993 betragen sie stets ca. 6 µg/l oder weniger. Die durchschnittlichen Nitratkonzentrationen lagen dagegen zwischen 1982 und 1994 durchgängig bei 0,6 mg/l, ebenfalls beständig niedrig waren die mittleren Ammoniumkonzentrationen mit 0,01 – 0,02 mg/l in dieser Zeit. Die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen lagen immer im meso- bis oligotrophen Bereich, die mittleren Sichttiefen sind mit meist 8 m – 10 m sehr hoch. In der Gewässergütekarte Bayerns von 1992 ist der Walchensee noch als mesotrophes Gewässer ausgewiesen, obgleich die chemisch-physikalische und biologische Entwicklung bereits auf oligotrophe Verhältnisse hindeutete (Schaumburg 1996). Diese Entwicklung wird insbesondere durch den Rückgang der mittleren Chl a-Konzentrationen nach 1989 unterstrichen, seit 1993 blieben diese dann ebenso wie die TP-Konzentrationen auf konstant niedrigem Niveau (Abb. 45). Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 46) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen oligotrophen Ist-Zustand. Dies entspricht auch dem potentiell

natürlicher Trophiezustand des Sees ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient (LAWA 1998).

Tab. 46: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,1	356,0	2,7	7,7		5,5	

Wie nach den geologischen Verhältnissen des Einzugsgebietes zu erwarten ist, gehört der Walchensee zu den kalkreichen Klarwasserseen. Der Hydrogencarbonatgehalt beträgt während der Durchmischungsphasen 2,7 mmol/l. Durch die Primärproduktion nimmt der Hydrogencarbonatgehalt nur auf 2,45 mmol/l ab. Als maximaler pH-Wert wurde 8,65 in den oberflächennahen Schichten und als minimaler Wert 7,95 über Grund gemessen (LAWA 1985).

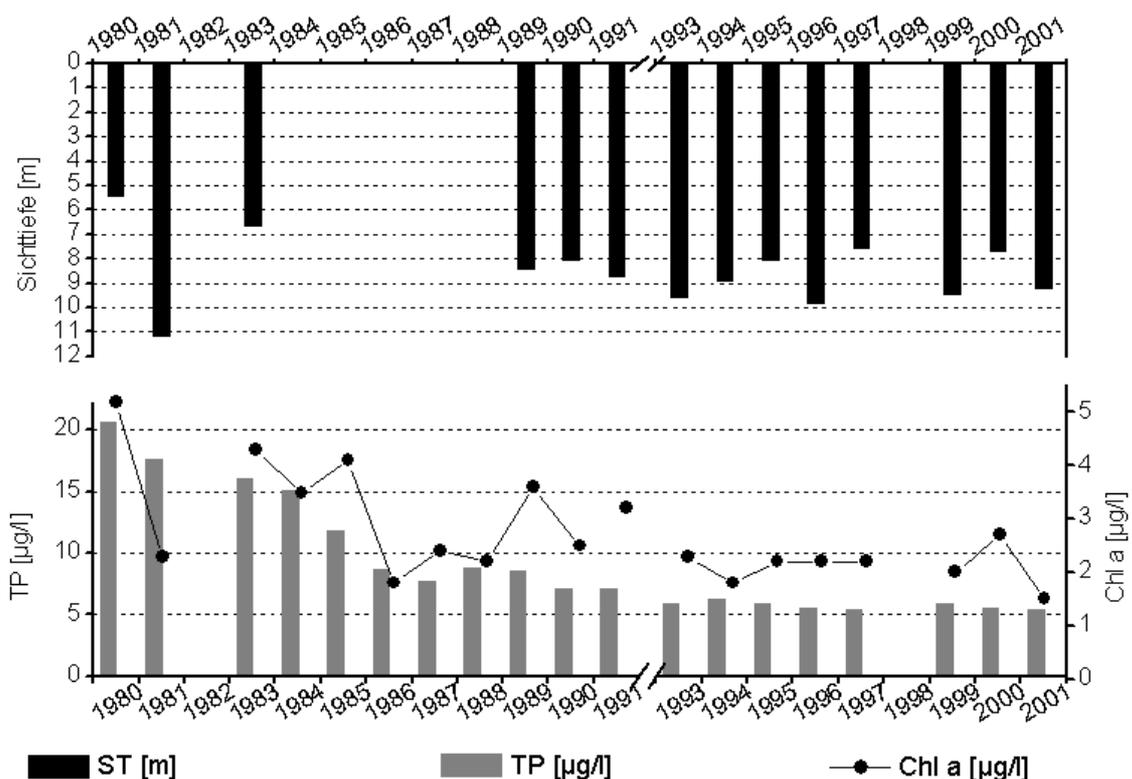


Abb. 45: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Walchensee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.24.4 Flora und Fauna

Die Röhricht-Uferflora, bestehend aus *Phragmites communis*, beschränkt sich auf die flacheren Uferbereiche und die südwestliche Halbinsel Zwergern. Durch die Nutzung zu Wasserkraftzwecken schwankt der Wasserspiegel des Walchensees um bis zu

6,6 m. Damit diese Schwankungen nicht zu erhöhter Ufererosion führen, wurden die Steilufer mit Steinblöcken ausgepflastert. Bei einer Makrophytenkartierung im Jahr 1995 (Harlacher 1996) wurden 25 submerse Makrophytenarten und *Phragmites* nachgewiesen, Schwimmblattpflanzen fehlten völlig. Die Makrophytenvegetation beschränkte sich im Flachwasser auf wenige Stellen, an denen einige Arten regelmäßiges Trockenfallen ertragen können. Die Hauptvegetation erstreckte sich dagegen auf 5 m - 15 m Wassertiefe (Schaumburg 1996).

Mitte der 1970er Jahre bis 1984 war das Phytoplankton aufgrund erhöhter Nährstofffrachten durch das Massenvorkommen der Diatomeen *Tabellaria fenestra*, *Fragilaria crotonensis* und *Aulacoseira islandica* sowie von *Planktothrix rubescens* geprägt. In der Folgezeit wurde das Phytoplankton von Cryptophyceen und Diatomeen dominiert, von denen besonders *Cyclotella cf. comensis* und *Cyclotella bodanica* als häufige Vertreter zu nennen sind. Die Biomasse der Algen war insgesamt sehr gering. Nur noch sporadisch trat die Cyanobakterienart *Planktothrix rubescens* in Erscheinung (Schaumburg 1996). Während der Vegetationsperiode 1997 waren ebenfalls Diatomeen vorherrschend, als dominante Vertreter sind Coscinodiscoideae, *Fragilaria ulna* var. *acus*, *F. crotonensis* sowie *Asterionella formosa* zu nennen. Weitere Gesamtbiovolumenanteile von 15 % bzw. 20 % entfielen im August auf Chrysophyceen mit *Dinobryon sertularia* und im September auf *Cryptomonas ovata* (Cryptophyceen). Das maximale im Untersuchungszeitraum registrierte Biovolumen war mit 0,8 mm³/l (Juni) wie schon in den Vorjahren gering.

Der Walchensee ist reich an seltenen und edlen Fischen, wie dem Blaufelchen (*Coregonus wartmanni*) und Seesaibling (*Coregonus fera*), der Renke (*Coregonus lavaretus*), Rutte, dem Hecht (*Esox lucius*) und der Seeforelle (*Salmo trutta lacustris*) (LAWA 1985).

1.24.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

In dem hauptsächlich durch Berufsfischerei und weniger durch Angler genutzten Fischbestand des Walchensees dominiert nutzungsmäßig die Renke über Seesaibling und Seeforelle. Bis auf geringe Flächen im Ortsbereich Walchensee ist der freie Zugang zum Wasser überall gewährleistet. Der See ist stark von Erholungssuchenden und Wassersportlern auch von jenseits des Münchner Raums frequentiert. Der touristischen Entwicklung wurde durch den Ausbau des Südufers Rechnung getragen (LAWA 1985).

Wesentliches Ereignis für die nachhaltige Verbesserung und Stabilisierung der Gewässergüte des Sees war im Jahr 1984 die Ausrüstung der Kläranlage Mittenwald mit einer Phosphatfällungsanlage. Als weitere abwassertechnische Sanierungsmaßnahme ist der Neubau einer Kläranlage für die österreichischen Gemeinden Seefeld, Scharnitz und Leutasch sowie der Kläranlage Mittenwald mit Anschluss der noch nicht kanalisierten Gemeinden Wallgau und Krün geplant (Schaumburg 1996).

1.25 Weißensee

1.25.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Weißensee liegt am nördlichen Kalkalpenrand in der Füssener Bucht. Der See ist vermutlich als Relikt des diluvialen „Füssener Sees“ anzusehen, der als Stammbeckensee des Lechtalgläubers entstand. Das Südufer wird von den mit Fichten bestandenen Hängen des Falkensteinzuges gebildet, während das Nordufer in eine Landschaft aus Moränenhügeln, Moorsenken und Flachmooren übergeht. Der See befindet sich im Landschaftsschutzgebiet des Falkensteinzuges. Das Einzugsgebiet weist eine Größe von 14,6 km² auf, ca. die Hälfte davon wird vom Hauptzufluss, der Weißensee Ach, entwässert. Der Seeausfluss erfolgt nach Norden durch die Füssener Achen (Schaumburg 1996).

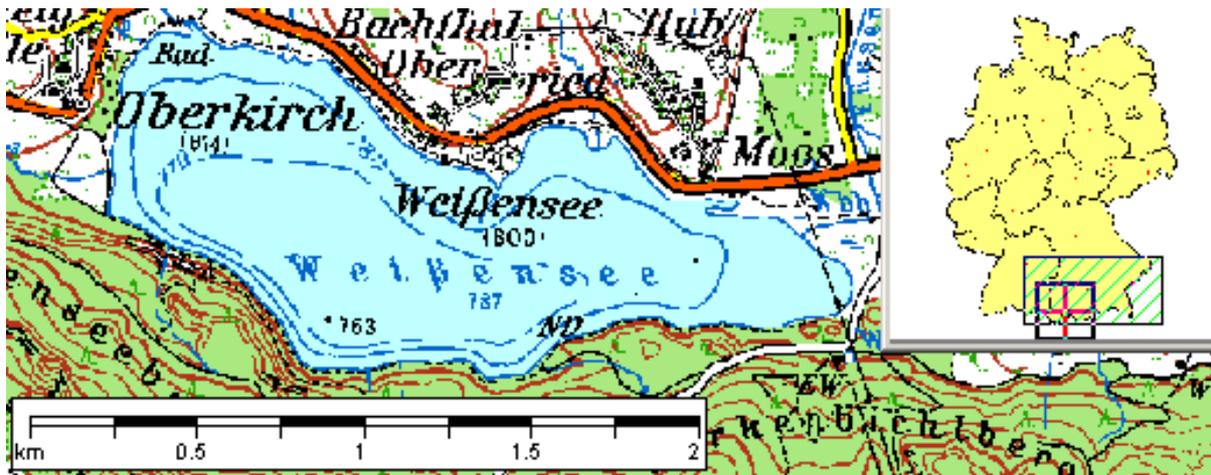


Abb. 46: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)

1.25.2 Topographie und Morphometrie

Der Weißensee gehört zu den mittelgroßen Seen Deutschlands. Seine maximale Längsausdehnung verläuft von Nordwesten nach Südosten.

Tab. 47: Topographie und Morphometrie des Weißensees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
16,52	1,35	24,7	12,2	2310	860	1,5	3,7	6,6	1,25

1.25.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der dimiktische See weist im Sommer ein Epilimnion von bis zu 7,5 m Mächtigkeit auf. Während der Sommerstagnation verarmt das Hypolimnion regelmäßig an Sauerstoff, anaerobe Verhältnisse treten meist ab 20 m Tiefe ein, jedoch bewirken die Vollzirkulationen einen vollständigen Abbau dieses Defizits. Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen lagen bis 1990 noch bei > 20 µg/l, sanken dann aber in der Folgezeit zunächst auf Werte um 15 µg/l. Die niedrigen Nitratkonzentrationen wiesen zwischen 1985 und 1994 eine leicht steigende Tendenz von 0,2 mg/l auf maximal 0,5 mg/l im Jahr 1993 auf, die mittleren Ammoniumkonzentrationen lagen in dieser Zeit bei 0,1 mg/l bzw. meist darunter. Die

mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen befanden sich mit 1 – 5 µg/l ebenso wie die mittleren Sichttiefen mit 2,6 – 5,5 m durchgängig im moderaten Bereich. In Übereinstimmung hiermit ist der Weißensee in der Gewässergütekarte Bayerns von 1992 als mesotroph gekennzeichnet (Schaumburg 1996). Nach 1995 kam es zu einer weiteren Verringerung der mittleren TP-Konzentrationen auf ca. 10 µg/l (Abb. 47). Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 48) weisen den See nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) ebenfalls als mesotroph aus. Hinsichtlich des morphometrischen Referenztrophiegrades ergibt sich für den See Mesotrophie (m) (LAWA 1998).

Tab. 48: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1998, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 1998) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002) Daten von 2001 nehmen

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,2	403,0	3,9			10,5	9,9

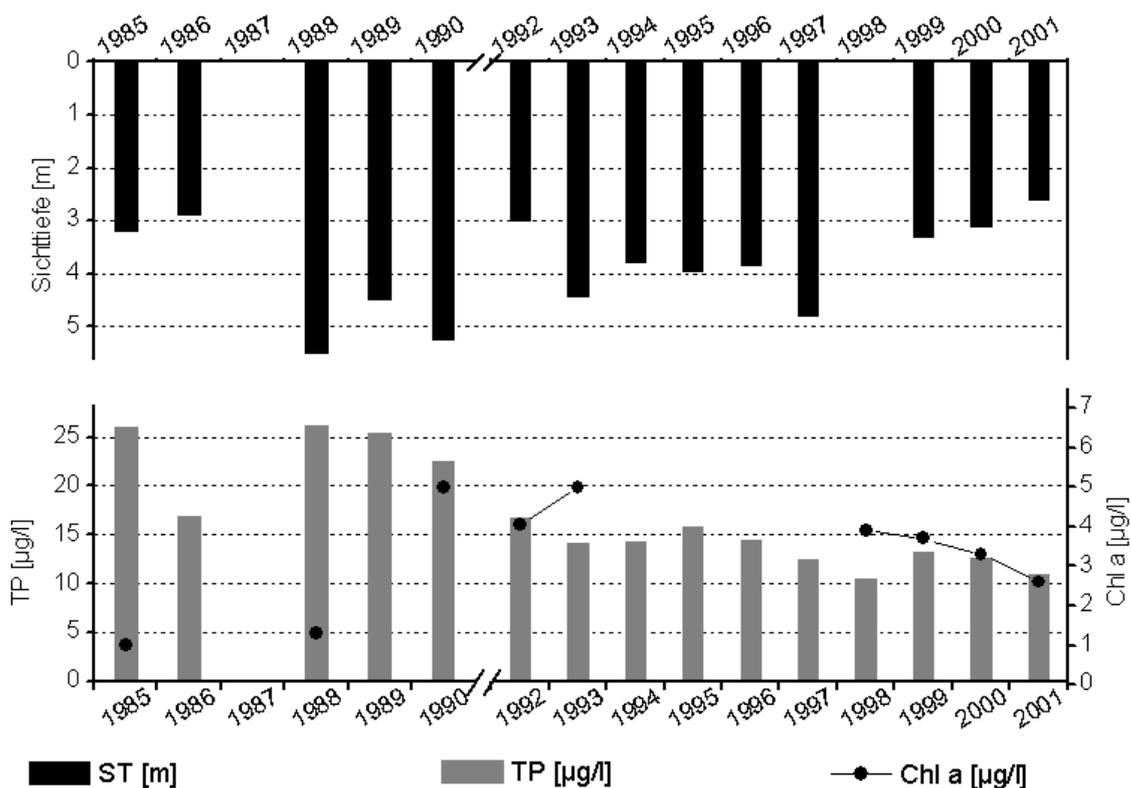


Abb. 47: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Weißensee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

1.25.4 Flora und Fauna

Eine Makrophytenkartierung aus dem Jahr 1994 (Harlacher 1995) wies 41 Arten nach, von denen 14 dem Röhricht, 25 den submersen Makrophyten und 2 der

Schwimblattvegetation zuzuordnen waren. Der Röhrichtgürtel besteht vorwiegend aus *Phragmites* und ist vorwiegend am Ost- und Westufer ausgebildet, an anderen Stellen ist er durch Felsen u.ä. oder Freizeitnutzung stark zurückgedrängt. Die Verbreitungsgrenze der submersen Makrophyten lag bei 5–7,5 m Tiefe. Die Biomasse der Arten war generell sehr gering, nährstoffliebende Arten waren vorwiegend in Mündungsbereichen von Zufluszbächen zu finden und deuten auf erhöhte Nährstoffeinträge hin (Schaumburg 1996).

Das Phytoplankton ist von Diatomeen geprägt, die den Gattungen *Cyclotella* und *Stephanodiscus* angehören. So kommt es im Frühjahr meist zu einer Massenentwicklung der Art *Stephanodiscus parvus*. Daneben sind auch *Fragilaria ulna/acus*, *Asterionella formosa* und *Dinobryon sociale* (Chrysophyceen) stärker vertreten. Im Sommer geht der Anteil der Diatomeen zugunsten von Cryptomonaden und Chlorophyceen wie *Phacotus lendneri* und *Ankyra judayi* zurück. Die Cryptomonaden zeigen dann nochmals im Herbst mit den Arten *Cryptomonas ovata*, *Cryptomonas marssonii*, *Rhodomonas minuta* ebenso wie der heterotrophe Flagellat *Ketabilepharis ovalis* ein verstärktes Aufkommen (Schaumburg 1996). Auch im Untersuchungszeitraum Februar - November 1998 (2-monatliche Beprobung) wurde das Phytoplankton vorwiegend durch Diatomeen dominiert, die ihre maximalen GBV-Anteile von 98 % bzw. 80 % im Februar und November ausbildeten. Das maximale Gesamtbiovolumen (GBV) wurde im April registriert und lag bei relativ geringen 1,9 mm³/l. Hieran hatten je zur Hälfte Diatomeen und Chrysophyceen, vertreten durch *Dinobryon sertularia*, Anteile. Die Diatomeen setzten sich sehr divers zusammen, Hauptvertreter waren: *Asterionella formosa*, *Stephanodiscus minutulus*, *St. alpinus*, *Fragilaria ulna* var. *acus*, *F. ulna angustissima*, *Cyclotella comensis*, *C. radiosa* und ab August *Fragilaria crotonensis*. Im Juni waren außerdem Cyanobakterien mit den Arten *Microcystis firma* und *Anabaena* sp. dominant, im August wurden die Diatomeen hingegen von den Cryptophyceen *Cryptomonas ovata* und *Rhodomonas minuta* sowie dem Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* begleitet.

Zur Fischfauna liegen keine Angaben vor.

1.25.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der See wird intensiv von Freizeit- und Erholungssuchenden genutzt, die über die Alpenstraße Zugang zum See erhalten. Die im Einzugsgebiet liegenden Ortsteile Widmar, Schwarzenbach, Oberkirch, See und Weißensee der Stadt Füssen sind im Trennsystem an die Kanalisation des Abwasserzweckverbandes Füssen angeschlossen, so dass häusliches und gewerbliches Abwasser nicht mehr in den See geleitet wird (Schaumburg 1996).

1.26 Wörthsee

1.26.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Wörthsee als einer der nördlichsten Voralpenseen liegt ca. 30 km von München entfernt. Seiner Genese nach handelt es sich um einen Moränensee des Ammersee-Gletschers, der im Hochwürmglazial durch Jungmoränenablagerung und Aufstau eines Eissee entstanden ist. Ein breiter, bis zu 50 m hoher Moränengürtel, der in großen Bereichen mit Buchenmischwald bestanden ist, umgrenzt den Wörthsee und schafft gegen den Ammersee hin einen eigenen Landschaftsraum. Landwirtschaftliche Nutzflächen reichen bis an das Ufer heran. Die nordöstliche Bucht ist nahezu vollständig verbaut. Das Einzugsgebiet weist eine Größe von 26,35 km² auf. Der See hat mehrere kleine Zuflüsse und den Inniger Bach als Abfluss, der durchschnittlich eine Wasserführung von 0,27 m³/s aufweist (Schaumburg 1996).

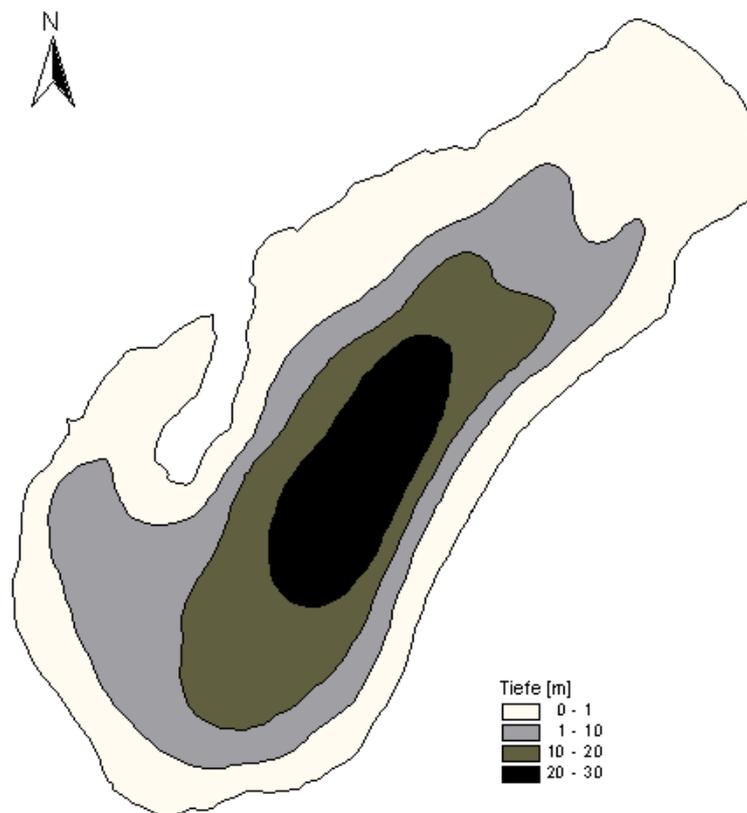


Abb. 48: Tiefenlinien des Wörthsees (Hofmann 2001)

1.26.2 Topographie und Morphometrie

Der Wörthsee erstreckt sich in seiner Längsausdehnung von Nordosten nach Südwesten. Die tiefste Stelle befindet sich in der Mitte des Sees.

Tab. 49: Topographie und Morphometrie des Wörthsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

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]
63,63	4,34	34,0	14,7	3700	1660	1,3	4,4	7,7	7,50

1.26.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Bei dem Wörthsee handelt es sich um einen dimiktischen See, dessen Epilimnion während der Sommerstagnation bis in 7,5 m Tiefe reicht. Während im Metalimnion im Sommer Sauerstoffübersättigungen auftreten können, sinkt die Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion kontinuierlich, was meist ab August zu anaeroben Verhältnissen über dem Sediment führt.

Tab. 50: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Chl a [$\mu\text{g}/\text{l}$]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [$\mu\text{g}/\text{l}$]	TP _{Früh} [$\mu\text{g}/\text{l}$]
8,3	306,0	2,7	4,1		8,1	7,2

Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen schwankten im Zeitraum von 1982 bis 1990 relativ stark, seit 1990 lagen sie aber in der Regel unter 15 $\mu\text{g}/\text{l}$, die mittleren Nitratkonzentrationen wiesen in der Zeit von 1985 – 1994 Werte um 0,4 mg/l auf. Im Sommer sanken die Nitratkonzentrationen in der Wassersäule stark ab, so dass die Algenproduktion zeitweise stickstofflimitiert war. Die mittleren Ammoniumkonzentrationen erreichten Werte bis zu 0,11 mg/l, über dem Sediment stieg die Konzentration jedoch bis auf 0,5 mg/l an.

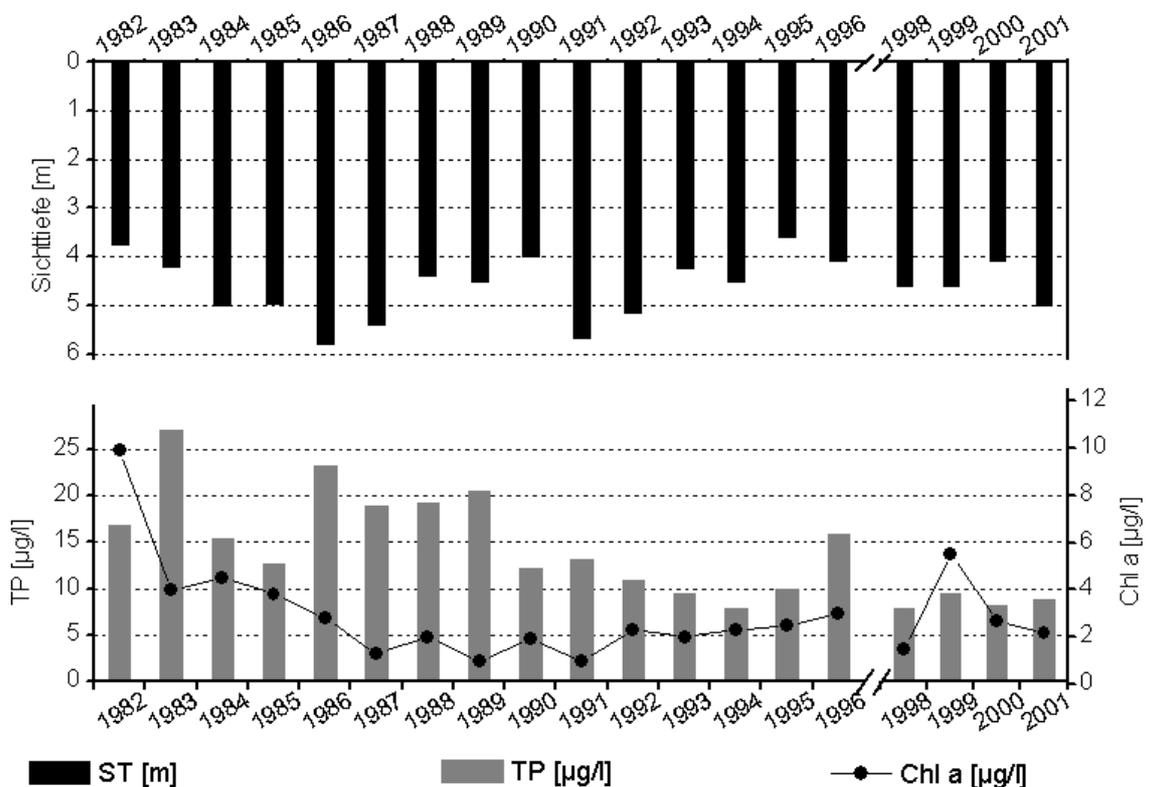


Abb. 49: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Wörthsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)

In der bayerischen Gewässergütekarte von 1992 ist der Wörthsee als mesotroph eingestuft (Schaumburg 1996). Die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen sind seit 1982 von 10 µg/l auf zunächst ca. 1 µg/l bzw. später knapp über 2 µg/l gesunken, lediglich im Jahr 1999 zeigte sich mit 5,5 µg/l wieder ein leichter Anstieg der Algenproduktion. In den Sichtverhältnissen deutete sich 1986 und 1987 sowie Anfang der 1990er Jahre eine Verbesserung an, im gesamten Zeitraum 1982 - 2001 schwankten die mittleren Sichttiefen jedoch zwischen 3,6 m und 5,8 m. Bezüglich des Parameters Gesamtphosphor liegen die Jahresmittelwerte seit 1993 fast durchgängig unter 10 µg/l (Abb. 49). Die aktuellen Trophieparameter (Tab. 50) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) weiterhin einen mesotrophen Ist-Zustand. Der trophische Referenzzustand, ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient, weist den geschichteten See nach (LAWA 1998) als natürlicherweise oligotroph (o) aus.

Mit Hydrogencarbonatkonzentrationen um 3 mmol/l handelt es sich um einen relativ kalkreichen, nicht oder nur kaum durch Humusstoffe gefärbten Alpenvorlandsee. Im durchmischten See liegt der pH-Wert um 8,3, im geschichteten nimmt er von pH 8,6 an der Oberfläche bis auf 7,0 über Grund ab (LAWA 1985).

1.26.4 Flora und Fauna

Eine Makrophytenkartierung von 1987 (Melzer *et al.* 1988) wies 18 Röhricht-, 2 Schwimmblatt- und 15 submerse Makrophytenarten nach (Schaumburg 1996).

Die im Frühjahr dominierenden Phytoplanktonarten waren im Zeitraum von 1980 bis 1994 die Diatomeen *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna/acus*, *Asterionella formosa*, *Cyclotella*- und *Stephanodiscus*-Arten sowie der Dinoflagellat *Gymnodinium helveticum* und die Grünalge *Gloeotila curta*. Im Sommer stellten die Dinoflagellaten mit *Peridinium willei*, *Peridinium inconspicuum* und *Ceratium hirundinella* die Hauptgruppe dar, im Herbst überwogen dagegen Chrysophyceen der Gattung *Dinobryon* sowie Cryptophyceen und Dinoflagellaten im Phytoplankton. Auch trat *Gloeotila curta* dann wieder häufiger in Erscheinung. Verschiedene Cyanobakterienarten waren in geringen Mengen vertreten (Schaumburg 1996).

Im Zooplankton herrschten die Rädertiere mit *Keratella cochlearis*, *Polyarthra* spp. und *Kellicottia longispina* vor (LAWA 1985).

Durch gezielte, intensive Befischung wurde der Renkenbestand aus dem Zustand der Verbuttung in den der hohen Produktivität überführt. Genutzt werden neben der Renke (*Coregonus lavaretus*) auch Karpfen (*Cyprinus carpio*), andere Weißfische, Aal (*Anguilla anguilla*), Hecht (*Esox lucius*) und Barsch - angeordnet nach fallender wirtschaftlicher Bedeutung. Für das Jahr 1982 wird ein Ertrag von 6900 kg angegeben.

1.26.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Fischbestand wird durch Angelfischerei beeinflusst. Zum Nahverkehrsbereich von München gehörend, wird der Wörthsee intensiv von Wassersportlern und Erholungssuchenden beansprucht, was in der Anlage von Campingplätzen und Badeanstalten zum Ausdruck kommt. Lange Uferstrecken sind lückenlos mit Wochenendhausparzellen, Bade- und Bootshütten belegt. Der See besitzt im Bereich der Insel Wörth und am gegenüberliegenden Ufer ausgedehnte Verlandungszonen, die für die Fischbesiedlung und Vogelwelt von großer Bedeutung sind.

Schützenswerte Nieder- oder Übergangsmoore und Schilfstreifen machen den Zutritt zum See streckenweise unmöglich.

Das Abwasser der Seeanlieger-Gemeinden wird über die Dreiseen-Ringkanalisation (Ammersee – Wörthsee - Pilsensee) in die Kläranlage bei Eching am Ammersee abgeleitet (LAWA 1985).

2 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999) ..	6
Abb. 2: Tiefenlinien des Ammersees (Hofmann 2001).....	8
Abb. 3 Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Ammersee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	10
Abb. 4: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)	13
Abb. 5: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Bannwaldsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	14
Abb. 6: Tiefenlinien des Chiemsees (Hofmann 2001).....	17
Abb. 7: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Chiemsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	19
Abb. 8: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)	23
Abb. 9: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Eibsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	25
Abb. 10: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)	26
Abb. 11: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Alpsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	27
Abb. 12: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)	30
Abb. 13: Tiefenlinien des Hartsees (Wasserwirtschaftsamt Rosenheim 2001).....	33
Abb. 14: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Hartsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	35
Abb. 15: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)	37
Abb. 16: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Hopfensee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	38
Abb. 17: Tiefenlinien des Kochelsees (Hofmann 2001)	40
Abb. 18: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Kochelsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	42
Abb. 19: Tiefenlinien des Königssees (Hofmann 2001)	45
Abb. 20: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Königssee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	47
Abb. 21: Tiefenlinien des Langbürgner Sees (Wasserwirtschaftsamt Rosenheim 2001) ..	49

Abb. 22: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Langbürchner See (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	51
Abb. 23: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)	52
Abb. 24: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Niedersonthofener See (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	53
Abb. 25: Tiefenlinien des Pelhamer Sees (Wasserwirtschaftsamt Rosenheim 2001)	55
Abb. 26: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Pelhamer See (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	57
Abb. 27: Tiefenlinien des Pilsensees (Hofmann 2001)	58
Abb. 28: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Pilsensee (Jahresmittelwerte) prüfen! (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	59
Abb. 29: Tiefenlinien des Riegsees (Hofmann 2001).....	61
Abb. 30: Tiefenlinien des Schliersees (Hofmann 2001)	63
Abb. 31: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Schliersee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	65
Abb. 32: Tiefenlinien des Simssee (Hofmann 2001).....	67
Abb. 33: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Simssee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	69
Abb. 34: Tiefenlinien des Staffelsees (Hofmann 2001).....	71
Abb. 35: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Staffelsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	73
Abb. 36: Tiefenlinien des Starnberger Sees (Hofmann 2001).....	75
Abb. 37: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Starnberger See (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	77
Abb. 38: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)	80
Abb. 39: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Tachinger See (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	82
Abb. 40: Tiefenlinien des Tegernsees (Hofmann 2001).....	84
Abb. 41: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Tegernsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	86
Abb. 42: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)	88

Abb. 43: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Waginger See (Jahresmittelwerte) prüfen! (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	89
Abb. 44: Tiefenlinien des Walchensees (Hofmann 2001)	92
Abb. 45: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Walchensee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	94
Abb. 46: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Bayern 1999)	96
Abb. 47: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Weißensee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	97
Abb. 48: Tiefenlinien des Wörthsees (Hofmann 2001)	99
Abb. 49: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Wörthsee (Jahresmittelwerte) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	100

3 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Topographie und Morphometrie des Abtsdorfer Sees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002).....	6
Tab. 2: Topographie und Morphometrie des Ammersee (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	9
Tab. 3: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	9
Tab. 4: Topographie und Morphometrie des Bannwaldsee (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	13
Tab. 5: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	14
Tab. 6: Topographie und Morphometrie des Chiemsee (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	18
Tab. 7: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche – Messstelle Weitsee (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1999). (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002).....	19
Tab. 8: Topographie und Morphometrie des Eibsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	24
Tab. 9: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	24
Tab. 10: Topographie und Morphometrie des Großen Alpsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002).....	26
Tab. 11: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1999). (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	27
Tab. 12: Topographie und Morphometrie des Großen Ostersees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002).....	31
Tab. 13: Vegetationsmittelwerte (April-Dezember) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1987 (Raeder 1990)	31
Tab. 14: Topographie und Morphometrie des Hartsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	34
Tab. 15: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	34

Tab. 16: Topographie und Morphometrie des Hopfensees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	37
Tab. 17: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	38
Tab. 18: Topographie und Morphometrie des Kochelsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	41
Tab. 19: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	41
Tab. 20: Topographie und Morphometrie des Königssees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	46
Tab. 21: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	46
Tab. 22: Topographie und Morphometrie des Langbürgner Sees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002).....	50
Tab. 23: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	50
Tab. 24: Topographie und Morphometrie des Niedersonthofener Sees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002).....	52
Tab. 25: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	53
Tab. 26: Topographie und Morphometrie des Pelhamer Sees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002).....	56
Tab. 27: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1997, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1997) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	56
Tab. 28: Topographie und Morphometrie des Pilsensee (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	58
Tab. 29: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	59
Tab. 30: Topographie und Morphometrie des Riegsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	61

Tab. 31: Topographie und Morphometrie des Schliersees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	64
Tab. 32: Novemberwerte chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000). (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002) Werte von 1999 nehmen	64
Tab. 33: Topographie und Morphometrie des Simssees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	68
Tab. 34: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	68
Tab. 35: Topographie und Morphometrie des Staffelsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	72
Tab. 36: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	72
Tab. 37: Topographie und Morphometrie des Starnberger See (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002).....	76
Tab. 38: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	77
Tab. 39: Topographie und Morphometrie des Tachinger Sees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002).....	81
Tab. 40: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	81
Tab. 41: Topographie und Morphometrie des Tegernsee (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	85
Tab. 42: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000).(Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	85
Tab. 43: Topographie und Morphometrie des Waginger Sees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002).....	88
Tab. 44: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 1999, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	89
Tab. 45: Topographie und Morphometrie des Walchensees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	93

Tab. 46: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	94
Tab. 47: Topographie und Morphometrie des Weißensees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	96
Tab. 48: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 1998, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 1998) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002) Daten von 2001 nehmen	97
Tab. 49: Topographie und Morphometrie des Wörthsees (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	99
Tab. 50: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 2000, Oberfläche (Ausnahme TP _{Früh} : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002)	100

4 Literatur

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.), 1982: Verzeichnis der Seen in Bayern.

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1997: Limnologische Forschungen am Chiemsee. In Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): -116 S.

Beckersjürgen/Morscheid, H. & Morscheid, H., 1998: Geschlossene Gesellschaft: Die "high society" im Epilimnion des Ammersees im saisonalen Verlauf 1996; Teil 1 Phytoplankton: 301-305.

Harlacher, R., 1995: Die Makrophytenvegetation des Weißensees in der Vegetationsperiode 1994. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. unveröffentlicht.

Harlacher, R., 1996: Die Makrophytenvegetation des Walchensees in der Vegetationsperiode 1995. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. unveröffentlicht.

Harlacher, R. and Hantke, B., 1994: Die Makrophytenvegetation des Staffelsees in der Vegetationsperiode 1993. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. unveröffentlicht.

Harlacher, R. and Pall, K., 1994: Die Makrophytenvegetation des Hopfensees. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. unveröffentlicht.

Henschel, T., Melzer, A., Müller, J., Alefs, J. & Winkler, R., 1992: Die limnologische Entwicklung des Starnberger Sees im Fortgang der Abwasserfernhaltung unter besonderer Berücksichtigung der Makrophytenvegetation. In Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.) *Informationsberichte des Bayer.Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 3/92*: 1-118.

Hofmann, H., 2001: Digitalisierung bayerischer Seen nach Vorlage aus TOP 50.

Holzmann, R., 1994: Qualitative und quantitative Untersuchung des Wörthsee und Pilsensee Phytoplanktons. Wasserwirtschaftsamt München. unveröffentlicht.

Jüstel, D. & Tröger, A., 1995: Die Entwicklung der Planktonbiozönose im Langbürgener See und im Hartsee während der Sommerstagnation (Eggstätt-Hemhofer-Seenplatte). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht: 279-283.

Kurfer, B., 1992: Beschreibung der Gewässergüte des Simssees anhand der Makrophytenvegetation, der hydrophysikalischen und der hydrochemischen Parameter sowie der Phytoplankton sukzession unveröffentlicht.

Landesvermessung Bayern, 1999: TOP 50 - Amtliche Topographische Karten - Bayern - Süd.

LAWA, 1985: Seen in der Bundesrepublik Deutschland: -90 S.

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

Lenhart, B., 1987: Limnologische Studien am Ammersee. *Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft*. 2: 1-105.

Lenhart, B., 1993: Auswirkungen der Nährstoffbelastung auf Seen am Beispiel Ammersee. *Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie* 47: 185-205.

Lenhart, B., Hamm, A., Harlacher, R., Pall, K., Valentin, F., Kucklantz, V. & Bohl, E., 1995: Limnologische Entwicklung des Kochelsees 1979-1993. In Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): -161 S.

Melzer, A., 1988: Der Makrophytenindex - Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. *Habilitationsschrift an der Fakultät für Chemie, Biologie und Geowissenschaften der TU München.*: -249 S.

Melzer, A., Harlacher, R., Held, K., Sirch, R. & Vogt, E., 1986: Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. In Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): -204 S.

Melzer, A., Harlacher, R., Held, K. & Vogt, E., 1988: Die Makrophytenvegetation des Ammer-, Wörth- und Pilsensees sowie des Weißlinger Sees. *Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft*. 1: 1-266.

Melzer, A. & Hünerfeld, G., 1990: Die Makrophytenvegetation des Tegern-, Schlier- und Riegsees. In Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): -174 S.

Melzer, A. and Koller, M., 1994: Die Makrophytenvegetation des Waginger-Tachinger Sees. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. unveröffentlicht.

Melzer, A. and Kurfer, B., 1992: Die Makrophytenvegetation des Simssees. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. unveröffentlicht.

Morscheid, H. & Beckersjürgen/Morscheid, H., 1998: Geschlossene Gesellschaft: Die "high society" im Epilimnion des Ammersees im saisonalen Verlauf 1996; Teil 2 Zooplankton: 341-345.

Morscheid, H. & Kucklantz, V., 1996: Dynamik der Zooplanktonentwicklung als Nahrungsgrundlage der Renken im Ammersee. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht: 307-311.

Penk, A., 1905. Die großen Alpseen. *Geographische Zeitschrift*. XI/: 381 - 388

Raeder, U. B. C., 1990: Vergleichende Untersuchungen der Phytoplanktonszukzession in 15 Seen des Osterseengebietes. Dissertation. Technische Universität München: 1-202.

Rüter, H., 1996: Sanierung des Abtsdorfer Sees durch Extensivierung seines Vorlandes. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht: 216-220.

Schaumburg, J., 1996: Seen in Bayern. Limnologische Entwicklung von 1980 bis 1994. In Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): -211 S.

Daten vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002: Schaumburg, J. Lazarettstraße 67, 80636 München.

Siebeck, O., 1982: Der Königssee, eine limnologische Projektstudie. *Nationalpark Berchtesgarden, Forschungsberichte* 5: 1-131.

Siebeck, O. (Hrsg.), 1989: 20 Jahre Limnologische Station Seen des Zoologischen Institutes der Ludwig-Maximilians-Universität München. *Dokumentation der Freunde und Förderer der Limnologischen Station Seeon der LMU München e.V.* 172.

Steinberg, C., 1978: Limnologische Untersuchungen des Ammersees. *Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft*. 6: 1-78.

Steinberg, C., 1980: Ausmaß und Auswirkungen von Nährstoffanreicherungen auf das Phytoplankton eines subalpinen Sees - Eutrophierungs-Fallstudie Ammersee. *Gewässer und Abwässer* 66/67: 175-187.

Steinberg, C. & Lenhart, B., 1991: "Zur Trophieentwicklung des Ammersees mit besondere Berücksichtigung der Trophieanzeige durch Cyanobakterien". Kap. *Ökologie der oberbayrischen Seen - Zustand und Entwicklung*. Rundgespräche der Kommission Ökologie. Bayerische Akademie der Wissenschaften, München: 89-107.

Wasserwirtschaftsamt Rosenheim. Tiefenkarten der Eggstätter Seen. Internet Communication: www.bayern.de/wwa-ro/unterlagen/unterlagen1.htm. 5-10-2001.

Wöbbecke, K., Klett, G., & Rechenberg, B. 2003: "Wasserbeschaffenheit der wichtigsten Seen in der Bundesrepublik Deutschland - Datensammlung 1981-2000", Umweltbundesamt Berlin, UBA-Texte 36/03. 1-153.