



Bayerisches Landesamt
für Wasserwirtschaft



**Seelitorale in Bayern:
Chiemsee**

Makrophyten-Kartierungen
1985 und 1998

Materialien Nr. 108 (Mai 2003)

Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstraße 67, D-80636 München,
eine Behörde im Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung
und Umweltfragen

Projektleitung: Dr. Jochen Schaumburg, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
Auftragnehmer: Prof. Dr. Arnulf Melzer, Limnologische Station der TU München, Iffeldorf
Bearbeitung: Dipl.-Biol. Christian Scholze, Limnologische Station der TU München, Iffeldorf
Dr. Frank-Martin Goos, Limnologische Station der TU München, Iffeldorf
Dipl.-Ing. Stefan Zimmermann, Limnologische Station der TU München, Iffeldorf
Internet: <http://www.limno.biologie.tu-muenchen.de>

Redaktion, Layout: Dipl.-Biol. Friederike Bleckmann, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

Vorwort

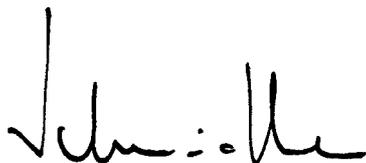
Bei dem seit 1981 etablierten gewässerkundlichen Seen-Untersuchungsprogramm der Wasserwirtschaft wird routinemäßig der Freiwasserkörper (Pelagial) der Seen betrachtet. Dabei stehen Planktonorganismen und chemisch-physikalische Kriterien im Vordergrund. Um auch Informationen über die Entwicklung der Uferzone (Litoral) zu gewinnen, ließ das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft in den vergangenen Jahrzehnten sukzessive die Litoralbereiche der größeren Seen untersuchen. Berücksichtigt wurden dabei sowohl die Makrophyten (höhere, mit bloßem Auge sichtbare Wasserpflanzen) – die Auskunft über den Nährstoffgehalt des Sediments geben und somit als Langzeitindikatoren dienen können – als auch das Phytobenthos (substratgebundene pflanzliche Mikroorganismen, vor allem Kieselalgen).

Taucher kartierten die Vegetation der großen bayerischen Seen zum Teil mehrfach. So wurden über 20 Seen einmal, Chiemsee und Ammersee zweimal und der Starnberger See bereits dreimal untersucht. Die Wiederholungskartierungen fanden jeweils zehn oder mehr Jahre nach der Erstkartierung statt und erlauben somit Aussagen zur Entwicklung der Litoralbereiche. Dadurch wird auch die Wirksamkeit der getroffenen Sanierungsmaßnahmen verdeutlicht. An ausgewählten Litoralstellen wurden die benthischen Kieselalgen besammelt (beispielsweise von Steinoberflächen) und im Labor weiter untersucht. Diese Organismen passen sich schnell an wechselnde Umweltbedingungen an und können als Kurzzeitindikatoren genutzt werden. Inzwischen liegen Phytobenthos-Untersuchungen von 15 Seen vor.

Durch die europäische Wasserrahmenrichtlinie hat die Organismengruppe „Makrophyten und Phytobenthos“ zentrale Bedeutung gewonnen. Sie ist eine der vier biologischen Qualitätskomponenten, die künftig für die Bewertung des ökologischen Gewässerzustands untersucht werden muss.

Die wenigsten der genannten bayerischen Untersuchungen wurden bisher publiziert. Das soll mit dieser Reihe von Materialienbänden nachgeholt werden. Unter dem Titel „Seelitorale in Bayern“ werden sämtliche Ergebnisse der bisherigen Makrophyten- und Kieselalgen-Untersuchungen als Download-Datei auf der Internetseite des LfW der Fachwelt zur Verfügung gestellt. Wir beginnen die Reihe mit den aktuellen Makrophyten-Untersuchungen am Chiemsee und dem Vergleich mit der Erstuntersuchung. Die in Kürze folgenden nächsten Ausgaben widmen sich dem Starnberger See und dem Ammersee, an denen ebenfalls aktuelle Wiederholungs-Untersuchungen stattgefunden haben.

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
München, im Mai 2003
i. A.



Prof. Dr.-Ing. R. Schmidtke
Abteilungsleiter
Gewässerkundlicher Dienst

Inhaltsverzeichnis

Vorwort

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung

1	Einleitung	9
2	Untersuchungsgebiet: Der Chiemsee	11
2.1	Lage und derzeitige Nutzung	11
2.2	Geologie und Morphologie	12
2.3	Hydrologie und Limnologie	12
3	Material und Methoden	15
3.1	Makrophyten-Kartierung	15
3.2	Berechnung des Makrophyten-Index	16
3.3	LUIS-Datenbank	18
4	Ergebnisse	19
4.1	Makrophyten-Kartierung	19
4.1.1	Quantitative Verbreitung ausgewählter Makrophyten-Taxa	20
	<i>Chara aspera</i> (inkl. <i>Chara aspera</i> var. <i>curta</i> und <i>Chara aspera</i> var. <i>subinermis</i>)	21
	<i>Chara contraria</i> (inkl. <i>Chara contraria</i> var. <i>hispidula</i>)	24
	<i>Nitella opaca</i>	26
	<i>Nitellopsis obtusa</i>	28
	<i>Tolypella glomerata</i>	30
	<i>Elodea canadensis</i>	32
	<i>Elodea nuttallii</i>	34
	<i>Myriophyllum spicatum</i>	36
	<i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i>	38
	<i>Potamogeton filiformis</i>	40
	<i>Potamogeton gramineus</i>	42
	<i>Potamogeton mucronatus</i>	44
	<i>Potamogeton x nitens</i>	46
	<i>Potamogeton pectinatus</i>	48
	<i>Utricularia australis</i>	50
	<i>Zannichellia palustris</i>	52
4.1.2	Verbreitung gefährdeter Arten	54
	Characeae	56
	Hydrocharitaceae	56
	Najadaceae	56
	Potamogetonaceae	56
	Lentibulariaceae	57

4.2	Berechnung des Makrophyten-Index	58
4.3	Zusammenfassende Uferbeschreibung	60
	Vom Abfluss der Alz bis zur Mündung des Krebsbachs (Abschnitte 1 bis 15)	60
	Von der Mündung des Krebsbachs bis zum Beginn des Naturschutzgebiets an der Mündung der Tiroler Ache (Abschnitte 16 bis 23)	61
	Naturschutzgebiet an der Mündung der Tiroler Ache (Abschnitte 24 bis 40)	61
	Vom ehemaligen Delta der Tiroler Ache bis zur Mündung der Rott (Abschnitte 41 bis 58)	64
	Vom Rottzipfel bis Felden (Abschnitte 59 bis 73)	65
	Irschener Winkel (Abschnitte 74 bis 81)	65
	Vom Irschener Winkel bis zum Rinngang (Abschnitte 82 bis 105)	66
	Aiterbacher Winkel (Abschnitte 106 bis 124)	67
	Holzener Bucht, Kailbacher Bucht und Mühlner Winkel (Abschnitte 125 bis 142)	68
	Vom Gänszipfel bis Seebruck (Abschnitte 143 bis 166)	68
	Herreninsel (Abschnitte 167 bis 186)	69
	Krautinsel und Fraueninsel (Abschnitte 187 bis 193)	69
5	Diskussion	71
5.1	Veränderung der Artenzusammensetzung	71
5.2	Veränderung der Nährstoffbelastung	74
5.3	Schutz gefährdeter Arten	77
5.4	Maßnahmen	79
6	Literatur	81
	Anhang	

Zusammenfassung

Die Makrophyten-Vegetation des Chiemsee-Litorals wurde bislang zweimal vollständig kartiert: im Jahr 1985 (MELZER et al. 1986) sowie 1998, jeweils zum Zeitpunkt der maximalen Vegetationsentwicklung. 1998 fanden Forschungstaucher 44 Pflanzentaxa der submersen Flora, sowie sieben Wasserschweber- und vier Schwimmblatt-Arten. Gegenüber der Makrophyten-Kartierung von 1985, bei der 41 Taxa der submersen Vegetation sowie drei Wasserschweber beziehungsweise zwei Schwimmblatt-Arten nachgewiesen wurden, hat sich die Artenvielfalt also erhöht.

Insbesondere oligo- und mesotrophente Arten konnten ihre Verbreitung im Chiemsee deutlich ausweiten. So traten bei der zweiten Kartierung einige Vertreter der gegenüber Nährstoffen besonders sensitiven Armlauchter-Algen in deutlich mehr Uferabschnitten auf als 13 Jahre zuvor. 1998 erstmals im Chiemsee nachgewiesen wurden die Arten *Chara denudata*, *C. rudis*, *Groenlandia densa*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Najas minor*, *Nymphaea x hybrid*, *Potamogeton natans*, *Riccia fluitans*, *Utricularia australis*, *U. minor* und *U. vulgaris*. Hingegen waren *Potamogeton praelongus* und *Sagittaria latifolia* verschwunden.

26 der insgesamt gefundenen 55 Taxa werden in der „Roten Liste Deutschland“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) beziehungsweise der „Roten Liste Bayern“ (SCHÖNFELDER 1987) als „gefährdet“ eingestuft. Mit Ausnahme der Laichkräuter *Potamogeton alpinus*, *P. mucronatus* und *P. x nitens* sowie der Armlauchter-Alge *Tolypella glomerata* nahm die Verbreitung aller Rote Liste-Arten zwischen 1985 und 1998 zu – teilweise sogar erheblich.

In vielen Uferbereichen zeigte der mit Hilfe indikativer Arten berechnete Makrophyten-Index, dass die Nährstoffgehalte abgenommen haben. Im Gegensatz zu 1985 überwogen 1998 die Abschnitte mit „sehr geringer“, „geringer“ und „mäßiger“ Nährstoffbelastung. Auch der Wert des mittleren Makrophyten-Index sank in diesem Zeitraum von 3,26 auf 2,89. Diese Abnahme zeigt, dass sich die Nährstoffbelastung des gesamten Litorals von „mäßig-erheblich“ auf „mäßig“ verbessert hat. Anhand des mittleren Makrophyten-Index kann der Chiemsee im Jahr 1998 somit als „mesotroph“ mit Tendenz zu „oligotroph“ bezeichnet werden. 1985 war er ebenfalls als „mesotroph“ einzustufen, tendierte jedoch zu „eutroph“.

Zu den Uferbereichen, in denen die Belastung besonders deutlich abnahm zählen: das Ostufer zwischen Seebuck und Chieming, das Südufer zwischen Felden und dem ehemaligen Mündungsgebiet der Tiroler Ache, das Westufer zwischen der Mündung des Mühlbachs und Prien sowie die Kailbacher Bucht und der Mühlner Winkel mit dem nordwärts anschließenden Uferbereich bis Seebuck.

In den Mündungsbereichen fast aller Zuflüsse wies der Makrophyten-Index 1998 wie bereits 1985 hohe Werte auf, dies deutet – laut Theorie – auf einen hohen Nährstoffgehalt des Litorals hin. Doch ob tatsächlich die Nährstoff-Frachten des einmündenden Wassers für die hohen Werte des Makrophyten-Index verantwortlich sind, ist nicht sicher. Denn im Hauptzufluss Tiroler Ache beispielsweise sind die Phosphatgehalte in den vergangenen Jahren rückläufig. In den Mündungsbereichen wird die Zusammensetzung der Vegetation also möglicherweise noch durch weitere Faktoren beeinflusst: Infrage kämen Strömung, Temperaturwechsel oder Substratbewegungen.

Um eine weitere Oligotrophierung des Chiemsees zu bewirken, muss die Belastung aus den im Einzugsgebiet vorhandenen Nährstoffquellen weiter reduziert werden. Sinnvoll wären Messprogramme in den Zuflüssen und deren Mündungsbereichen, denn damit könnte überprüft werden, ob das zufließende Wasser tatsächlich erhöhte Nährstoff-Frachten mit sich führt. In den Einzugsgebieten der Zuflüsse gelegene Kläranlagen, häusliche Einleiter sowie Straßenabwässer sind als Eutrophierungs-Quellen in Betracht zu ziehen. Der Nährstoffaustrag aus landwirtschaftlichen Flächen ist zu minimieren. In einigen Fällen könnten intensiv bewirtschaftete Bereiche extensiviert werden. Die im Gewässer-Pflegeplan Chiemsee sowie auf den Chiemsee-Konferenzen beschlossenen Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität sind umzusetzen.

Ein Großteil der im Chiemsee vorkommenden Rote Liste-Arten wird durch die Maßnahmen zur Nährstoffreduktion gefördert, denn es sind oligotrophente Arten. Doch es gibt auch eutrophente Arten, die in ihrem Bestand bedroht sind, sie werden durch die Verringerung der Nährstoffgehalte eher gefährdet statt geschützt. Es ist jedoch zu vermuten, dass sich die meisten nährstoffliebenden Arten ohnehin erst durch die anthropogen verursachte Eutrophierung im Chiemsee ausbreiten konnten.

Für einen integrierten Uferschutz sowohl der land- wie auch der wasserseitigen Vegetation ist eine parallele Erhebung und Bewertung beider Lebensräume sinnvoll. Die Schutzwürdigkeit der submersen Litoral- und der terrestrischen Ufervegetation könnte in Form einer kombinierten „Schutzkarte“ dargestellt werden. Bei der Makrophyten-Kartierung 1998 wurden die Daten für die ufernahe (bis 20 m) terrestrische Vegetation bereits miterhoben.

1 Einleitung

Seit rund 20 Jahren werden am Chiemsee – wie an allen anderen größeren Seen Bayerns – regelmäßig limnologische Untersuchungen durchgeführt. Ziel ist es, sowohl die langfristige Entwicklung als auch kurzzeitige Schwankungen der Trophie zu erfassen (SCHAUMBURG 1992, 1996). Seit dem Bau der Ringkanalisation stehen dabei ein Nachweis der Wirksamkeit der bisher durchgeführten Sanierungsmaßnahmen sowie die Beurteilung des weiteren wasserwirtschaftlichen Handlungsbedarfs im Vordergrund.

Zur Analyse des trophischen Zustands verwendet der gewässerkundliche Dienst sowohl physikalisch-chemische als auch biologische Parameter. Physikalische und chemische Parameter – wie Temperatur, Sichttiefe, pH-Wert, Leitfähigkeit sowie der Gehalt an Sauerstoff, Phosphat, Stickstoff und Chlorophyll a – haben den Vorteil, dass sie mit relativ geringem Zeitaufwand ermittelt werden können. Für das System nach VOLLENWEIDER & KEREKES (1980), bei dem der untersuchte See mit Hilfe einiger dieser Parameter in eine Trophieskala eingeordnet werden kann, sind jedoch die Jahresmittelwerte maßgeblich, weshalb zahlreiche Probenahmen erforderlich sind. Biologische Methoden zur Trophie-Indikation hingegen haben den Vorteil, dass mit einer einzigen Probenahme das Integral der Standortfaktoren über einen kürzeren oder längeren Zeitraum gewonnen werden kann. Die Länge dieses Zeitraum wird von den Generationszeiten der Bioindikatoren bestimmt. Da diese – je nach Art des Indikators – unterschiedlich lang sind, reagieren die einzelnen Gesellschaften unterschiedlich schnell auf Milieuveränderungen. Allerdings haben die meisten biologischen Methoden zur Trophie-Indikation den Nachteil, dass Probenahme und Auswertung relativ aufwändig sind.

Eine Methode, die trophische Situation mittels Bioindikatoren im Uferbereich von Seen zu ermitteln, ist der Makrophyten-Index nach MELZER (1988). Makrophyten sind langlebig und reagieren nur verzögert auf Milieuänderungen. Daher kann der Makrophyten-Index als mehrjähriges Integral der wirksam werdenden Standortfaktoren betrachtet werden (MELZER 1988).

Vier Jahre vor der Inbetriebnahme der Ringkanalisation am Chiemsee wurde erstmals die submerse Vegetation erfasst und anhand der indikativen Arten der Makrophyten-Index berechnet. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden im Informationsbericht 4/86 des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft veröffentlicht. In diesem Bericht bezeichneten MELZER et al. (1986) die Flora des Chiemsees als außerordentlich artenreich und machten auf die extrem voneinander abweichenden trophischen Situationen in verschiedenen Litoralbereichen des Sees aufmerksam. Vor allem für die Mündungsgebiete der meisten Zuflüsse beurteilten sie die Nährstoffbelastung als außerordentlich stark.

13 Jahre nach der Erstkartierung und neun Jahre nach Inbetriebnahme der Chiemsee-Ringkanalisation sollte nun erneut die submerse Ufervegetation erfasst und bewertet sowie die Nährstoffbelastung mit Hilfe des Makrophyten-Index ermittelt werden. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind im vorliegenden Bericht zusammengefasst.

Die Aufgabenstellung für diese Untersuchung kann folgendermaßen formuliert werden:

- Erhebung der Artenzusammensetzung und -häufigkeit der submersen Flora
- Bioindikation der Nährstoffbelastung im gesamten Litoralbereich des Sees mit Hilfe der submersen Makrophyten
- Darstellung der Veränderung der Artenzusammensetzung zwischen 1985 und 1998
- Aufzeigen von Handlungsbedarf und Anregung von Maßnahmen
- Vorschläge für den Schutz seltener Arten
- Schaffung einer EDV-gestützten Archivierungs- und Auswertungsroutine für Makrophyten-Untersuchungen

2 Untersuchungsgebiet: Der Chiemsee

2.1 Lage und derzeitige Nutzung

Der Chiemsee (Abb. 2.1), mit rund 80 km² Fläche oft als „Bayerisches Meer“ bezeichnet, liegt rund 65 km von München entfernt im äußersten Südosten Bayerns. Er befindet sich inmitten des Chiemgaus. Nach dem Abschmelzen der letzten Eiszeitgletscher wies der See mit 200 km² eine wesentlich weitere Ausdehnung auf. Er ist das Zentrum eines Jungmoränengebiets, das ihn mit mehreren, hintereinander gestaffelten Moränenwällen im Norden, Westen und Osten umgibt. Hier hat sich eine vielfältige Wald-, Moor-, Feld- und Wiesenlandschaft entwickelt. Das Ursiedlungsland am Nordufer bildet einen ausgeprägten Gegensatz zu den siedlungsfeindlichen Chiemsee-Mösern im Süden. Kennzeichnend sind die drei Inseln Frauen-, Herren- und Krautinsel, außerdem die buchtenreiche Ufergestalt (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1987, HAMM et al. 1997).

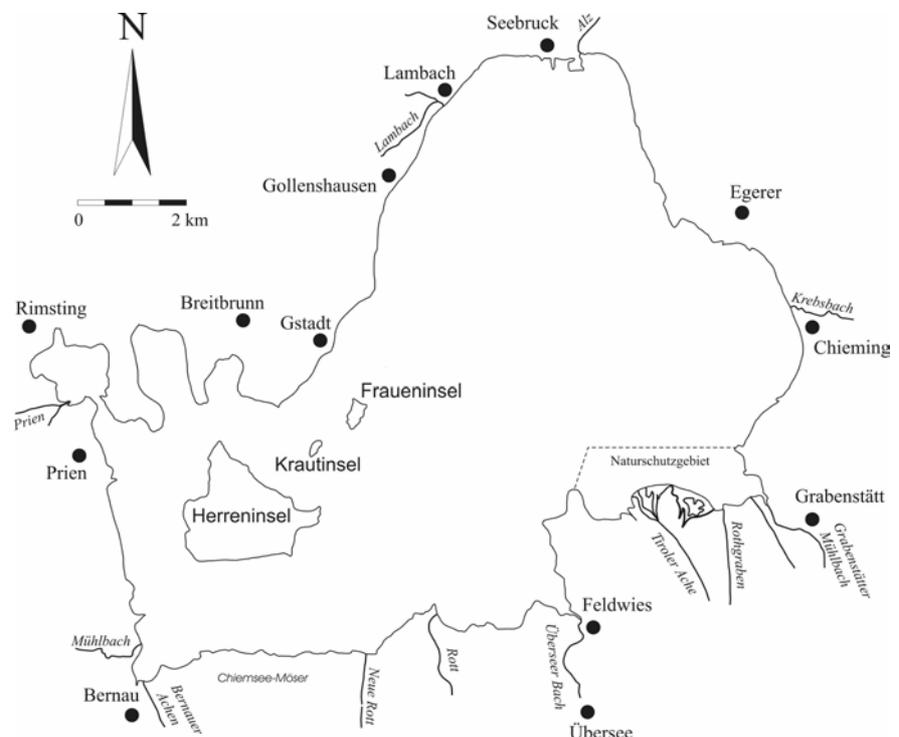


Abb. 2.1 Schematische Karte des Chiemsees (nach POHL 1995)

Während der Chiemsee früher für die Fischerei von besonderer wirtschaftlicher Bedeutung war, steht heute der Tourismus an erste Stelle. Der See ist durch die Autobahn und die Bahnlinie München–Salzburg, die beide am Südufer verlaufen, verkehrsgünstig gelegen und dient daher sowohl als Naherholungsgebiet als auch als beliebtes Ziel für den Fremdenverkehr. Die Klosteranlage Frauenwörth auf der Fraueninsel sowie das Märchenschloss König Ludwigs II. auf der Herreninsel sind bekannte kunsthistorische Schmuckstücke. Zahlreiche Campingplätze und Bootshäfen stellen die auffälligsten Einrichtungen für Urlauber und Segler dar (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1987, HAMM et al. 1997). Seit 1967 stehen der gesamte See und seine Uferbereiche unter Landschaftsschutz. Das Mündungsdelta der Tiroler Ache wurde bereits 1954 zum Naturschutzgebiet erklärt (GOTH 1994).

2.2 Geologie und Morphologie

Das Chiemsee-Becken entstand durch die Glazialerosion des Inn-Chiemsee-Gletschers, der während der Würm-Eiszeit wiederholt vorstieß, dabei den Untergrund kräftig ausschürfte und eine echte Übertiefungs-Hohlform schuf (WILHELM 1972). Dabei deponierte er rund um das Zungenbecken fünf girlandenförmige Endmoränen-Wälle. Als infolge der Klimaänderung der Eisnachschub endete, bewahrte das sogenannte Becken-Toteis große Hohlformen wie den späteren Chiemsee vor der Verfüllung. Nach dem Abschmelzen des Eises bildete sich eine Seefläche, deren maximaler Wasserspiegel bei ihrem höchsten Anstau 18 m über dem heutigen lag und mit einer Ausdehnung von 200 km² bis zum Fuße der Chiemgauer Alpen reichte. Die Zerschneidung der Endmoränen-Wälle durch die Alz führte zu einer Tieferlegung des Seespiegels, wodurch die ehemals überschwemmten Flächen vermoort (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1987). Durch den kräftigen, geröll- und schwebstoffreichen Zustrom der Tiroler Ache wurde im Laufe der Jahrhunderte die minerogene Verlandung des Sees erheblich gefördert. Der langgestreckte Schwemmkegel im Bereich der Hirschauer Bucht, der sich in den Bereich des Chiemsees vorschob und heute ein großflächiges Delta aufbaut, beweist dies (WILHELM 1972). Durch ihre extreme Feststoff-Fracht, die seit 1869 im Jahresmittel 255 000 m³ betrug, wird die Tiroler Ache in ferner Zukunft für das Verschwinden des Sees verantwortlich sein (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1987).

Neben der minerogenen Verlandung spielt am Chiemsee auch die künstliche Regulierung des Pegelstands eine Rolle. Zwischen 1902 und 1904 wurden durch eine Absenkung des Seespiegels um 73 cm rund 200 ha Land gewonnen (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1987).

Das Relief des Chiemsee-Grunds ist das lebhafteste aller Zungenbecken-Seen. Rücken und Hügel als eine Art unterseeischer Inseln gliedern das Gewässer in den großflächigen, östlichen Weitsee und den westlichen Insee mit Herren-, Kraut- und Fraueninsel.

2.3 Hydrologie und Limnologie

Rund 952 km² des 1 399 km² großen Gesamteinzugsgebiets des Chiemsees (Kenndaten: siehe Tab. 2.1) fallen auf die Tiroler Ache, die mit 68 % der Jahreswasserfracht mit Abstand den größten Zufluss darstellt. Neben der Prien, die rund 7 % zum Anteil am Gesamtzufluss beiträgt, speisen etwa 60 Bäche und Gräben den See. Deren Zufluss-Summe beträgt 25 %. Erwähnenswert sind hier die Bernauer Achen, der Überseer Bach, der Grabenstätter Mühlbach und die Rott.

Auch am Chiemsee beschleunigten anthropogene Einflüsse – insbesondere die Zufuhr von Nährstoffen aus Abwässern und diffusen landwirtschaftlichen Quellen – die trophische Entwicklung. Trotz eines dimiktischen Mischungsverhaltens mit guter Sauerstoffversorgung des Hypolimnions musste eine Entwicklung von Mesotrophie hin zu Eutrophie festgestellt werden (SCHAUMBURG 1992). Der mit den Daten der 1985 durchgeführten Kartierung der Makrophyten-Vegetation er-

rechnete Makrophyten-Index nach MELZER (1988) weist auf starke bis sehr starke Nährstoffbelastungen im Uferbereich hin. Dies war vor allem im Mündungsbereich der Tiroler Ache, an den Mündungen der größeren Zuflüsse sowie im Bereich der Anliegergemeinden der Fall (MELZER et al.

Anfang der 1960er Jahre führten hygienische Missstände und Badeverbote zu Forderungen nach einer örtlichen, abwassertechnischen Sanierung des Chiemsees. Die Folge war der Bau einiger Kläranlagen, die jedoch nicht die

nötige Reinigungsleistung erbringen konnten, um den ganzen See dauerhaft in einen akzeptablen Zustand zu versetzen. Um die nach wie vor bestehenden Missstände zu beheben, wurde 1989 eine Ringkanalisation in Betrieb genommen, welche die Abwässer der Anliegergemeinden in einer teils see-, teils landseits verlegten Druckleitung erfasst und einem Sammelklärwerk auf dem Gemeindegebiet von Rimsting zuführt. Von dort wird das geklärte Wasser über einen Stollen in den Inn geleitet (BUCKSTEEG 1990). Außerdem wurden im Einzugsgebiet enorme Anstrengungen unternommen, die Tiroler Ache abwassertechnisch zu sanieren (HAMM et al. 1997). Zahlreiche Kläranlagen wurden mit Phosphatfällungs-Anlagen ausgestattet. Seit 1991 werden auf den jährlich stattfindenden Chiemsee-Konferenzen die bereits durchgeführten Maßnahmen zur Pflege des Sees vorgestellt und die weitere Vorgehensweise diskutiert. Beispielsweise gehört die Forcierung des „Sanften Tourismus“ und die Extensivierung der Landwirtschaft im nahen Einzugsgebiet des Sees seit mehreren Jahren zu den angestrebten Zielen.

Die Abnahme der Phosphatkonzentrationen im Pelagial, vor allem in den Jahren nach Inbetriebnahme der Ringkanalisation, belegt den Erfolg der bisher getroffenen Maßnahmen (Abb. 2.2). Für die Jahre 1993 bis 1996 wurden sogar Jahres-Durchschnittswerte unter 10 µg/l ermittelt. Wie die Abbildung zeigt, sind die Nährstoffgehalte im Aiterbacher Winkel in der Regel höher. In einem Forschungsprojekt des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft aus den Jahren 1993 und 1994 – also vier bis fünf Jahre nach der Inbetriebnahme der Ringkanalisation – wurde für den Chiemsee eine Oligotrophierungs-Tendenz festgestellt (HAMM et al. 1997). In den Jahren danach schwanken die Werte auf niedrigem Niveau um 10 µg/l Gesamtposphat mit erhöhten Werten in Jahren mit Hochwassereinfluss. Die Phosphatanalytik ist in diesem Konzentrationsbereich zunehmend unsicher.

Tab. 2.1 Wichtige Kenndaten des Chiemsees (SCHAUMBURG 1992, HAMM et al. 1997)

Höhe (mittlerer Wasserstand)	518,2 m ü NN
Oberfläche	79,9 km ²
Volumen	2,048 Mrd. m ³
maximale Tiefe	73,4 m
mittlere Tiefe	25,6 m
Uferlänge	64 km
Uferentwicklung	2,02
Einzugsgebiet	1398,6 km ³
theoretische Erneuerungszeit	1,26 Jahre
Mischungsverhalten	dimiktisch
Hauptzufluss Tiroler Ache, Mittlerer Abfluss	35,5 m ³ /s
Seeabfluss Alz, Mittlerer Abfluss	52,1 m ³ /s

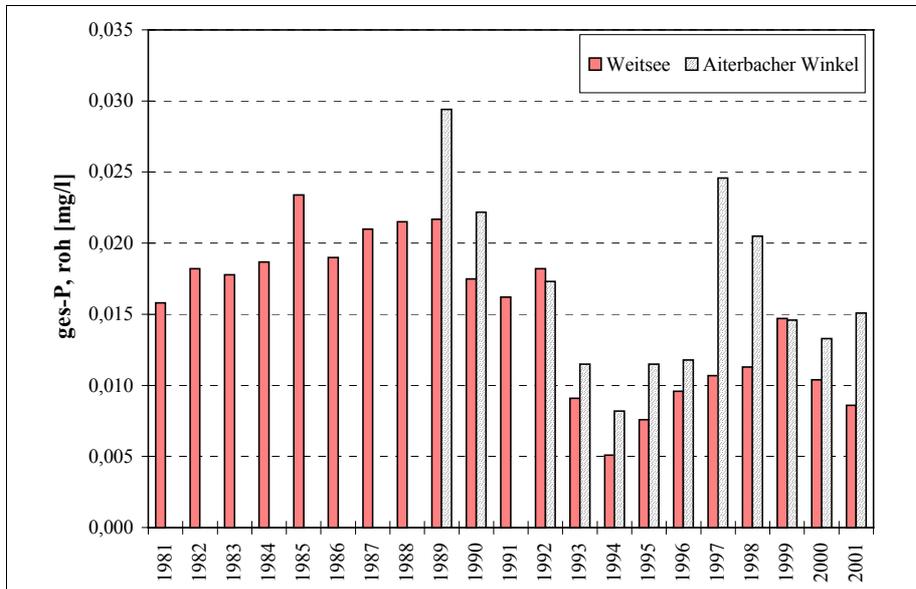


Abb. 2.2 Konzentrationen an Gesamtphosphat an den Messstellen Weitsee und Aiterbacher Winkel in den Jahren 1977 bis 1998; angegeben sind die Jahres-Durchschnittswerte aus dem volumengewichteten Mittel (Daten: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT).

Die Phosphatkonzentrationen in der Tiroler Ache, gemessen am Pegel Staudach, dokumentieren die Sanierungsmaßnahmen, die im Einzugsgebiet des Flusses durchgeführt wurden (Abb. 2.3). Vor allem die Konzentration an Gesamtphosphat zeigt seit 1993 einen abnehmenden Trend.

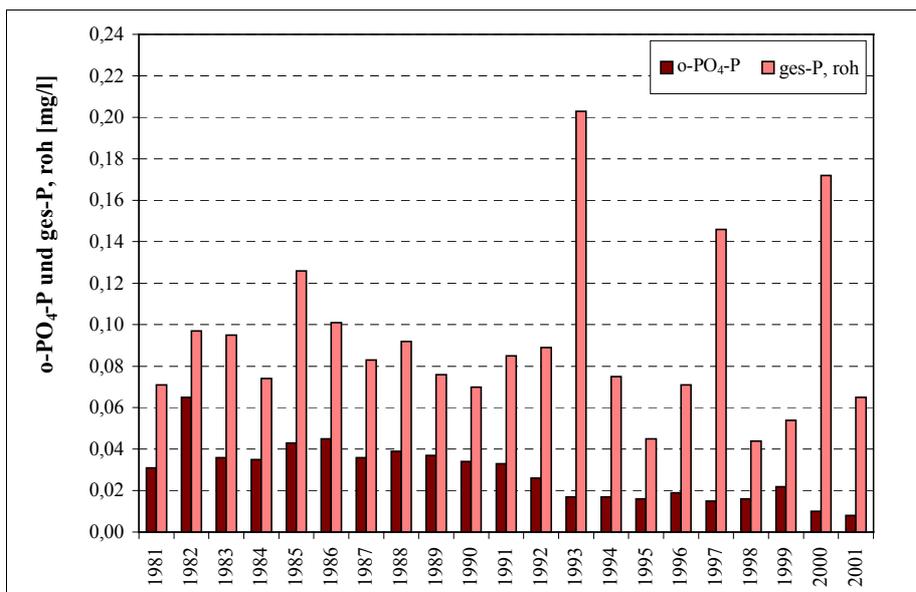


Abb. 2.3 Phosphatkonzentrationen in der Tiroler Ache an der Messstelle Staudach in den Jahren 1981 bis 1998; angegeben ist das arithmetische Mittel aus 26 Messungen (Daten: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT).

3 Material und Methoden

3.1 Makrophyten-Kartierung

Im Sommer 1998 wurde zum Zeitpunkt der maximalen Vegetationsentwicklung die Makrophyten-Vegetation des gesamten Chiemsee-Litorals von einem Team aus Forschungstauchern kartiert.

Der Makrophyten-Bestand der gesamten Uferbank wurde mit Hilfe der von MELZER (1988) entwickelten Methode der Tauchkartierung aufgenommen. Submerse Arten, Wasserschweber und Schwimmblatt-Gewächse wurden art- und mengenmäßig erfasst. Dazu wurde das Litoral in die folgenden Tiefenstufen eingeteilt, die jeweils ein Schnorchler beziehungsweise Taucher bearbeitete:

- 0 bis 1 m
- 1 bis 2 m
- 2 bis 4 m
- 4 m bis zur Vegetationsgrenze

Durch diese Einteilung können nicht nur die Tiefenpräferenzen der einzelnen Arten, sondern auch die untere Verbreitungsgrenze der Makrophyten-Vegetation festgestellt werden (MELZER 1993).

Ein Forscher kartierte den Röhrichtgürtel, ein Schnorchler das angrenzende aquatische Röhricht und den Uferbereich bis 1 m Wassertiefe. Die verbleibenden drei Tiefenstufen wurden von je einem Forschungstaucher kartiert, der parallel zur Uferlinie schwamm. Die Forscher bewerteten die Verbreitungshäufigkeit der Pflanzenarten nach der fünfstufigen Skala von TÜXEN & PREISING (1942,

Tab. 3.1 Fünfstufige Schätzskala nach TÜXEN & PREISING (1942), zit. in MELZER 1988

Häufigkeit	Schätzstufe
sehr selten	1
selten	2
verbreitet	3
häufig	4
sehr häufig, massenhaft	5

zit. in MELZER 1988; siehe Tab. 3.1). Diese Schätzmethode stellt keine reine Abundanzschätzung dar, sondern kombiniert diese mit dem Deckungsgrad der Einzelarten (MELZER 1988). Es handelt sich also um eine halbquantitative Schätzung, bei der die Pflanzenmenge erfasst wird. Die Ergebnisse wurden von einem Protokollführer im Begleitboot notiert.

Um ein möglichst genaues Abbild der Vegetationsverhältnisse zu gewinnen, wird bei der Tauchkartierung das Ufer in Kartierungsabschnitte eingeteilt. Sobald sich die Einheitlichkeit des Bewuchsbilds und die Artenzusammensetzung in einer der Tiefenstufen ändert, beginnt ein neuer Abschnitt. Parallel zur Vegetationsaufnahme wurde für jeden dieser Abschnitte ein Protokoll erstellt, in dem Ufermorphologie, Sedimentbeschaffenheit und Besonderheiten des Abschnitts festgehalten wurden. Auf diese Weise wurde der Litoralbereich des Chiemsees in 193 Abschnitte eingeteilt, die fortlaufend nummeriert wurden. Die Nummerierung beginnt am Hauptabfluss des Sees, läuft im Uhrzeigersinn am Litoral entlang und endet wieder am Hauptabfluss. Dort befinden sich der erste und der letzte Abschnitt. Alle höheren Nummern bezeichnen die Kartierungsabschnitte

von Inseln und Untiefen. Im Gegensatz zu 1998 waren 1985 nur 183 Uferabschnitte und eine Untiefe vor Gstadt kartiert worden (Abschnitt 184; dieser ist in den Verbreitungskarten Abb. 4.2 bis Abb. 4.17 als Kreis dargestellt). Auf den Trophiekarten in Kapitel 5.2 sind diese Abschnitte eingezeichnet.

3.2 Berechnung des Makrophyten-Index

MELZER (1988) teilte Wasserpflanzen, die eine enge Bindung an bestimmte Standortbedingungen aufweisen und damit als Indikatororganismen geeignet sind, anhand ihrer Nährstoffansprüche und Toleranzen in Indikatorgruppen ein. In der genannten Arbeit werden 45 Arten in neun Indikatorgruppen eingeordnet, deren Werte zwischen 1,0 und 5,0 liegen.

Tab. 3.2 Zusammenhang zwischen geschätzter Pflanzenmenge (Schätzstufe) und Quantitätsstufe

Schätzstufe	Quantitätsstufe
1	1
2	8
3	27
4	64
5	125

Die Schätzstufen (Tab. 3.1) gehen nicht direkt in den Makrophyten-Index ein, da zwischen ihnen und der tatsächlichen quantitativen Verbreitung der Arten kein linearer, sondern ein exponentieller Zusammenhang besteht. Daher werden sogenannte Quantitätsstufen berücksichtigt, sie sind die dritte Potenz der

Schätzstufe. Die Tabelle 3.2 zeigt den Zusammenhang zwischen Schätzstufen und Quantitätsstufen.

In Anlehnung an die Formel des Saprobienindex von PANTLE & BUCK (1955) kann aus den Quantitätsstufen und den jeweiligen Werten der Indikatorgruppen, denen die bei der Tauchkartierung gefundenen Makrophyten zugehören, der Makrophyten-Index berechnet werden:

$$MI = \frac{\sum_{i=1}^n I_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad \begin{array}{l} MI = \text{Makrophyten-Index} \\ I_i = \text{Indikatorwert der } i\text{-ten Art} \\ Q_i = \text{Quantitätsstufe der } i\text{-ten Art} \end{array} \quad \text{Gl. 3.1}$$

Für jeden Kartierungsabschnitt wird der Makrophyten-Index getrennt berechnet. Der mittlere Makrophyten-Index eines Sees oder Uferbereichs kann aus den Indizes aller Einzelabschnitte errechnet werden, wobei die einzelnen Indexwerte entsprechend des Anteils ihres Abschnitts an der Gesamtuferlänge gewichtet werden.

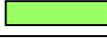
$$\overline{MI} = \frac{\sum_{i=1}^n MI_i \cdot L_i}{\sum_{i=1}^n L_i} \quad \begin{array}{l} \overline{MI} = \text{mittlerer Makrophyten-Index} \\ MI_i = \text{Makrophyten-Index des } i\text{-ten Abschnitts} \\ L_i = \text{Länge des } i\text{-ten Abschnitts} \\ n = \text{Anzahl der Abschnitte} \end{array} \quad \text{Gl. 3.2}$$

Kommen in einem Kartierungsabschnitt nur wenige indikative Arten in geringen Schätzstufen vor, tragen unter Umständen nur wenige Individuen zur Berechnung des Makrophyten-Index bei. Ein solcher Index besitzt nur eine geringe Aussagekraft und kann nicht als gesichert betrachtet werden, da er möglicherweise auf Zufallsfunden beruht. Die Voraussetzung für einen gesicherten Indexwert ist daher laut MELZER (1988) mindestens eine indikative Art mit Schätzstufe 4 oder zwei indikative Arten mit Schätzstufe 3. Da in Kleinseen erfahrungsgemäß relativ kurze Abschnitte auftreten, liegt auch je Abschnitt ein geringeres mögliches Potenzial an Pflanzen vor. SCHAUMBURG et al. (2001) definierten aus diesem Grund die Grenze zur Indexsicherung neu: Die in einem Abschnitt, egal in welcher Tiefenstufe, auftretenden Maximalwerte der Quantitäten aller indikativen Arten müssen summiert mindestens 64 betragen. In der vorliegenden Arbeit wurde diese Grenze berücksichtigt.

Der Makrophyten-Index kann Werte zwischen 1,0 und 5,0 annehmen, die MELZER (1988) in sechs Indexklassen einteilte. SCHAUMBURG et al. (2001) stimmten die beiden Indikationsmethoden „Makrophyten-Index“ und „Diatomeenindex“ (HOFMANN 1999) aufeinander ab, um einen direkten Vergleich der Ergebnisse zu ermöglichen. Sie erweiterten die Skalen der beiden Systeme auf sieben Bewertungsklassen und verschoben die Klassengrenzen. Als gemeinsame Bezugsgröße dient die Gesamt-Phosphatkonzentration (Tab. 3.3).

Da der Makrophyten-Index enge Korrelationen zu den Gesamt-Phosphatgehalten eines Gewässers zeigt, die bei der Bewertung des Trophiezustands eine große Rolle spielen, bestehen hinsichtlich dieser Bezugsgrößen Gemeinsamkeiten (MELZER 1988). Daher können den Indexklassen des Makrophyten-Index Trophiegrade und Nährstoffbelastungs-Stufen zugeordnet werden. Jeder Indexklasse kann zudem eine Farbe zugewiesen werden, die in graphischen Darstellungen die Nährstoffbelastung verdeutlicht. In der vorliegenden Arbeit wurden die den einzelnen Werten des Makrophyten-Index zugehörigen Belastungsgrade, Trophiestufen und Farben für die graphischen Darstellungen der Skala nach SCHAUMBURG et al. (2001) entnommen.

Tab. 3.3 Zuordnung der Werte des Makrophyten-Index zu den Belastungsklassen und Trophiestufen nach SCHAUMBURG et al. (2001)

Belastungsgrad	Trophiestufe	TP [$\mu\text{g/l}$]	Makrophyten-Index	Farbe	Farbe
sehr gering	oligotroph	$\leq x < 10$	$1,00 \leq x < 2,40$	dunkelblau	
gering	oligo-mesotroph	$10 \leq x < 15$	$2,40 \leq x < 2,70$	hellblau	
mäßig	mesotroph 1	$15 \leq x < 20$	$2,70 \leq x < 2,95$	dunkelgrün	
mäßig-erheblich	mesotroph 2	$20 \leq x < 30$	$2,95 \leq x < 3,30$	hellgrün	
erheblich	eutroph 1	$30 \leq x < 40$	$3,30 \leq x < 3,55$	gelb	
stark	eutroph 2	$40 \leq x < 55$	$3,55 \leq x < 3,90$	orange	
sehr stark	eutroph 3	$x \geq 55$	$3,90 \leq x < 5,00$	rot	

3.3 LUIS-Datenbank

Die Datenbank LUIS (**L**itoral- und **U**fer-**I**nformations-**S**ystem) wurde als Access-Datenbank im Format MS Access 97 konzipiert. Sie enthält alle verfügbaren Daten beider Kartierungsmaßnahmen am Chiemsee der Jahre 1985 und 1998, soll aber gleichzeitig so erweiterungsfähig sein, dass sie Daten aus zukünftigen Kartierungen aufnehmen kann. Es wurde versucht, der Datenbank eine einfach handzuhabende Oberfläche zu geben und wichtige Standardabfragen auf Knopfdruck verfügbar zu machen. Da die ganze Vielfalt denkbarer Abfragemöglichkeiten jedoch nicht vorformuliert werden kann, werden Grundkenntnisse in Access und SQL benötigt, um mit der Datenbank arbeiten zu können.

Die Daten der Kartierungen befinden sich in vier Tabellen, die aufeinander aufbauen:

- X_Kartierdaten
- II_Abschnittsdaten
- I_Kartierungen
- E_Gewaesserliste

Die Tabelle 'X_Kartierdaten' ist die größte und wichtigste Tabelle, hier werden so gut wie alle Einzelkartierungsergebnisse, die in den Freilandprotokollen aufgenommen abgelegt. Jeder Datensatz besitzt sieben Einträge:

- eine eindeutige ID
- eine KartierID, die nachvollziehen lässt, wann, wo und durch wen die Kartierung durchgeführt wurde
- eine Referenz auf die Abschnittsnummer
- eine Referenz auf die Tiefenstufe
- die Zuordnung des Merkmals zu einer Merkmalgruppe (= Parametergruppe, z. B. Sediment)
- eine Referenz auf das Einzelmerkmal (= Einzelparameter, z. B. Sand)
- die genaue Ausprägung des Merkmals, meist in Form einer Häufigkeit oder Schätzstufe (z. B. 50 %)

Die Tabelle 'II_Abschnittsdaten' beinhaltet allgemeingültige Daten zu jedem kartierten Gewässerabschnitt. Analog enthält die Tabelle 'I_Kartierungen' Daten, die die einzelnen Kartierungen näher charakterisieren. In der Tabelle 'E_Gewaesserliste' sind entsprechende Daten zu den bislang erfassten Gewässern zu finden.

4 Ergebnisse

4.1 Makrophyten-Kartierung

Bei der Tauchkartierung im Sommer 1998 wurden 44 Pflanzentaxa aufgenommen, die der submersen Flora zuzuordnen sind, sieben Taxa, welche als Wasserschweber und vier, die als Schwimmblatt-Pflanzen bezeichnet werden können (siehe Tab. 4.1). Die detaillierten Ergebnisse der Makrophyten-Kartierung – die Vorkommen der einzelnen Taxa in den jeweiligen Tiefenstufen der Kartierungsabschnitte – kann der Datenbank „LUIS“ (siehe Kapitel 3.3) entnommen werden.

Tab. 4.1 Taxaliste der Makrophyten-Kartierung 1998 mit den jeweiligen Indikatorgruppen-Werten des Makrophyten-Index (MI) nach SCHAUMBURG et al. (2001)

Submerse Vegetation			
Taxon	MI	Taxon	MI
<i>Callitriche cophocarpa</i> SENDTER	4,5	<i>Nitella mucronata</i> (A. BRAUN) MIQUEL	
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	5,0	<i>Nitella opaca</i> AG.	2,5
<i>Chara aspera</i> DETH.	1,5	<i>Nitella syncarpa</i> (THUILL.) CHEV.	
<i>Chara aspera</i> var. <i>curta</i> NOLTE ex KÜTZING	1,5	<i>Nitellopsis obtusa</i> (DESV.) J. GROVES	2,5
<i>Chara aspera</i> var. <i>subinermis</i> GROVES	1,5	<i>Potamogeton alpinus</i> BALBIS	2,0
<i>Chara contraria</i> A. BR. ex KÜTZ.	2,5	<i>Potamogeton berchtoldii</i> FIEBER	3,5
<i>Chara contraria</i> var. <i>hispidula</i> A. BR.	2,5	<i>Potamogeton crispus</i> L.	4,5
<i>Chara delicatula</i> AG.	2,0	<i>Potamogeton filiformis</i> PERSOON	3,0
<i>Chara denudata</i> A. BRAUN		<i>Potamogeton gramineus</i> L.	2,5
<i>Chara fragilis</i> DESV.	2,5	<i>Potamogeton lucens</i> L.	3,5
<i>Chara rudis</i> A. BRAUN in LEONHARDI		<i>Potamogeton mucronatus</i> SCHRADER ex SONDER	5,0
<i>Chara tomentosa</i> L.	2,0	<i>Potamogeton natans</i> L.	2,5
<i>Chara vulgaris</i> L.	3,0	<i>Potamogeton x nitens</i> WEBER	
<i>Elodea canadensis</i> MICHX.	4,5	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	4,0
<i>Elodea nuttallii</i> (PLANCHON) ST. JOHN	4,5	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	3,0
<i>Fontinalis antipyretica</i> L.		<i>Potamogeton pusillus</i> L.	3,5
<i>Groenlandia densa</i> (L.) FOURREAU		<i>Ranunculus circinatus</i> SIBTHORP	4,5
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	4,0	<i>Ranunculus trichophyllus</i> CHAIX in VILLARS	4,5
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	3,0	<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	5,0
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	3,5	<i>Sagittaria sagittifolia</i> var. <i>vallisneriifolia</i> L.	5,0
<i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i> (WOLFGANG) CASPER		<i>Tolypella glomerata</i> v. LEONH.	
<i>Najas minor</i> ALLIONI		<i>Zannichellia palustris</i> L.	5,0

Schwimmblatt-Arten und Wasserschweber			
Taxon	MI	Taxon	MI
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.		<i>Riccia fluitans</i> L.	
<i>Lemna minor</i> L.	5,0	<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) SCHLEIDEN	5,0
<i>Lemna trisulca</i> L.		<i>Utricularia australis</i> R. BROWN	3,0
<i>Nuphar lutea</i> (L.) SM		<i>Utricularia minor</i> L.	1,5
<i>Nymphaea alba</i> L.		<i>Utricularia vulgaris</i> L.	
<i>Nymphaea x hybrid</i>			

***Chara aspera* (inkl. *Chara aspera* var. *curta* und *Chara aspera* var. *subinermis*)**

Die zierliche, feingliedrige Armleuchter-Alge *Chara aspera* ist nicht nur gegen mechanische Beanspruchung, sondern vor allem gegen erhöhte Nährstoffbelastungen empfindlich (MELZER & ZIMMERMANN 1992). Bei Erhöhung der Trophie stirbt sie durch den entstehenden Algenaufwuchs ab, weshalb sie hauptsächlich in nährstoffarmen Klarwasser-Seen und Quellteichen vorkommt (KRAUSCH 1996). In der Roten Liste Deutschlands wird *Chara aspera* als „stark gefährdet“ geführt, für Bayern ist eine „Gefährdung anzunehmen“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996). MELZER (1981) stellte in Untersuchungen am Starnberger See einen direkten Zusammenhang zwischen dem Rückgang von *Chara aspera* und einer fortschreitenden Eutrophierung fest. Die Harte Armleuchter-Alge, die auf kalkhaltigen Schlammböden und als Flachwasserform auch auf sandigem Substrat gedeiht (KRAUSCH 1996), zählt zur Makrophyten-Index-Gruppe 1,5 und indiziert damit in Seen einen sehr geringen Nährstoffgehalt (MELZER 1993).

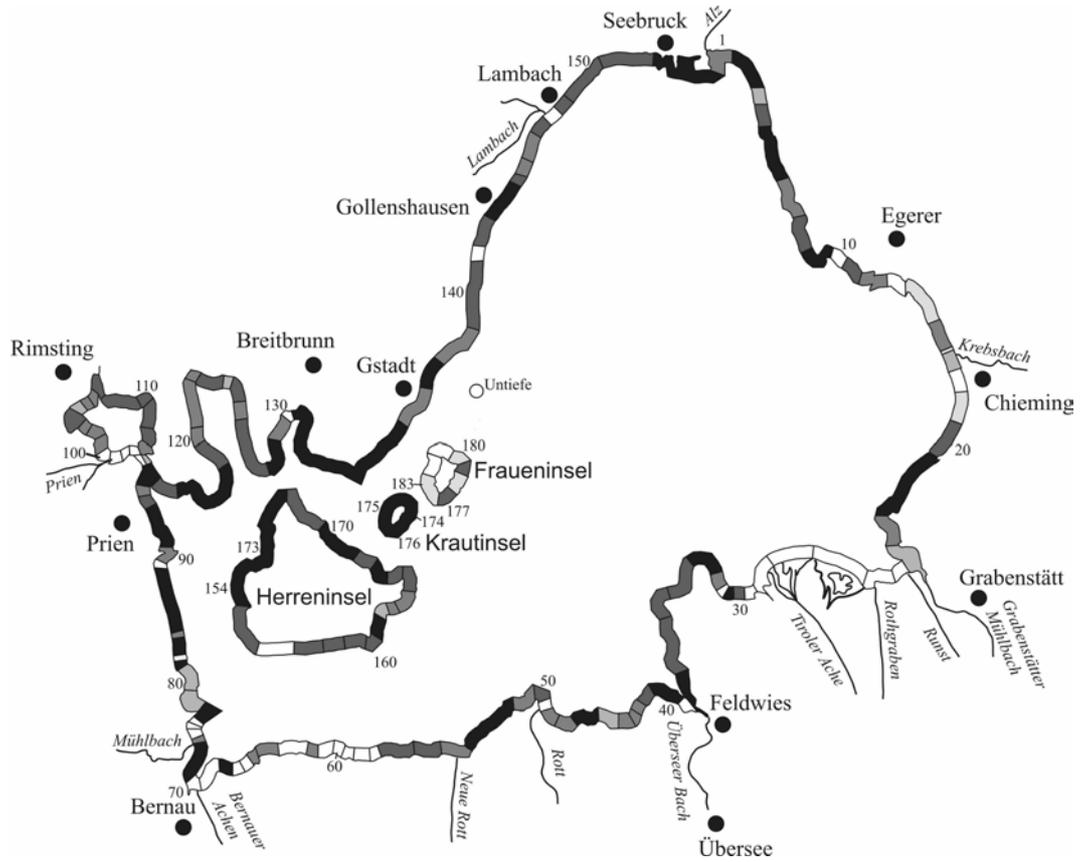
Neben der Normalform von *Chara aspera* treten im Chiemsee noch zwei habituell etwas veränderte Variationen auf. *Chara aspera* var. *subinermis* ist mit kurzen Stacheln besetzt und kommt auch in flacheren Uferbereichen vor. *Chara aspera* var. *curta* trägt hingegen Stachelbündel auf den Rindenzellen. Da die beiden Variationen meist in Mischvorkommen mit der Normalform auftreten, ist eine sichere Unterscheidung unter Wasser schwierig. Daher werden sie für die Darstellung der Verbreitung mit der „forma typica“ zusammengefasst.

Wie bereits 1985 erreichte *Chara aspera* auch 1998 trotz ihrer Zierlichkeit und Empfindlichkeit eine beachtliche Verbreitung. War die Armleuchter-Alge 1985 nur in 80 % aller Kartierungsabschnitte anzutreffen, so wurde sie 1998 bereits in 90 % der Abschnitte gefunden (Abb. 4.2). Diese Zunahme der Verbreitung betrifft vor allem die Uferabschnitte im Bereich des Irschener Winkels und am Südwestufer, wo die Bestände 1985 noch große Lücken aufwiesen. In der Abbildung fallen auch die Bereiche am Westufer, im Gebiet Gänszipfel und nördlich davon, nördlich der Mündung des Überseer Bachs sowie am Süd- und Ostufer der Herreninsel auf, in denen *Chara aspera* 1998 im Gegensatz zu 1985 in langen, zusammenhängenden Abschnitten massenhafte Vorkommen aufwies.

Am Ostufer im Bereich von Chieming war *Chara aspera* 1985 noch in einigen Abschnitten nicht oder nur in geringen Dichten vorhanden. MELZER et al. (1986) machten dafür die mechanische Belastung durch Wellenschlag beziehungsweise Nährstoffeinträge durch Sickerwasser verantwortlich. 1998 zeigte *Chara aspera* in diesem Bereich deutlich höhere Dichten.

In den Mündungsbereichen fast aller Zuflüsse sowie in den von ihnen beeinflussten Buchten fehlte *Chara aspera* 1998 wie bereits 1985 vollständig oder zeigte dort zumindest geringe Wuchsdichten. In diesem Zusammenhang fällt besonders die Mündung des Grabenstätter Mühlbachs auf, wo die Alge 1998 komplett fehlte. 1985 war sie noch in den östlichen Uferbereichen der Hirschauer Bucht vorgekommen. Auch an der Mündung des Überseer Bachs fehlte *Chara aspera* 1998 im Gegensatz zu 1985 vollständig. Am Südwestufer im Bereich eines Hafenbeckens bei Bernau war die Pflanze ebenfalls nicht mehr zu finden.

Wie bereits 1985 wurde *Chara aspera* auch 1998 vorwiegend in den flachen Uferbereichen angetroffen. MELZER et al. (1986) fanden die Armleuchter-Alge nur in wenigen Abschnitten unter 2 m Wassertiefe. 1998 kam *Chara aspera* zwar in vielen Bereichen des Chiemsee-Ufers auch im Tiefenbereich zwischen 2 und 4 m vor, jedoch beschränkt sich ihr Vorkommen in Tiefen über 4 m auf nur wenige Kartierungsabschnitte im Bereich von Prien, am westlichen Eingang zum Aiterbacher Winkel, am Nordwestufer der Herreninsel und im gesamten Uferbereich der Krautinsel.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
◻	sehr selten
▨	selten
▩	verbreitet
■	häufig
■	massenhaft

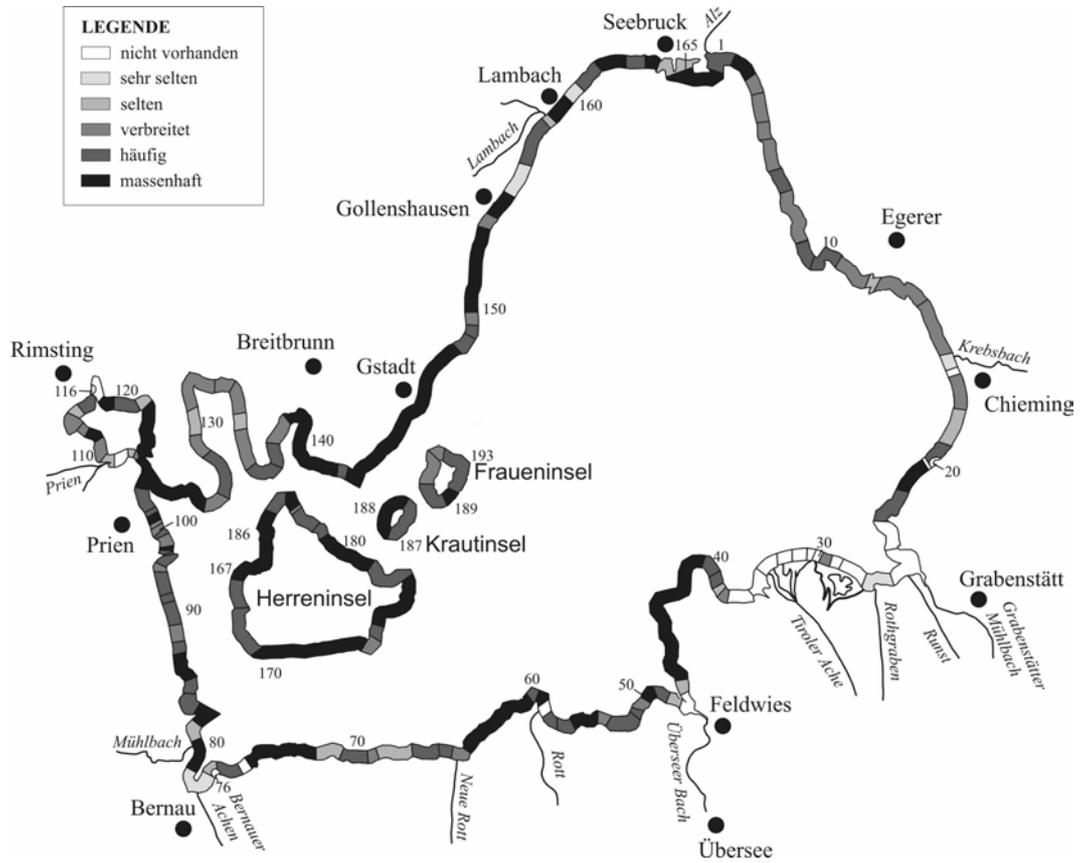


Abb. 4.2 Verbreitung von *Chara aspera* (inkl. *C. aspera* var. *subinermis* und var. *curta*) in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

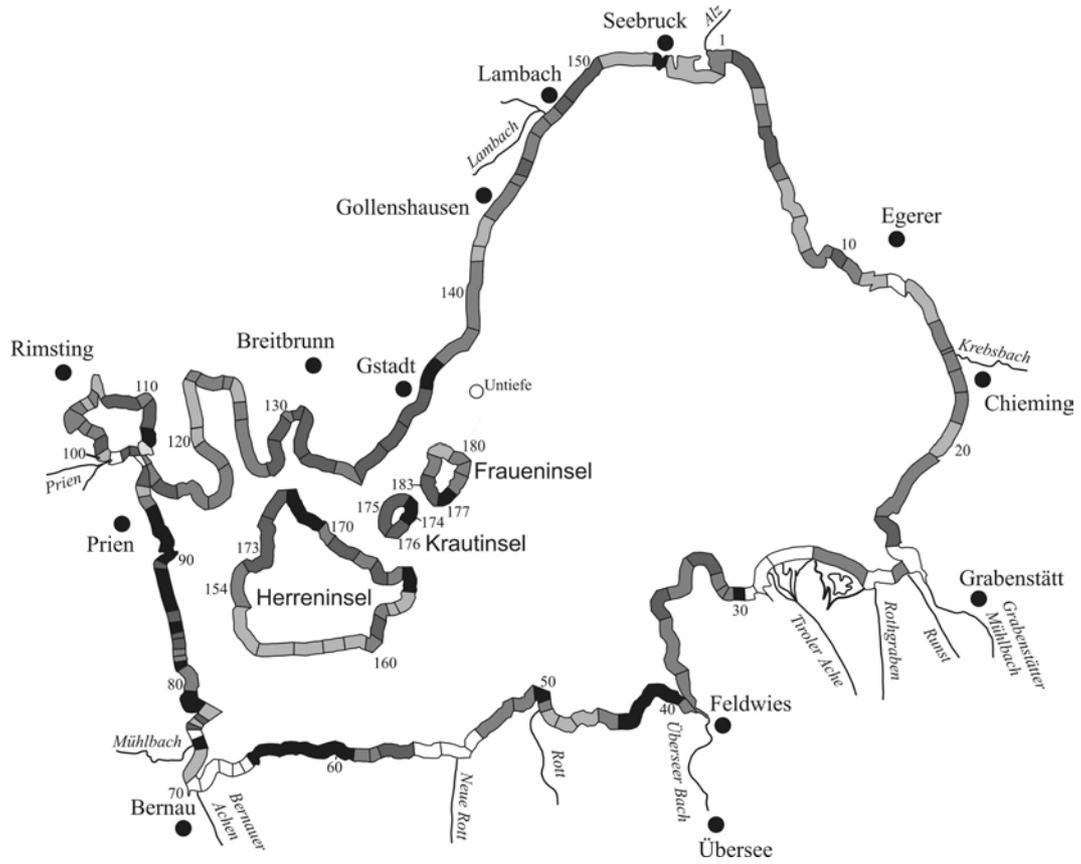
***Chara contraria* (inkl. *Chara contraria* var. *hispidula*)**

Chara contraria reagiert auf Nährstoffbelastungen weniger empfindlich als *Chara aspera*, sie gedeiht vornehmlich in wenig belasteten Gewässern (MELZER 1976). Offensichtlich wird sie durch eine begrenzte Eutrophierung begünstigt. Oftmals ist sie mit *Nitellopsis obtusa* vergesellschaftet (KRAUSE 1997). In der Roten Liste Deutschlands wird *Chara contraria* als „gefährdet“ geführt, für Bayern ist eine „Gefährdung anzunehmen“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996).

Die langstachelige Variante *Chara contraria* var. *hispidula* wurde in den Darstellungen der Verbreitung mit der „forma typica“ zusammengefasst.

1998 kam *Chara contraria* im Chiemsee in 96 % aller Kartierungsabschnitte vor, sie fehlte lediglich in acht Abschnitten (Abb. 4.3). Damit konnte sie ihre Verbreitung seit 1985 ausdehnen, damals trat sie in 91 % der Abschnitte auf. Neu hinzu kam sie vor allem im Bereich des Irschener Winkels, der Mündung der Neuen Rott, des Mündungsdeltas der Tiroler Ache und der Hirschauer Bucht. Nach MELZER et al. (1986) meidet die Art den direkten Kontakt mit dem Wasser belasteter Zuflüsse, was in der Verbreitungskarte von 1985 zum Ausdruck kommt. Dies traf 1998 jedoch nur noch auf den Hauptmündungsarm der Tiroler Ache, die Mündung des Überseer Bachs und auf den Hafbereich bei Bernau zu. An der Mündung des Grabenstätter Mühlbachs, des Rothgrabens, der Neuen Rott und der Bernauer Achen war *Chara contraria* 1998 im Gegensatz zu 1985 zumindest mit wenigen Exemplaren, teils jedoch auch mit höheren Dichten vertreten.

Wie schon 1985 lag auch 1998 der Verbreitungsschwerpunkt von *Chara contraria* im Flachwasser, wenngleich die Alge häufig in tieferen Bereichen zu finden war. So konnte sie an immerhin 70 Kartierungsabschnitten in Tiefen über 4 m gefunden werden, in zwei Abschnitten westlich des Rottzipfels (Abschnitt 55) und im Aiterbacher Winkel (Abschnitt 120) sogar in hohen Dichten.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
◻	sehr selten
▨	selten
▩	verbreitet
▬	häufig
■	massenhaft

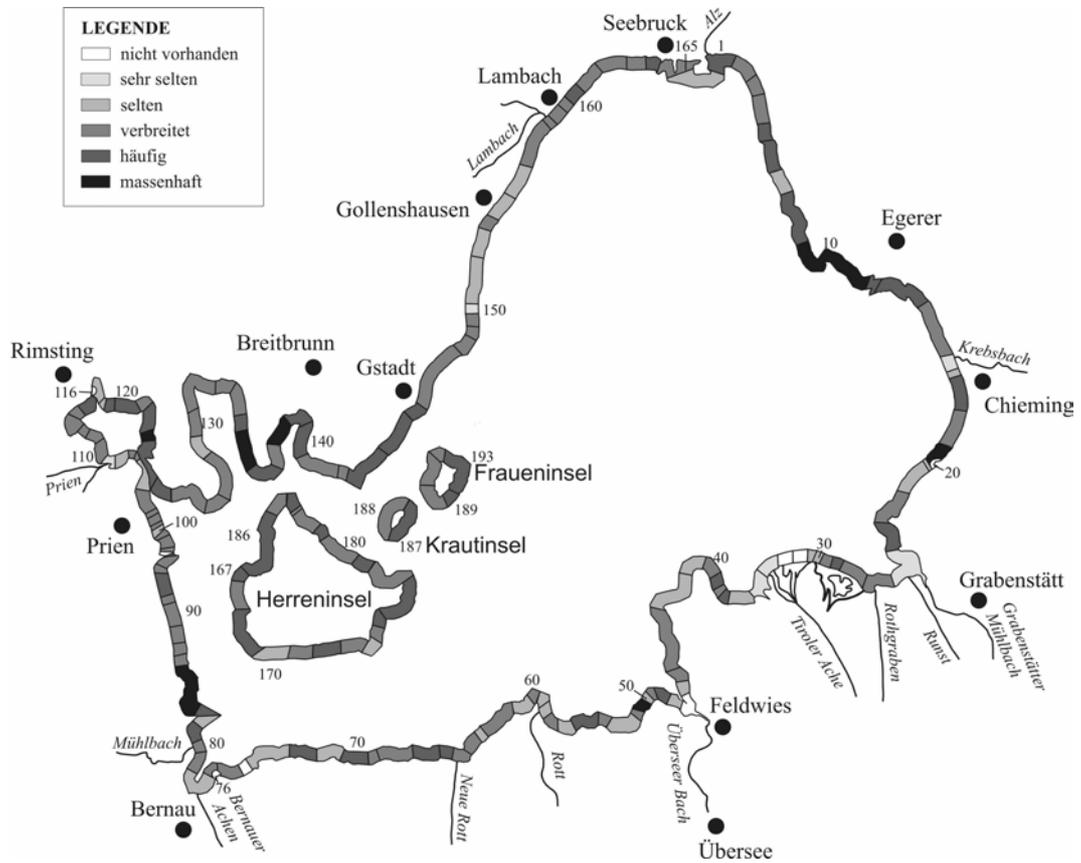


Abb. 4.3 Verbreitung von *Chara contraria* (inkl. *C. contraria* var. *hispidula*) in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Nitella opaca

Nitella opaca zählt zu den Tiefenwasserpflanzen oligotropher Seen, da sie zum Wachstum nur geringe Lichtintensitäten benötigt (CORILLION 1957, GOLUBIC 1963, zit. in MELZER et al. 1986). Sie wächst in Baggerseen in Tiefen bis zu 6 m, in wenigen Fällen sogar bis 30 m Tiefe. Ihr häufiges Auftreten in jungen Baggerseen deutet auf ihre Fähigkeit hin, Standorte rasch zu besiedeln. *Nitella opaca* gehört zu den wenigen Characeen, die außer in ruhigem Wasser auch in kräftiger Strömung vorkommen (KRAUSCH 1997). In der Roten Liste Deutschlands wird *Nitella opaca* als „stark gefährdet“ geführt, für Bayern ist eine „Gefährdung anzunehmen“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996).

MELZER et al. (1986) zählten *Nitella opaca* zu den Pflanzen, die im Chiemsee den Höhepunkt ihrer Verbreitung bereits überschritten hatten, da das Taxon bei der Makrophyten-Kartierung 1985 nur in 11 % der Abschnitte gefunden wurde. Sie postulierten bei einer weiteren Verschlechterung der Wasserqualität das restlose Verschwinden der Alge. Da sich die Wasserqualität jedoch verbesserte, trat genau das Gegenteil ein: 1998 konnte *Nitella opaca* in 55 % aller Kartierungsabschnitte nachgewiesen werden (Abb. 4.4). Die Art konnte also zwischen 1985 und 1998 ihre Verbreitung verfünffachen. Vor allem in den nördlichen Uferbereichen des Weitsees, am Ostufer um Chieming, im Bereich von Prien und im Malerwinkel kam die Art in zahlreichen Abschnitten mit hoher Dichte vor. Das Südufer zwischen Irschener Winkel und Rottzipfel, das ehemalige und aktuelle Mündungsdelta der Tiroler Ache, die Kailbacher Bucht und einige Uferbereiche der Herreninsel sind nun die einzigen großen, zusammenhängenden Abschnitte, in denen *Nitella opaca* nicht anzutreffen ist.

Die Hauptvorkommen von *Nitella opaca* lagen 1998 – wie bereits 1985 – in größeren Tiefen. Meist war die Pflanze unterhalb von 2 m, häufig auch zwischen 4 m und der unteren Vegetationsgrenze zu finden. In einigen Abschnitten war die Art jedoch auch im Flachwasser vertreten.

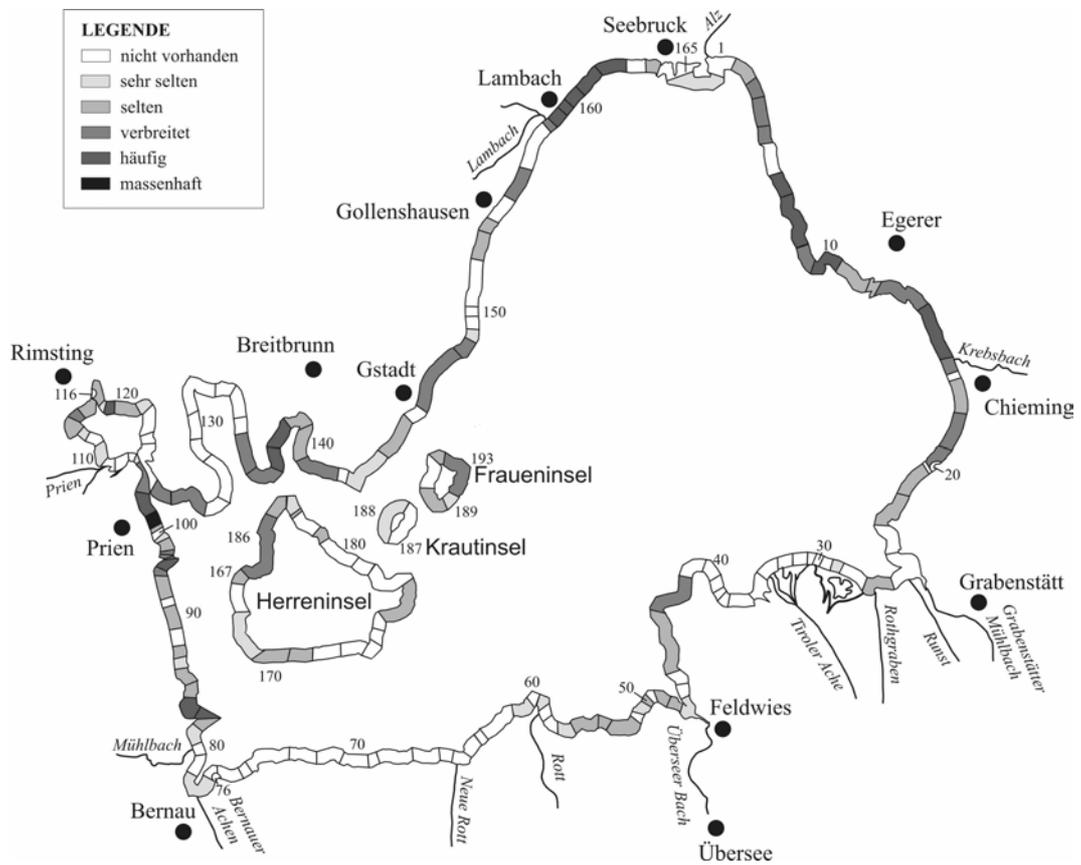
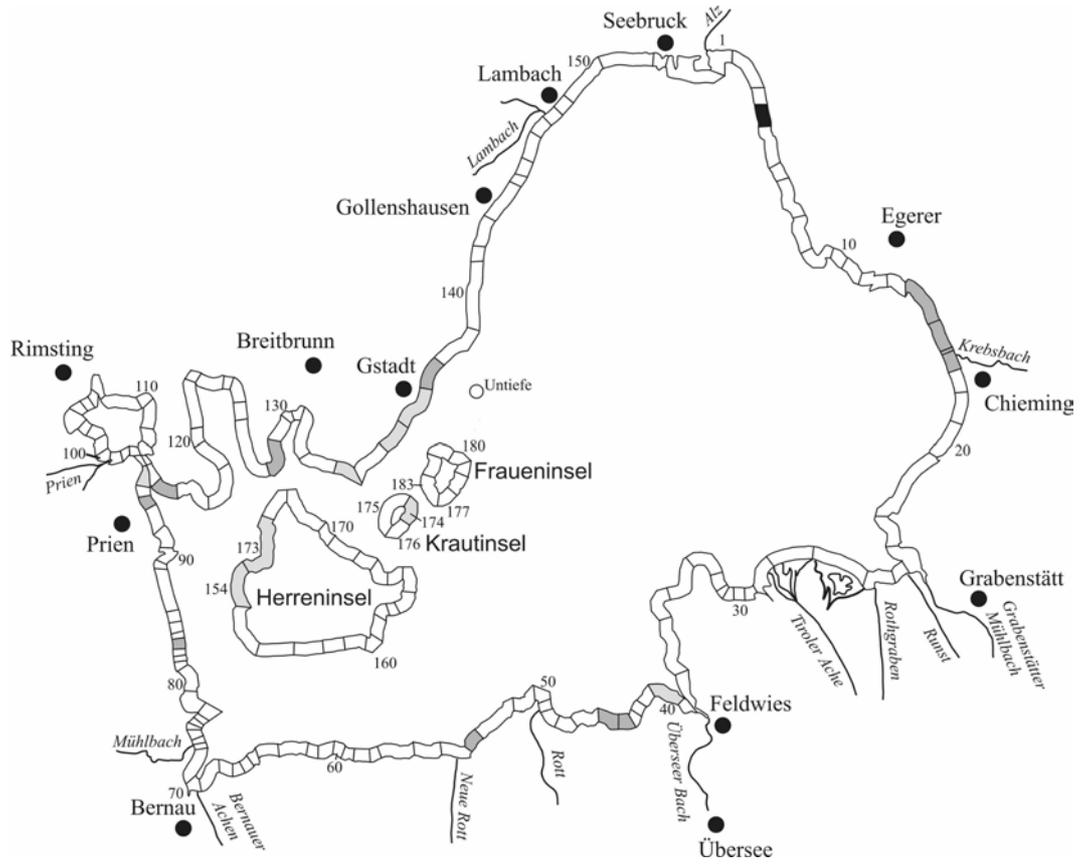


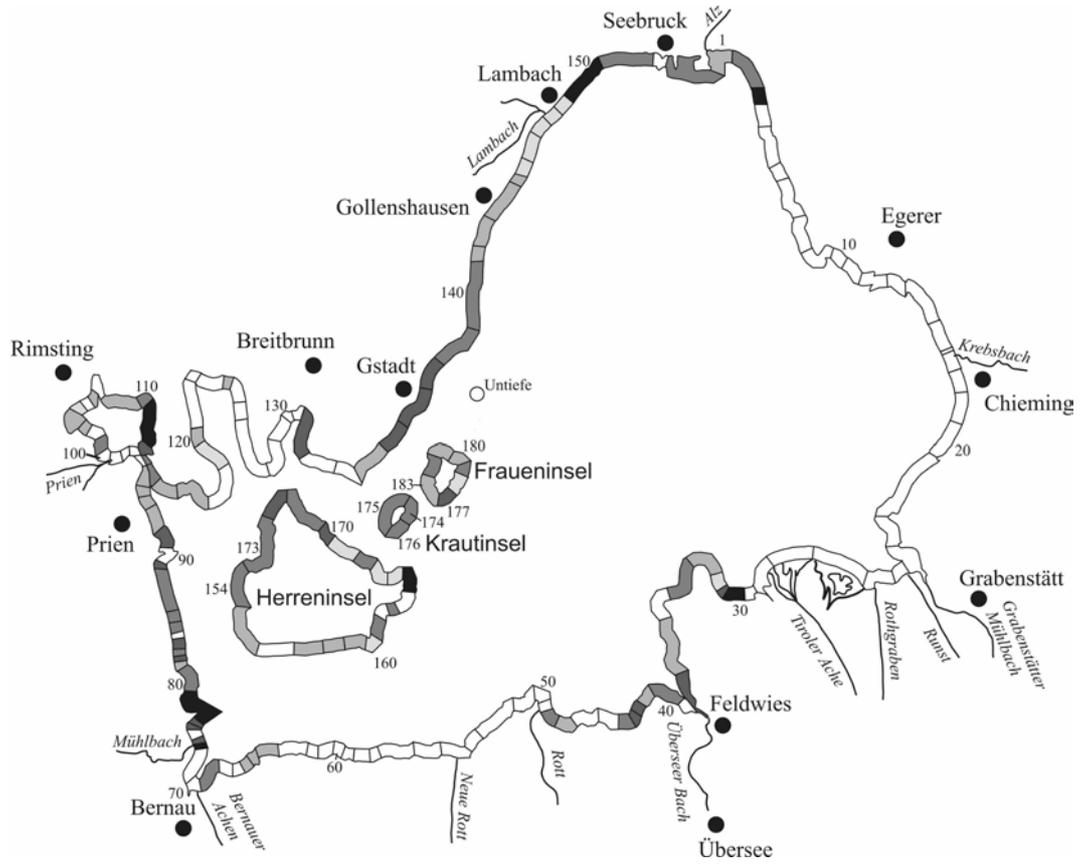
Abb. 4.4 Verbreitung von *Nitella opaca* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Nitellopsis obtusa

Die stattliche, bis zu 2 m hohe Armleuchter-Alge *Nitellopsis obtusa*, die sich häufig nur vegetativ vermehrt, kommt meist in nährstoffarmen bis mäßig nährstoffreichen kalkreichen Seen vor. Jedoch erträgt sie auch anthropogen bedingte Eutrophierung relativ gut, von allen heimischen Characeen zusammen mit *Chara vulgaris* am besten. In klaren, nährstoffarmen Seen kommt die Art bis in 12 m Tiefe vor. In nährstoffreicheren Seen verschiebt sich die Verbreitung in geringere Tiefen (KRAUSE 1996, KRAUSCH 1997). Dies führt KRAUSE (1985) auf die eutrophierungsbedingte Reduzierung der Lichtverhältnisse zurück. In der Roten Liste Deutschlands wird *Nitellopsis obtusa* als „gefährdet“ geführt, für Bayern ist eine „Gefährdung anzunehmen“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996).

Zwischen 1985 und 1998 konnte die Art *Nitellopsis obtusa* ihre Verbreitung im Chiemsee erheblich erhöhen. Die Armleuchter-Alge war 1985 in 58 %, 1998 bereits in 84 % der Kartierungsabschnitte zu finden (Abb. 4.5). In den Verbreitungskarten fällt vor allem der Bereich zwischen dem Abfluss der Alz und Chieming auf, in dem *Nitellopsis obtusa* 1998 im Gegensatz zu 1985 fast durchgängig und teilweise in hohen Individuendichten gefunden wurde. Gleiches gilt für das Südwestufer zwischen Bernau und dem Rottzipfel sowie für Teile der Kailbacher Bucht und des Mühlner Winkels. Der Uferabschnitt von Chieming bis zum Mündungsdelta der Tiroler Ache ist nun der einzige größere, zusammenhängende Bereich, in dem *Nitellopsis obtusa* nicht oder nur in geringer Individuendichte zu finden ist. In Abbildung 4.5 fallen außerdem die Mündungsbereiche des Krebsbachs, des Überseer Bachs, der Neuen Rott und der Prien auf, die die Art offensichtlich meidet.

Nitellopsis obtusa zeigte 1998 wie 1985 eine Präferenz für die Tiefenstufen unterhalb von 2 m, jedoch wurde sie in einem großen Teil der Kartierungsabschnitte auch im Flachwasser angetroffen.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
□ (light gray)	sehr selten
□ (medium-light gray)	selten
□ (medium gray)	verbreitet
□ (dark gray)	häufig
□ (black)	massenhaft

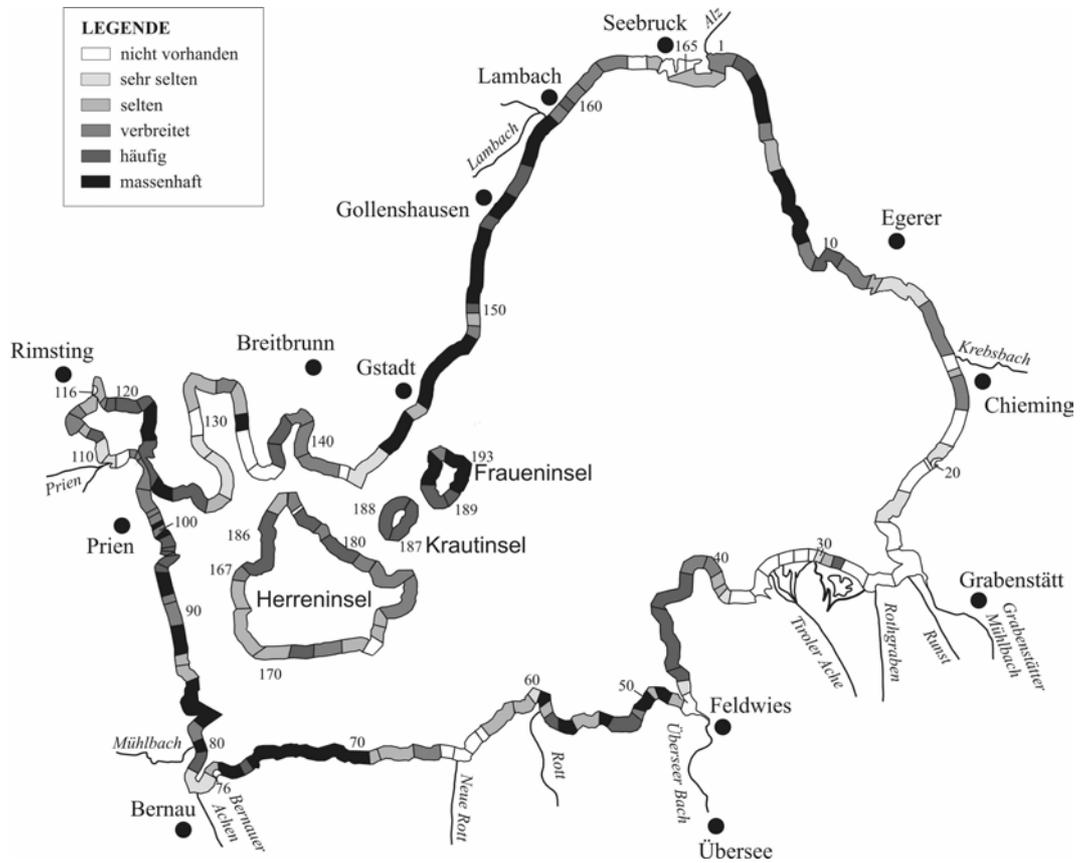


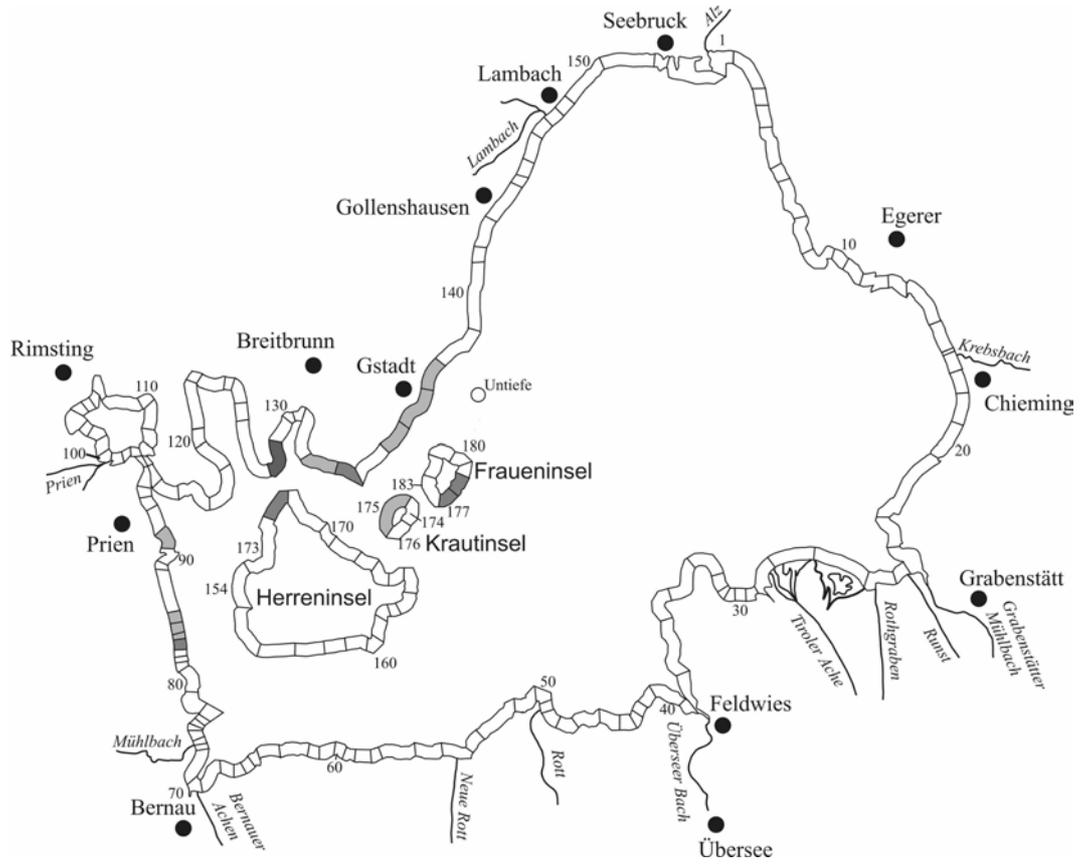
Abb. 4.5 Verbreitung von *Nitellopsis obtusa* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Tolypella glomerata

Die Art *Tolypella glomerata*, deren Größe und Habitus stark vom Standort und vom Alter der Pflanzen beeinflusst wird, bevorzugt eine kalkreiche Umgebung und wächst in Seen des Voralpengebiets in Wassertiefen bis zu 12 m (KRAUSE 1997). Sie kommt in oligo- bis mesotrophen, kaum bis schwach verunreinigten Gewässern vor (SCHMIDT et al. 1995). In der Roten Liste Deutschlands wird *Tolypella glomerata* als „vom Aussterben bedroht“ geführt, für Bayern ist eine „Gefährdung anzunehmen“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996).

Den Verbreitungsschwerpunkt von *Tolypella glomerata* zum Zeitpunkt der Makrophyten-Kartierung 1985 bezeichneten MELZER et al. (1986) als „ausgefallen“, weil es sich dabei um eine unterseeische Schwelle zwischen der Nordspitze der Herreninsel und dem gegenüberliegenden Ufer handelte. Auf beiden Seiten drang die Art bis auf etwa 3 m Wassertiefe ans Ufer vor. 1998 war dieser Bereich nach wie vor einer der Verbreitungsschwerpunkte des Taxons (Abb. 4.6), wenngleich die Bestände nicht mehr an das Ufer der Herreninsel heranreichten, sondern nur noch an der Landzunge zwischen Kailbacher Bucht und Mühlner Winkel zu finden waren. Allgemein hatte sich die Verbreitung der Armleuchter-Alge zwischen 1985 und 1998 halbiert. *Tolypella glomerata* war 1985 in 8 %, 1998 nur noch in 4 % aller Kartierungsabschnitte vorhanden. Die dichtesten Bestände der Art wurden in einem Abschnitt im Bereich von Prien gefunden, in dem mehrere Bootshäuser und auch ein Einleiter vorkommen. Außer in den genannten Bereichen finden sich weitere Vorkommen des Taxons an der Mündung des Mühlbachs, vor Gstadt, bei Seebruck und am Südufer der Fraueninsel. Am Gänszipfel, in den Uferbereichen von Herren- und Krautinsel und am Westufer südlich von Prien wurde *Tolypella glomerata* 1998 im Gegensatz zu 1985 nicht mehr gefunden.

Am Chiemsee zeigte *Tolypella glomerata* 1998 eine deutliche Präferenz für den Tiefenbereich zwischen 2 und 4 m. Nur in Einzelfällen war die Art im Flachwasser beziehungsweise in Tiefen unterhalb von 4 m vertreten.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
□ (light gray)	sehr selten
□ (medium gray)	selten
□ (dark gray)	verbreitet
□ (black)	häufig
□ (thick black)	massenhaft

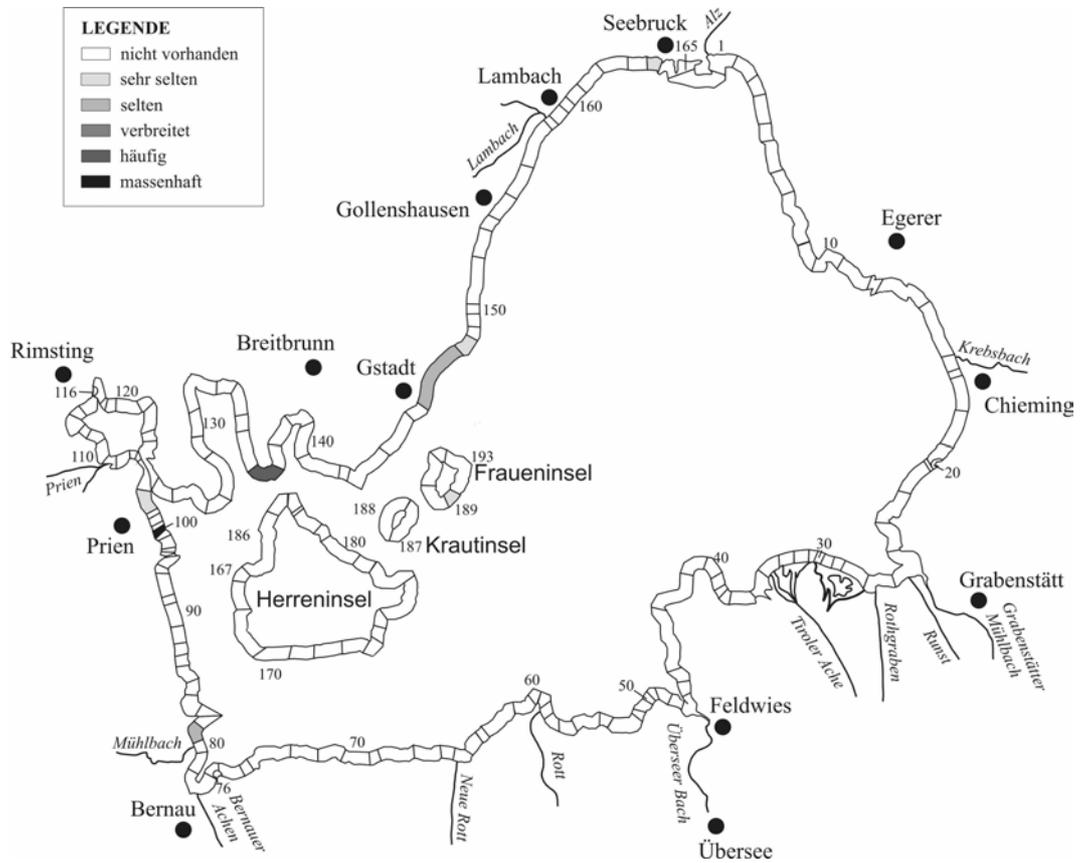


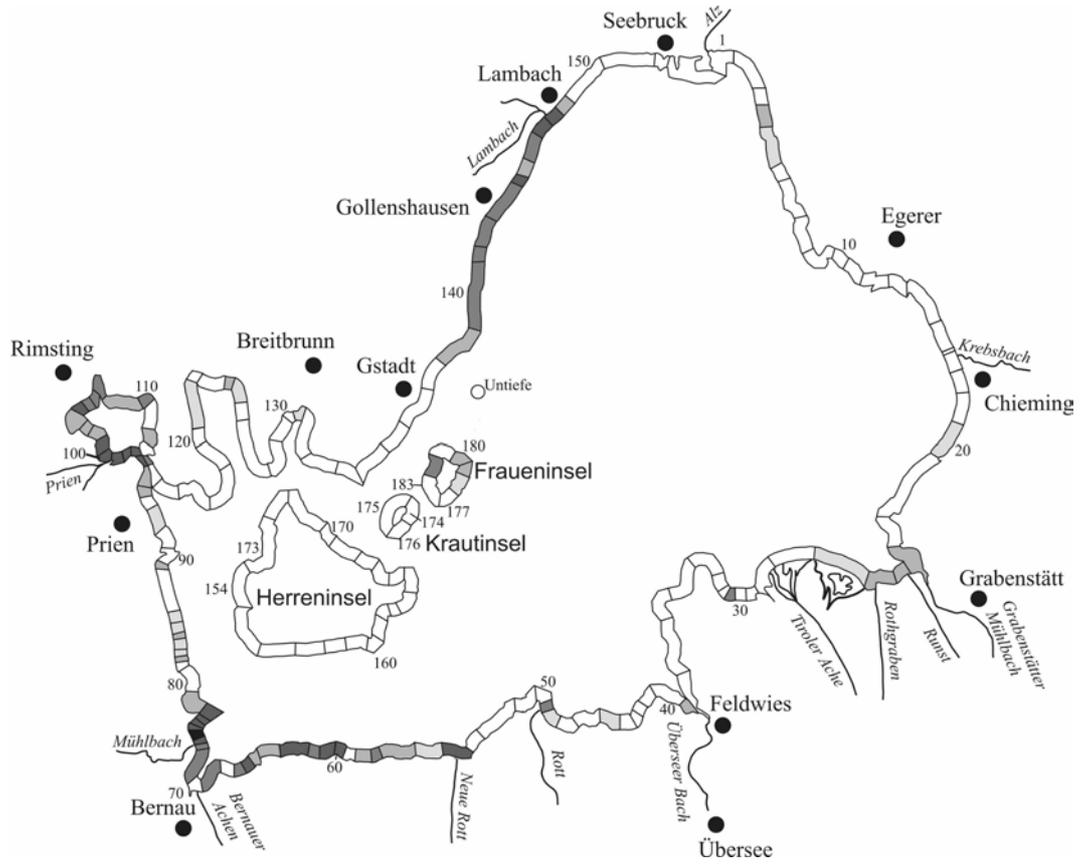
Abb. 4.6 Verbreitung von *Tolypella glomerata* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Elodea canadensis

Die Kanadische Wasserpest, *Elodea canadensis*, stammt aus Nordamerika und wurde Mitte des 19. Jahrhunderts erstmals in Europa beobachtet. Der Neophyt bildete bald Massenbestände und wurde schnell zu einer Behinderung für Schifffahrt und Fischerei (KRAUSCH 1996). Mittlerweile scheint sich jedoch ein natürliches Gleichgewicht eingestellt zu haben (MELZER et al. 1986). *Elodea canadensis* kommt in stehenden und fließenden nährstoffreichen Gewässern vor, sie erträgt leichtere Verschmutzungen (KRAUSCH 1996). Jedoch hat die Art eine sehr weite ökologische Amplitude (KONOLD 1987, zit. in DREYER & ROWECK 1993). WIEGLEB (1978, zit. in MELZER et al. 1986) bezeichnet sie hinsichtlich ihrer Nährstoffansprüche als „indifferent“.

Bei der Makrophyten-Kartierung im Jahr 1985 wurde die Kanadische Wasserpest in 44 % der Abschnitte gefunden. Schwerpunkte der Verbreitung bildeten der Aiterbacher Winkel, das West- und Südwestufer sowie das Nordwestufer zwischen Gstadt und Seebruck (Abb. 4.7). MELZER et al. (1986) bescheinigten der Art eine enge Bindung an nährstoffreiche Standorte, da im genannten Verbreitungsschwerpunkt zahlreiche Mündungen und Einleiter lagen, zum Beispiel Zuflüsse aus den Förschenseen, verschiedenste Einleiter am Westufer, außerdem die Mündungen von Neuer Rott, Bernauer Achen, Mühlbach, Prien und Lambach. 1998 wurde *Elodea canadensis* in 62 % der Kartierungsabschnitte gefunden. Die Verbreitungsschwerpunkte ähnelten denen von 1985, wengleich die Art in zahlreichen Abschnitten des Nordwestufers nicht mehr vertreten war. Dafür konnte *Elodea canadensis* auf einer weiten Strecke entlang der Uferlinie zwischen dem Alz-Abfluss und der Mündung der Neuen Rott in vielen Abschnitte gefunden werden, an denen sie 1985 noch kaum vorhanden war. Gleiches gilt für das Ufer der Herreninsel.

Jedoch bedeutet diese Ausweitung der Verbreitung keinesfalls auch eine Zunahme der Individuendichten. Diese nahm zwischen 1985 und 1998 deutlich ab. 1985 lagen nur rund 50 % der Vorkommen von *Elodea canadensis* in den niedrigsten Häufigkeitsstufen „sehr selten“ und „selten“. 1998 traf dies auf mehr als 80 % der Vorkommen zu. In Abbildung 4.7 zeigt sich dies besonders im Aiterbacher Winkel und am Südufer zwischen Irschener Winkel und der Mündung der Neuen Rott, wo sich die Populationen in mehreren Abschnitten deutlich lichteten. Nach wie vor hohe Individuendichten zeigte *Elodea canadensis* jedoch in den Bereichen einiger Zuflüsse. An der Mündung des Überseer Bachs, der Rott, der Neuen Rott und des Mühlbachs sind in Abbildung 4.7 (unten) leicht erhöhte Vorkommen der Kanadischen Wasserpest zu erkennen.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
□ (light gray)	sehr selten
□ (medium gray)	selten
□ (dark gray)	verbreitet
□ (black)	häufig
□ (solid black)	massenhaft

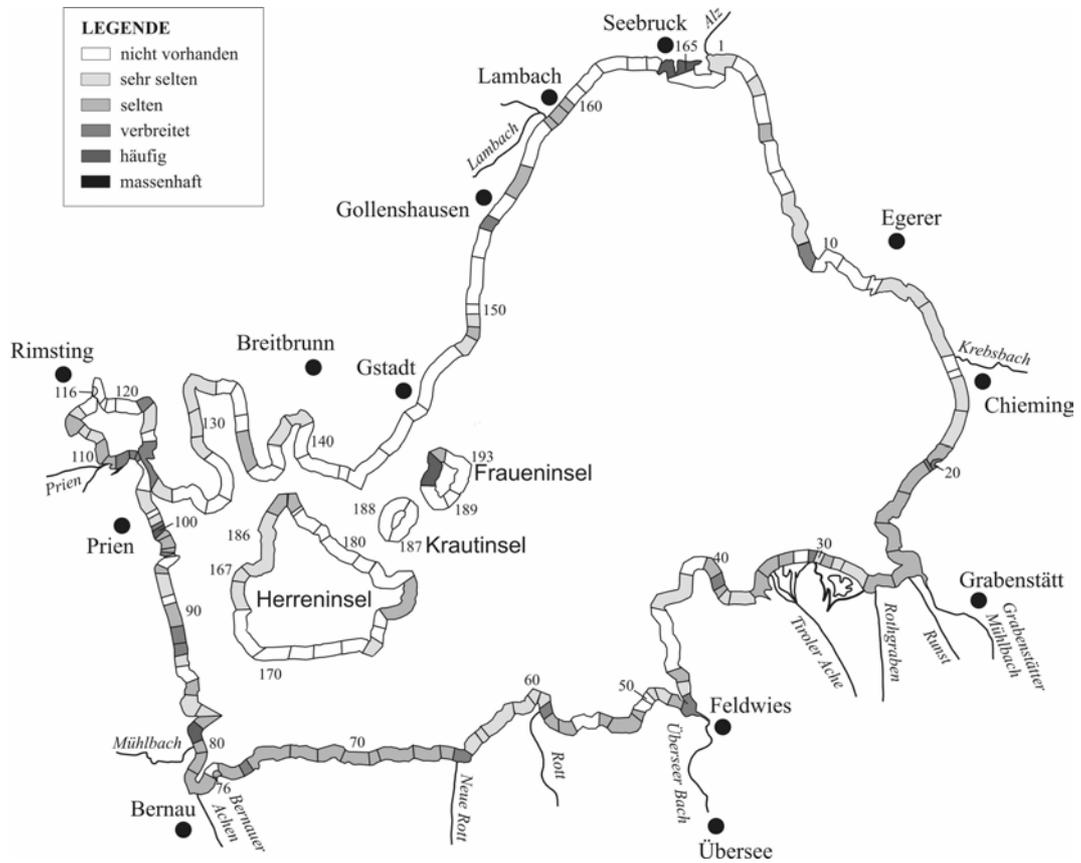


Abb. 4.7 Verbreitung von *Elodea canadensis* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Elodea nuttallii

Wie *Elodea canadensis* ist auch *Elodea nuttallii* ein Neophyt, der aus Nordamerika eingeschleppt wurde. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts ist die Pflanze in Deutschland eingebürgert (KRAUSCH 1996). Sie kommt häufig zusammen mit *Elodea canadensis* in nährstoffreichen stehenden bis langsam fließenden Gewässern vor (CASPER & KRAUSCH 1980). SCHÜTZ (1993) bezeichnet die Art als eutraphent, wenngleich er ihr eine große ökologische Amplitude zuspricht.

MELZER et al. (1986) betrachteten das Vorkommen von *Elodea nuttallii* im Chiemsee als floristische Besonderheit, postulierten für die Zukunft jedoch bereits eine weitere Verbreitung der Art. Nach CASPER & KRAUSCH (1980) kommt die Pflanze vor allem subatlantisch vor, laut KRAUSCH (1996) ist sie auf die wintermilden Gebiete im Westen und Nordwesten Deutschlands beschränkt. Die geradezu explosionsartige Ausbreitung der Art im Chiemsee zwischen 1985 und 1998 (Abb. 4.8) deutet darauf hin, dass sie mittlerweile auch hier heimisch geworden ist. Bei der Makrophyten-Kartierung 1985 wurde *Elodea nuttallii* nur in einem Abschnitt des Aiterbacher Winkels gefunden, MELZER et al. (1986) sprechen von einigen wenigen Exemplaren. 1998 war das Taxon hingegen bereits in 82 Kartierungsabschnitten vertreten, teils sogar in hohen Individuendichten. Dies war in einzelnen Abschnitten am östlichen Eingang zum Aiterbacher Winkel, im Bereich der Schützingen Klippen und in der Bucht von Chieming der Fall.

Die Vorkommen von *Elodea nuttallii* im Chiemsee weisen eindeutig auf die in der Literatur genannten Tiefenpräferenzen der Pflanze hin. In keinem der Kartierungsabschnitte ist die Art im Flachwasser zu finden, sondern ausschließlich in Tiefen unter 2 m.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
□	sehr selten
□	selten
□	verbreitet
□	häufig
■	massenhaft

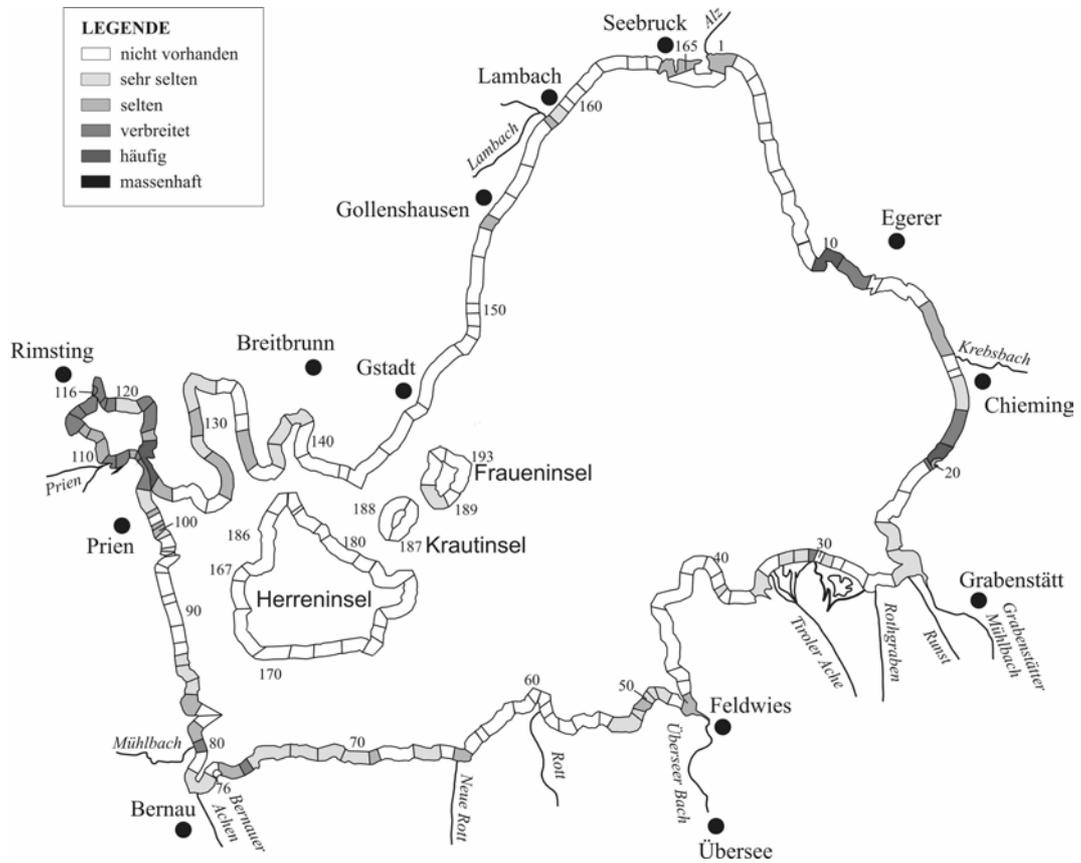


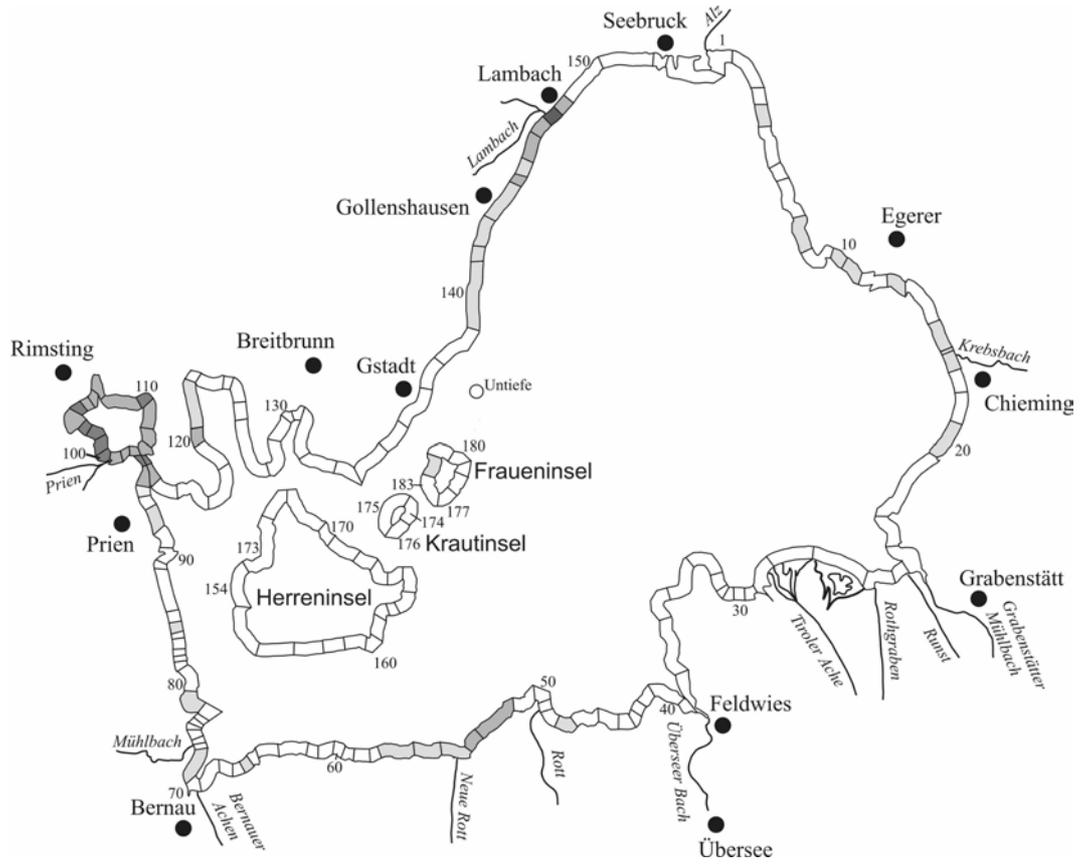
Abb. 4.8 Verbreitung von *Elodea nuttallii* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Myriophyllum spicatum

Das Ährige Tausendblatt, *Myriophyllum spicatum*, kommt in nährstoffärmeren bis nährstoffreichen stehenden und fließenden Gewässern vor (KRAUSCH 1996). Zahlreiche Autoren bezeichnen es als eutraphent. Es kann unter günstigen Lebensbedingungen eine enorme Expansionskraft entwickeln und zeigt sich hinsichtlich des Konkurrenzverhaltens gegenüber anderen Makrophyten überlegen (MELZER et al. 1986). Noch aus 5 m Wassertiefe erreichen die Sprosse den Wasserspiegel, wo sie parallel zur Wasseroberfläche weiter wachsen und eine Beschattung der restlichen Flora bewirken können (AIKEN et al. 1979).

1985 zeigte *Myriophyllum spicatum* im Chiemsee nur in wenigen Bereichen eine nennenswerte Verbreitung (Abb. 4.9). Die Art kam in 30 % aller Kartierungsabschnitte vor, jedoch meist in sehr geringen Individuendichten. Lediglich im Aiterbacher Winkel und vor allem an der Mündung des Lambachs wurden dichte Bestände der Pflanze gefunden. Die Ergebnisse der Makrophyten-Kartierung von 1998 zeigen völlig veränderte Verhältnisse: Zum einen kam das Ährige Tausendblatt in 58 % aller Abschnitte vor, es hatte sich also erheblich ausgebreitet. Zum anderen lagen die Verbreitungsschwerpunkte 1998 eindeutig am Ostufer, mit höchsten Individuendichten im Bereich der Schützinger Klippen, nördlich des Unterhochstätter Segelhafens und an der Mündung des Rothgrabens. Ein weiterer nennenswerter Verbreitungsbereich der Art lag am Nordwestufer des Weitsees an der Mündung des Mitterndorfer Bachs.

Die dichtesten Bestände von *Myriophyllum spicatum* waren, wie bereits 1985, auch 1998 ausschließlich in Tiefen unter 2 m zu finden. Jedoch kam die Art in geringeren Dichten auch häufig im Flachwasser vor.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
□	sehr selten
□	selten
□	verbreitet
□	häufig
□	massenhaft

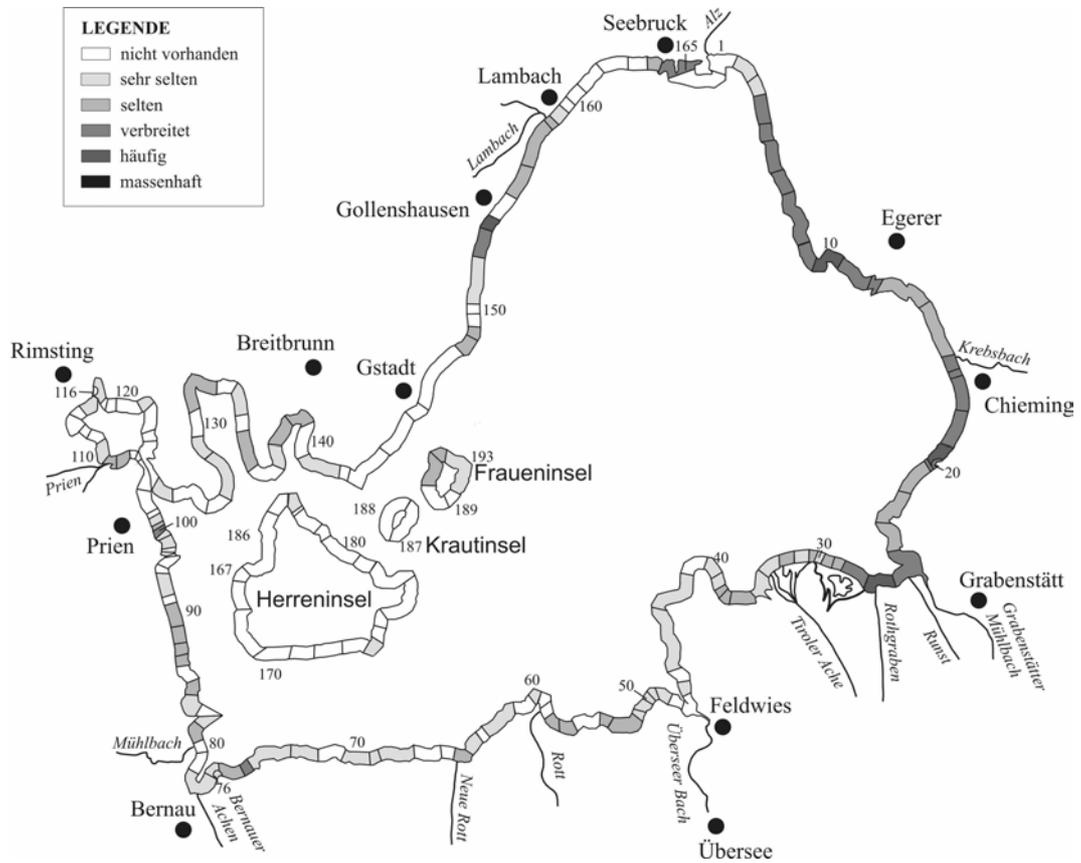


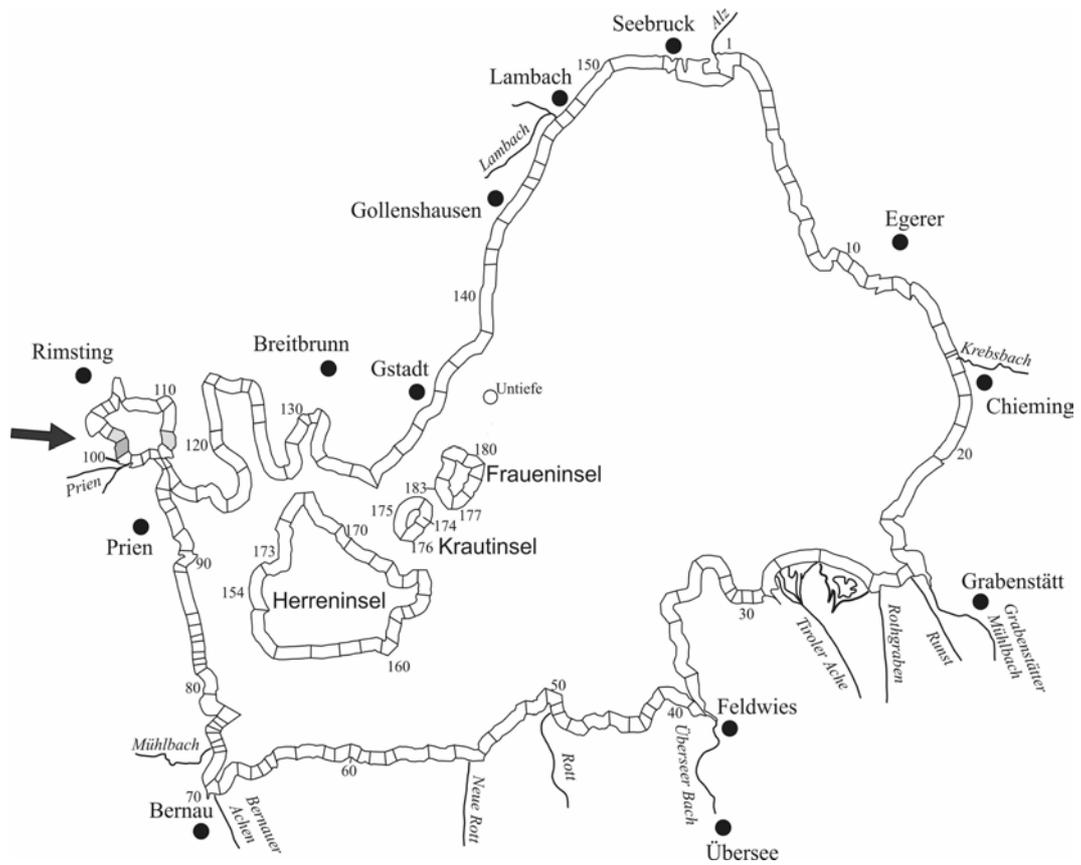
Abb. 4.9 Verbreitung von *Myriophyllum spicatum* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Najas marina ssp. intermedia

Das Mittlere Nixkraut, *Najas marina ssp. intermedia*, kommt in stehenden oder langsam fließenden mäßig nährstoffreichen Gewässern vor, die meist reich an Characeen sind. Es bevorzugt dort geringe Wassertiefen, besiedelt oft die Ränder von Röhrichtbeständen und ist Kennart einer eigenen Gesellschaft (*Najadetum intermediae*; KRAUSCH 1996). Das Taxon wird in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) wie in der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) als „stark gefährdet“ geführt.

Die Standorte von *Najas marina ssp. intermedia* lagen 1985 ausnahmslos im Aiterbacher Winkel. MELZER et al. (1986) führten dies darauf zurück, dass die Art in der nahe dieser Bucht gelegenen Eggstätt-Hemhofer Seenplatte zu den häufig vertretenen Gefäßpflanzen zählte. Wie die Makrophyten-Kartierung von 1998 zeigte, konnte das Mittlere Nixkraut im Chiemsee sein Vorkommen von 2 % aller Abschnitte im Jahr 1985 auf 7 % im Jahr 1998 erhöhen. Vor allem im Aiterbacher Winkel nahmen die Bestände deutlich zu (Abb. 4.10) und erreichten hier immerhin die Häufigkeitsstufe „verbreitet“. Auch am südlichen und östlichen Ufer der Herreninsel und am Südufer östlich der Mündung der Rott war die Art 1998 in einzelnen Abschnitten zu finden.

Hinsichtlich der Tiefenpräferenzen bestätigen die Funde von *Najas marina ssp. intermedia* im Chiemsee die Literaturangaben. Die Art wurde ausschließlich in Wassertiefen bis 4 m, jedoch hauptsächlich in Tiefen bis 2 m gefunden.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
□	sehr selten
□	selten
□	verbreitet
□	häufig
□	massenhaft

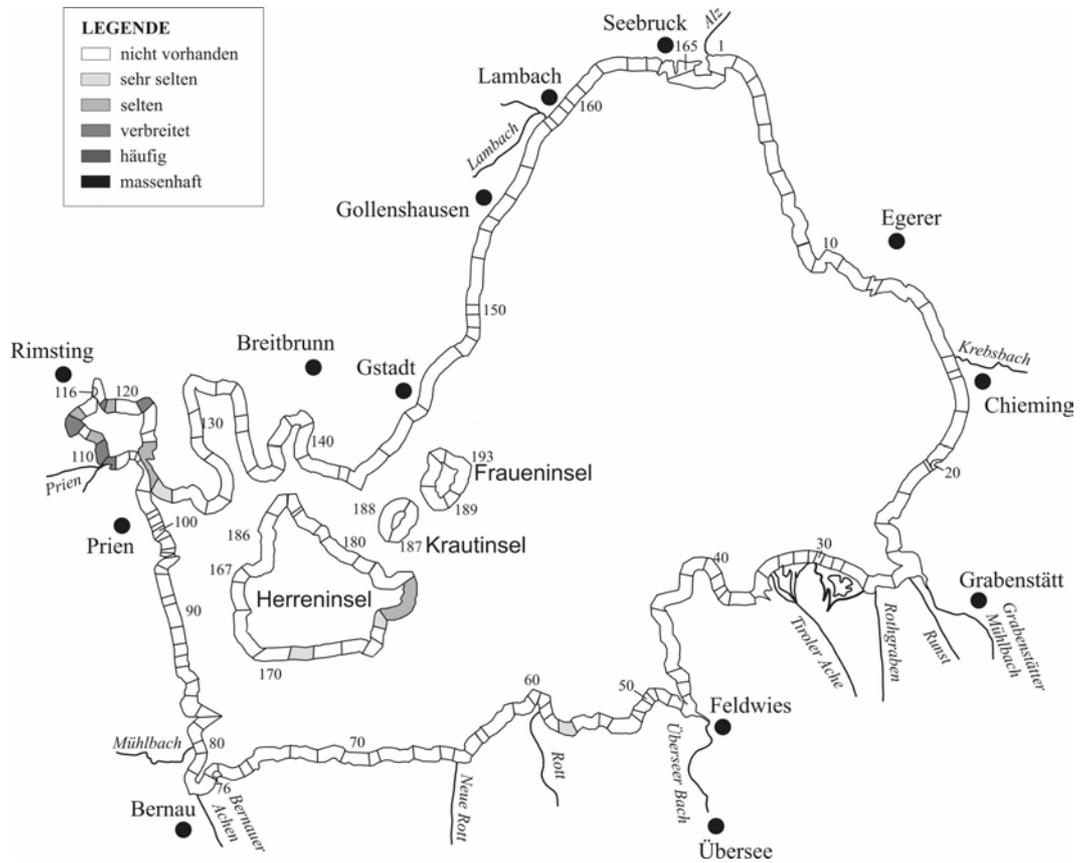


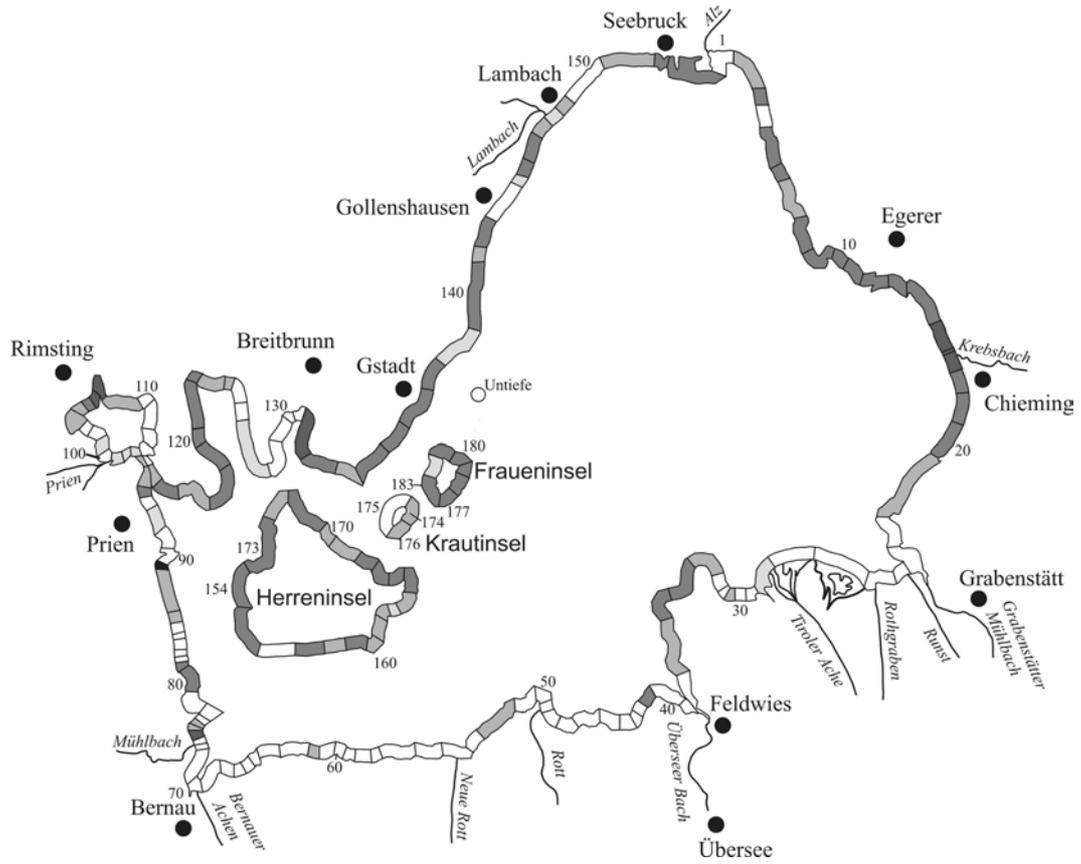
Abb. 4.10 Verbreitung von *Najas marina ssp. intermedia* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Potamogeton filiformis

Das Faden-Laichkraut, *Potamogeton filiformis*, das einen dünnen, kriechenden Wurzelstock besitzt, kommt in klaren, nährstoffarmen Seen, selten auch in langsam fließenden Gewässern vor und erträgt geringe organische Belastung. Jedoch verschwindet es bei stärkeren Verschmutzungen. Die Art bevorzugt kalkhaltiges Milieu und Flachwasser-Bereiche (KRAUSCH 1996). Sie wird sowohl in der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) als auch in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) als „stark gefährdet“ geführt (vgl. Kapitel 4.1.2).

Bei der Makrophyten-Kartierung 1998 wies *Potamogeton filiformis* eine weitgehend ähnliche Verbreitung wie 1985 auf, lediglich in einzelnen Abschnitten hatten sich die Bestände der Art verändert (Abb. 4.11). Im Mündungsbereich der Neuen Rott und im Gebiet westlich und östlich davon kam sie 1998 in vielen Kartierungsabschnitten vor, in denen sie 1985 noch gefehlt hatte – wenngleich in eher geringen Individuendichten. Im Bereich um Prien und am Westufer des Aiterbacher Winkels hingegen war die Pflanze 1998 nicht mehr zu finden.

Die in der Literatur beschriebene Bindung des Faden-Laichkrauts an Flachwasser-Bereiche konnte durch die Kartierungsergebnisse belegt werden. In der Regel kam die Art in Wassertiefen bis zu 2 m vor, Bestände in Tiefen zwischen 2 und 4 m Tiefe stellten Ausnahmen dar. In drei Fällen trat *Potamogeton filiformis* sogar in Tiefen über 4 m auf.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
□ (light gray)	sehr selten
□ (medium gray)	selten
□ (dark gray)	verbreitet
□ (black)	häufig
□ (solid black)	massenhaft

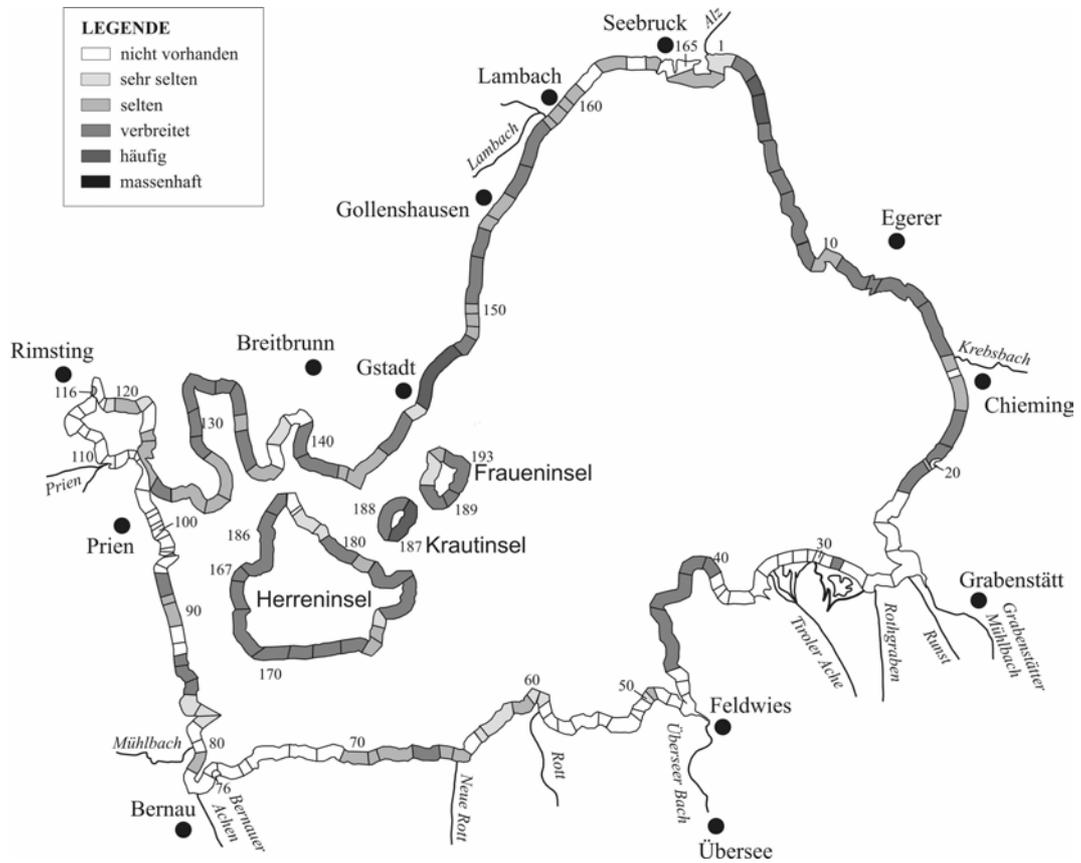


Abb. 4.11 Verbreitung von *Potamogeton filiformis* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Potamogeton gramineus

Das Gras-Laichkraut, das bei zeitweiligem Trockenfallen Landformen ausbilden kann (KRAUSCH 1996), ist in stehenden mesotrophen Gewässern zu finden und bevorzugt mäßig schlammige Kies- und Sandböden (CASPER & KRAUSCH 1980). Es wird, wie *Potamogeton filiformis*, sowohl in der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) als auch in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) als „stark gefährdet“ geführt (vgl. Kapitel 4.1.2).

Im Jahr 1985 wurde *Potamogeton gramineus* lediglich in einem Kartierungsabschnitt gefunden (Abb. 4.12), was MELZER et al. (1986) vor allem deshalb als überraschend bezeichneten, weil *Potamogeton x nitens* – eine Bastardform von *Potamogeton gramineus* und *P. perfoliatus* – immerhin in 49 Abschnitten vertreten war. Sie führten das extrem seltene Auftreten des Gras-Laichkrauts auf einen Rückgang der Art im Zusammenhang mit der erfolgten Eutrophierung zurück. Zwischen 1985 und 1998 hatte die Verbreitung des Taxons offensichtlich enorm zugenommen, so dass es 1998 in 22 % der Kartierungsabschnitte nachgewiesen werden konnte. Den Schwerpunkt der Vorkommen bildete der Uferabschnitt zwischen dem Irschener Winkel und dem ehemaligen Delta der Tiroler Ache, wobei die Art in den Mündungsbereichen von Rott und Überseer Bach nicht vorkam. Die weiteren, weniger dichten Bestände waren über das restliche Ufer verstreut.

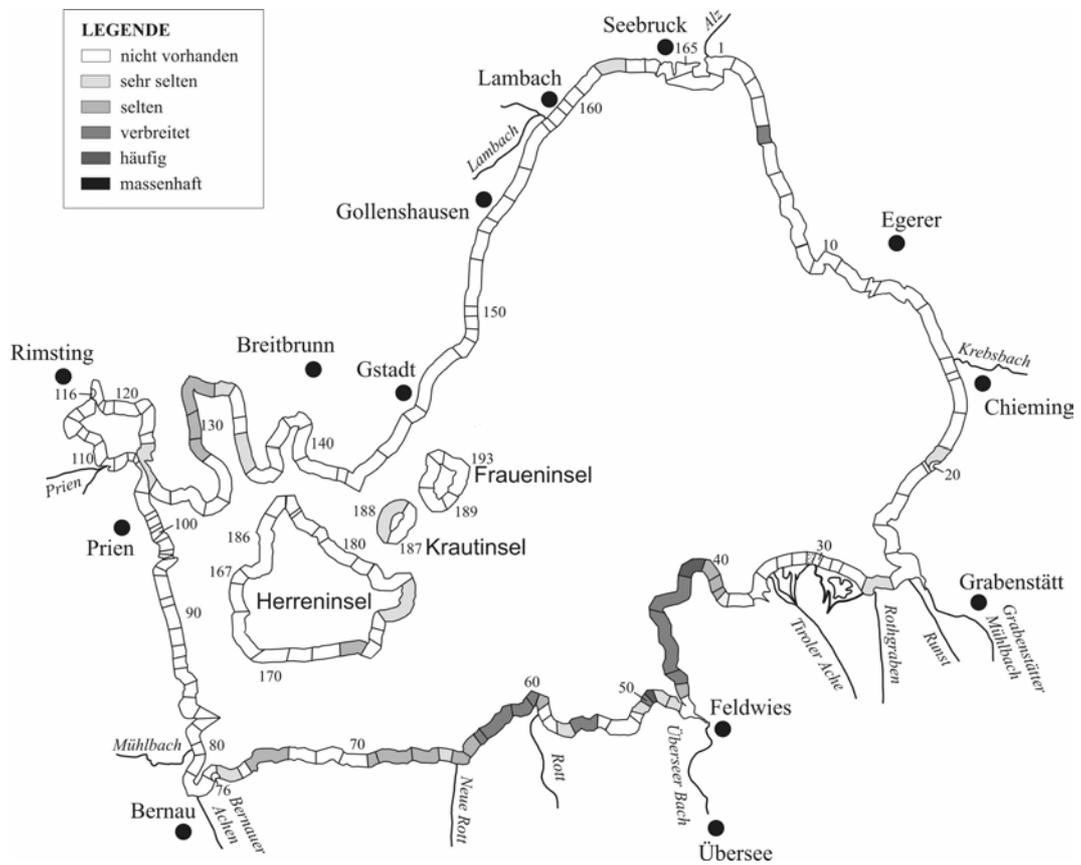
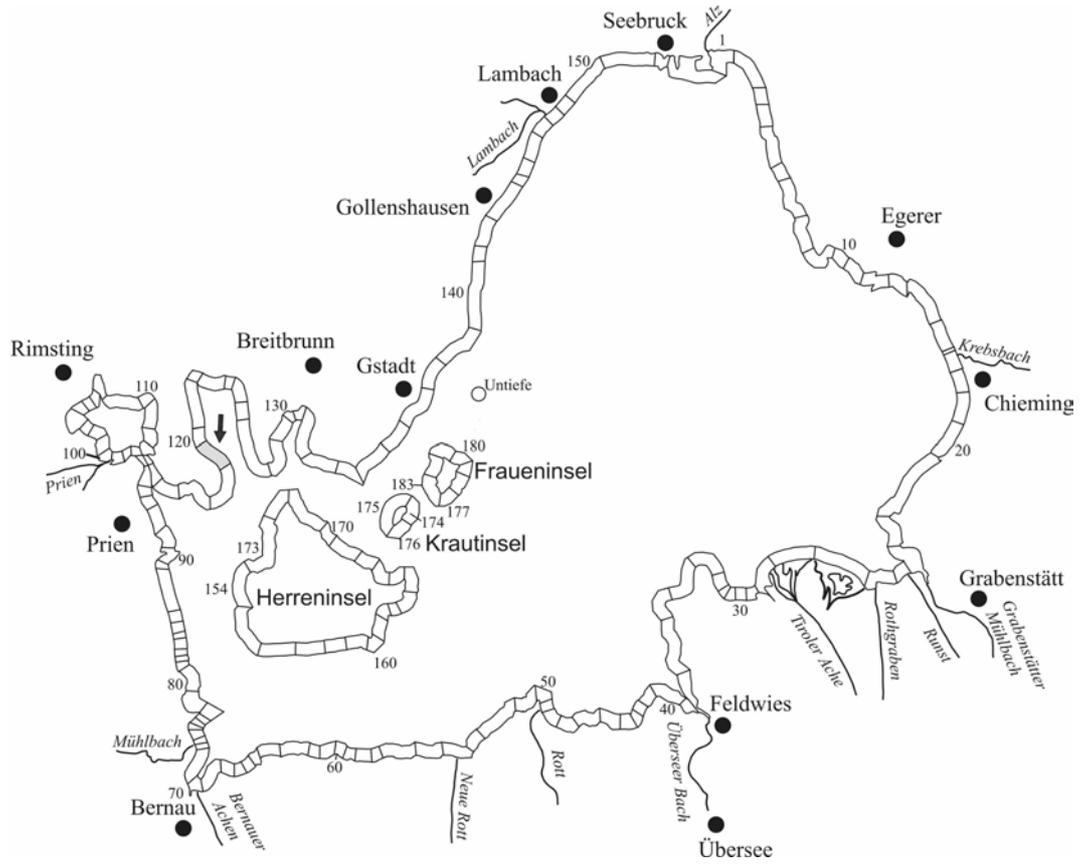


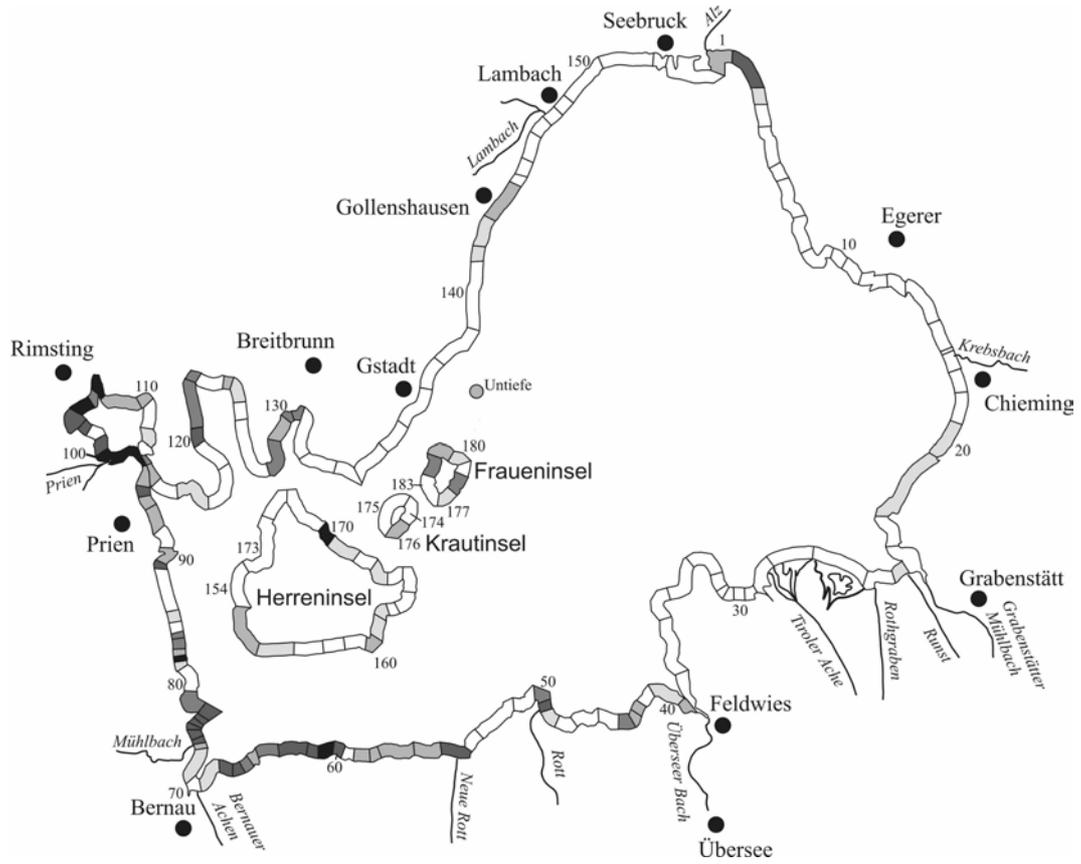
Abb. 4.12 Verbreitung von *Potamogeton gramineus* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Potamogeton mucronatus

Über die trophischen Präferenzen von *Potamogeton mucronatus*, auch *Potamogeton friesii* genannt, gehen in der Literatur die Meinungen auseinander. KRAUSCH (1996) bezeichnet sie als Art mäßig nährstoffreicher Gewässer, CASPER & KRAUSCH (1980) ordnen sie eher dem mesotrophen bis schwach eutrophen Bereich zu. Hingegen betrachten sie MELZER & ZIMMERMANN (1992) als sicheren Indikator starker Nährstoffbelastungen. Die Art wird in der Roten Liste Deutschlands (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) als „stark gefährdet“, in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) als „gefährdet“ geführt.

1985 trat *Potamogeton mucronatus* am Chiemsee mit großer Beständigkeit an den Zuflüssen nährstoffreicher Bäche und anderer Einleitungen auf. Dies war 1998 offensichtlich ebenfalls der Fall, jedoch bei weitem nicht in dem Ausmaß, wie noch 13 Jahre zuvor (Abb. 4.13). Bei der Makrophyten-Kartierung im Jahr 1985 wurde die Art noch in 52 %, 1998 nur noch in 19 % aller Abschnitte gefunden. Dieser sprunghafte Rückgang von *Potamogeton mucronatus* drückt sich auch deutlich in der Tatsache aus, dass nennenswerte, dichtere Bestände nur noch an der Mündung der Prien und am Eingang zum Aiterbacher Winkel vorhanden waren. Im Bereich der Mündungen der Rott, der Neuen Rott, der Bernauer Achen, der Prien und des Mitterndorfer Bachs waren 1998 noch lockere Bestände, an den anderen Zuflüssen keine Vorkommen des Taxons mehr zu finden. An den Ufern von Herren-, Kraut- und Fraueninsel war die Pflanze 1998 ebenfalls verschwunden.

Neben dieser deutlichen Abnahme der räumlichen Verbreitung von *Potamogeton mucronatus* fällt in Abb. 4.13 auch die Verringerung der Individuendichte der Art auf. So war die Häufigkeitsstufe „massenhaft“ 1998 überhaupt nicht mehr vorhanden, der Anteil der Stufen „sehr selten“ und „selten“ an den Beständen nahm hingegen von 50 % im Jahr 1985 auf rund 72 % im Jahr 1998 zu.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
□	sehr selten
□	selten
□	verbreitet
□	häufig
□	massenhaft

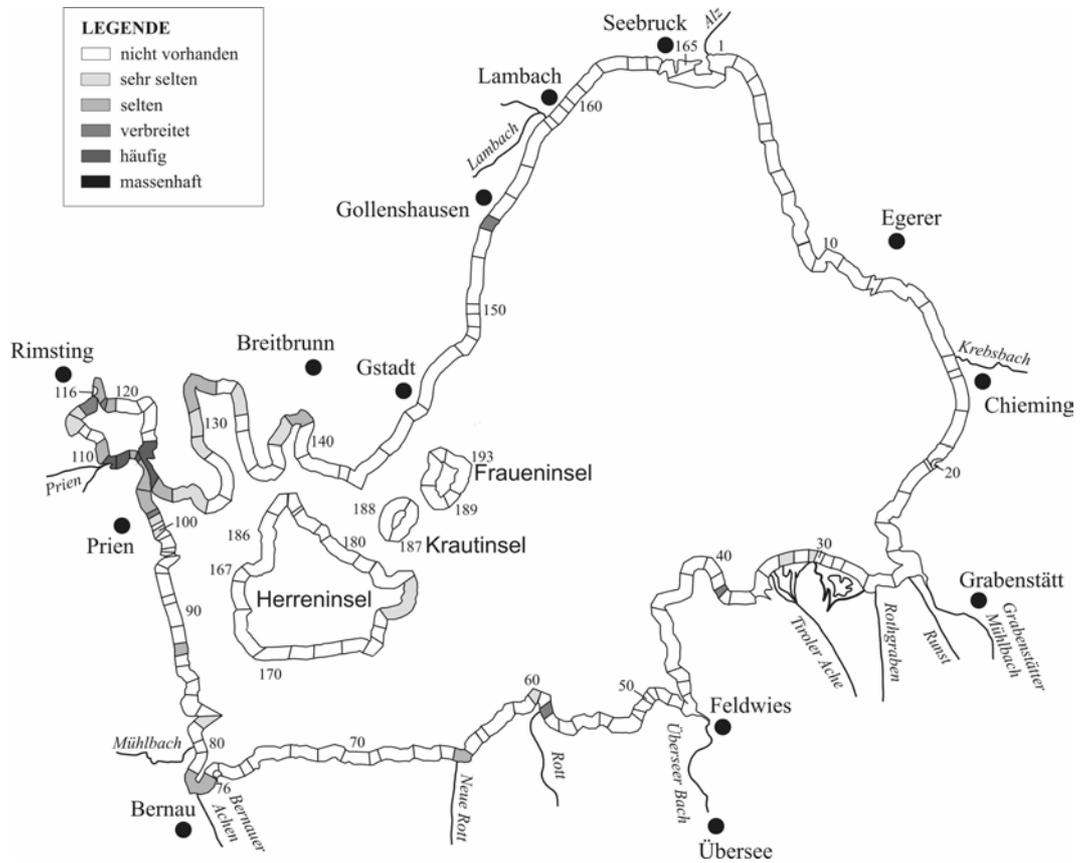


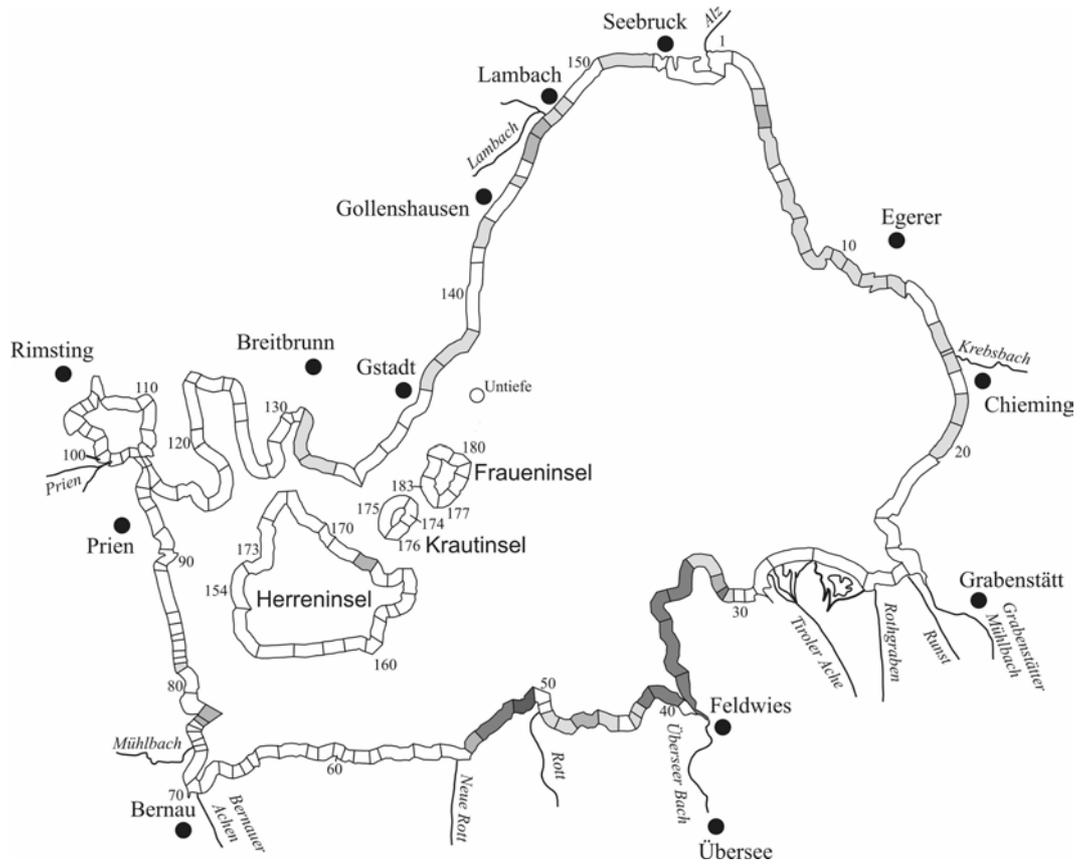
Abb. 4.13 Verbreitung von *Potamogeton mucronatus* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Potamogeton x nitens

Bei dem Hybrid *Potamogeton x nitens* handelt es sich um eine Bastardform zwischen *P. gramineus* und *P. perfoliatus* mit sehr variablem Erscheinungsbild. Entscheidend ist, welche der beiden Arten Vater und welche Mutter der Sippe war (KRAUSCH 1996). Das Glanz-Laichkraut kommt in meso- bis schwach eutrophen Gewässern vor, meist im flachen Wasser der Seen (CASPER & KRAUSCH 1980). Es wird in der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) als „gefährdet“ geführt, die Einstufung in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) ist hingegen unklar (vgl. Kapitel 4.1.2).

1985 war *Potamogeton x nitens* in 27 % der Kartierungsabschnitte vertreten, wobei das Südufer zwischen den Mündungen der Neuen Rott und der Trioler Ache den Verbreitungsschwerpunkt darstellte (Abb. 4.14). Am Ostufer zwischen Seebruck und Chieming kam das Glanz-Laichkraut in geringen Beständen, aber gleichmäßig verteilt vor. Zwischen 1985 und 1998 nahm die Verbreitung des Taxons jedoch stark ab. Bei der Makrophyten-Kartierung 1998 wurde es nur noch in 7 % der Uferabschnitte gefunden, fast ausschließlich in geringen Individuendichten. Vor allem am Südufer war *Potamogeton x nitens* mit Ausnahme eines kleinen Abschnitts nicht mehr vertreten, auch zwischen Chieming und Seebruck gingen die Vorkommen erheblich zurück. Hingegen konnte das Glanz-Lachkraut im Gegensatz zu 1985 in zwei Abschnitten des Aiterbacher Winkels gefunden werden, wenngleich in nur geringen Dichten.

Die Vorkommen von *Potamogeton x nitens* am Chiemsee bestätigen hinsichtlich der Tiefenpräferenz die Literaturangaben. Der Großteil der Bestände ist im Flachwasser bis zu einer Tiefe von 2 m zu finden. Jedoch liegt ein Vorkommen des Taxons (Abschnitt 149) sogar unterhalb von 4 m Tiefe.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
□ (light grey)	sehr selten
□ (medium grey)	selten
□ (dark grey)	verbreitet
□ (black)	häufig
□ (thick black)	massenhaft

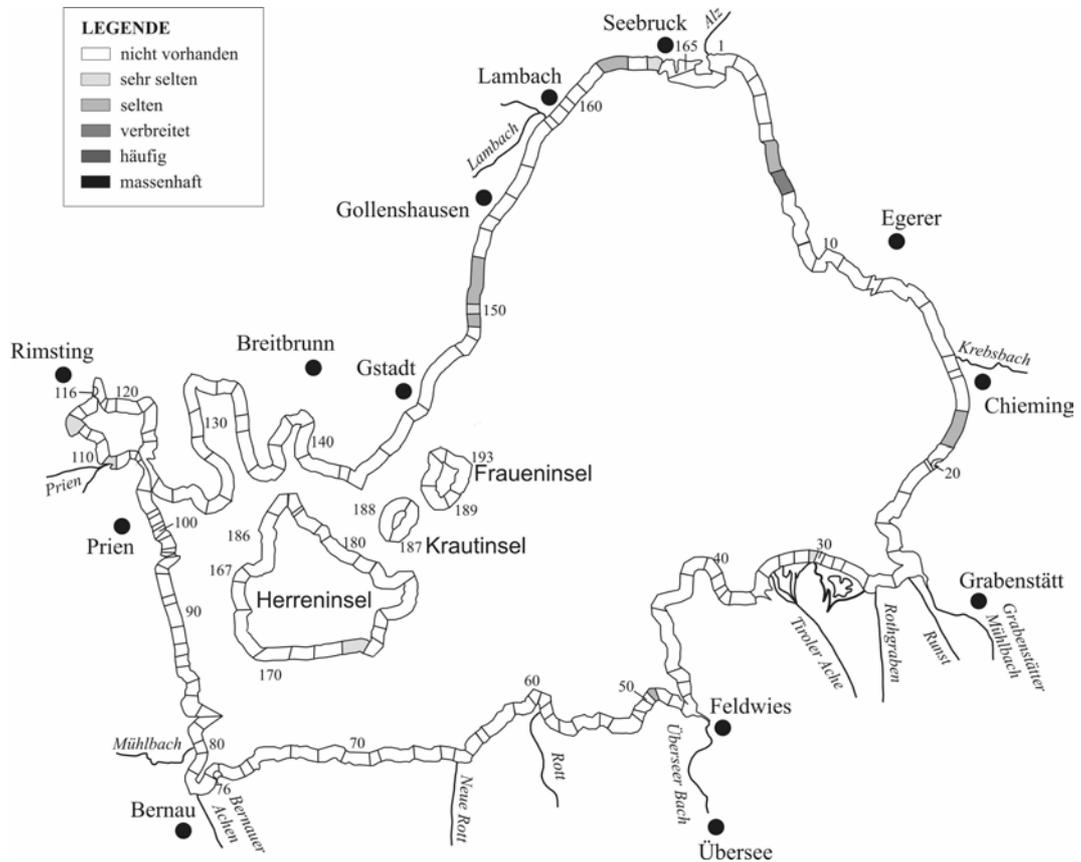


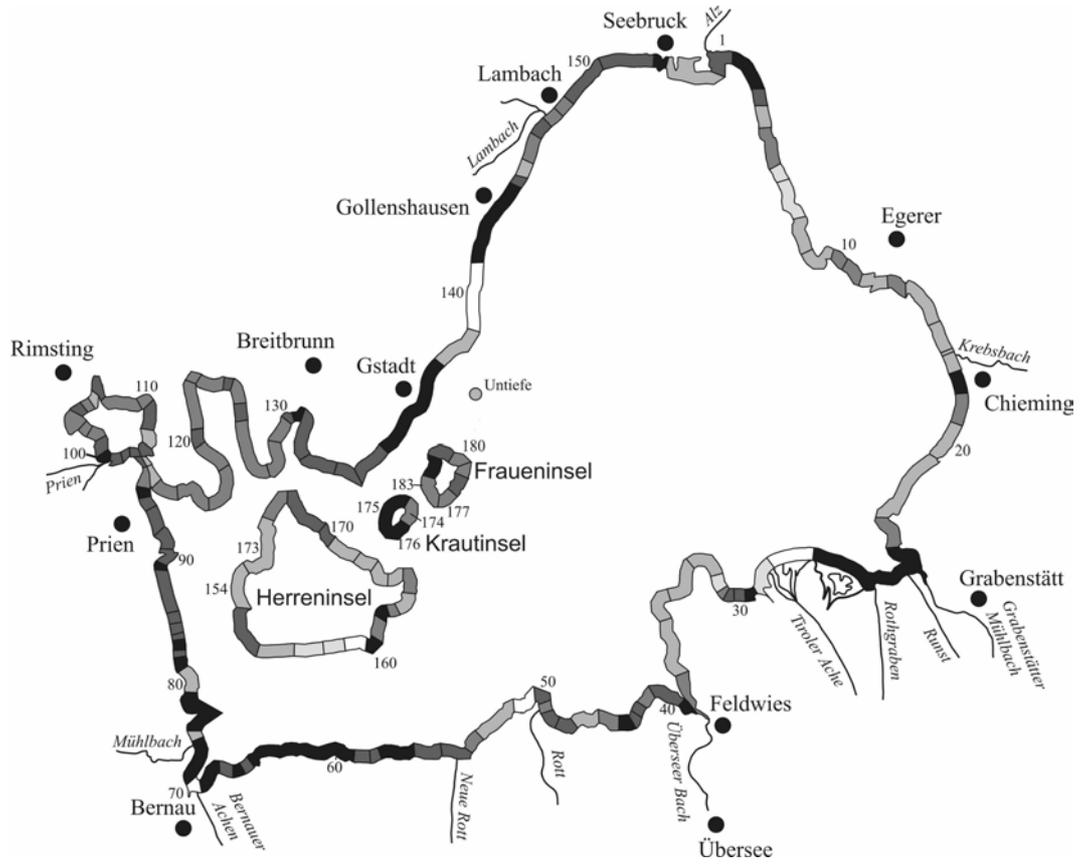
Abb. 4.14 Verbreitung vom *Potamogeton x nitens* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Potamogeton pectinatus

Das Kamm-Laichkraut, *Potamogeton pectinatus*, welches je nach Standortbedingungen in der Wuchsform sehr variabel ist, besitzt eine große ökologische Amplitude. Es kommt von nährstoffarmen bis hin zu polytrophen stehenden oder fließenden Gewässern vor (CASPER & KRAUSCH 1980). Von den heimischen Laichkraut-Arten vermag es die stärksten Belastungen zu ertragen und tritt daher in stark verschmutzten Gewässern oftmals als einzige Wasserpflanze auf (KRAUSCH 1996). Nach KOHLER et al. (1994) ist *Potamogeton pectinatus* eine Art der eutrophierten, mäßig bis stark belasteten Uferabschnitte, und auch MELZER (1988) beobachtete am Ammersee eine Affinität des Taxons zu stärker belasteten Uferabschnitten.

Am Chiemsee bildete das Kamm-Laichkraut bereits 1985 einen fast geschlossenen Gürtel um den See, lediglich in fünf Kartierungsabschnitten war es nicht vertreten (Abb. 4.15). Bei der Makrophyten-Kartierung 1998 wurde dann ein durchgängiger *Potamogeton pectinatus*-Gürtel gefunden. Die beiden Abschnitte, in denen die Art nicht vorhanden war, waren lediglich das Hafenbecken bei Felden (Abschnitt 76) und der Quelltrichter am nördlichen Ende des Aiterbacher Winkels (Abschnitt 116). Damit stellt das Taxon am Chiemsee die Makrophyten-Art mit der größten Verbreitung dar.

Jedoch fällt in Abb. 4.15 eine deutliche Abnahme der Bereiche auf, in denen *Potamogeton pectinatus* massenhafte Vorkommen aufweist. 1985 war dies noch in 26 %, 1998 nur noch in 5 % der Kartierungsabschnitte der Fall. So trat die Art 1998 nur noch im Gebiet von Seebruck, in einem Abschnitt am Mündungsdelta der Tiroler Ache, im Bereich von Prien, in der Kailbacher Bucht und im Mühlner Winkel sowie an der Mündung des Mitterndorfer Bachs massenhaft auf.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
▨	sehr selten
▧	selten
▣	verbreitet
▤	häufig
▥	massenhaft

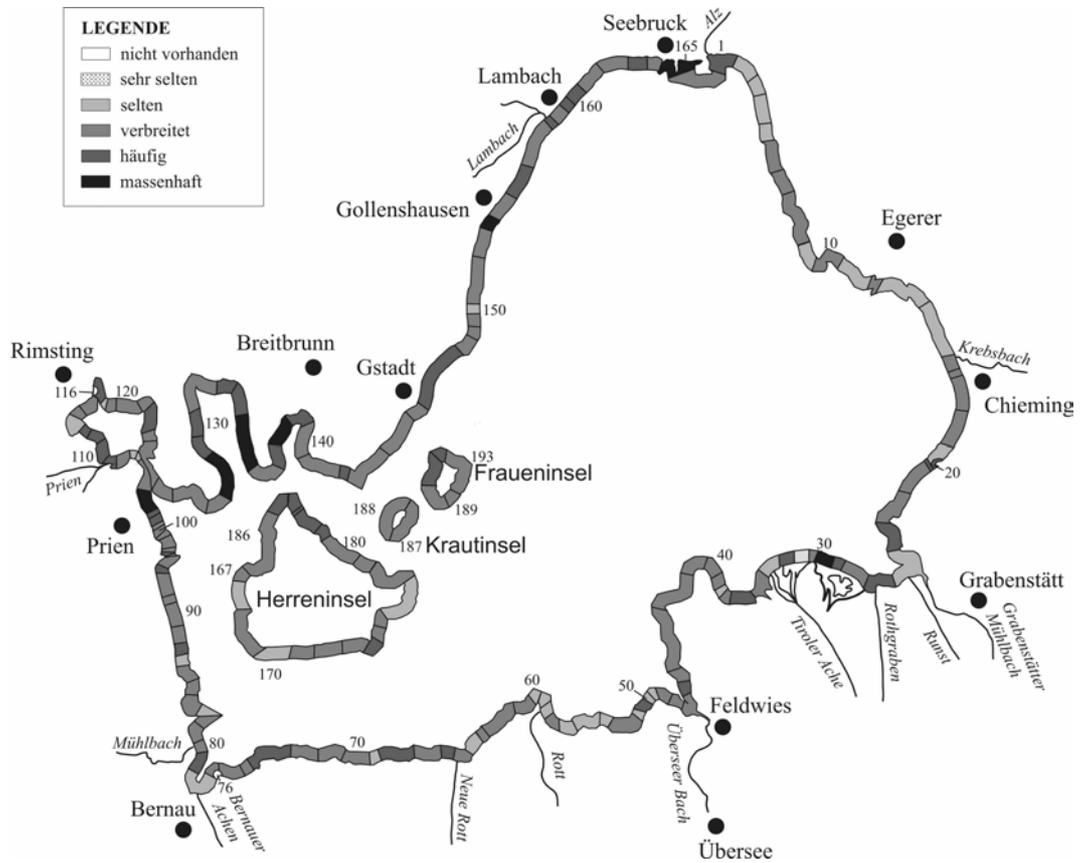


Abb. 4.15 Verbreitung von *Potamogeton pectinatus* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

Utricularia australis

Die frei im Wasser schwebende, carnivore Pflanzenart *Utricularia australis*, Südlicher Wasserschlauch, trägt je Blatt acht bis 75 Fangblasen und kommt in stehenden, mäßig bis schwach nährstoffreichen Gewässern vor (KRAUSCH 1996). Oft ist sie in Altwässern, Moortümpeln und an Sickerwasserquellen zu finden, häufig auch innerhalb von Röhrichtbeständen (CASPER & KRAUSCH 1981). Das Taxon wird in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) wie in der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) als „gefährdet“ geführt.

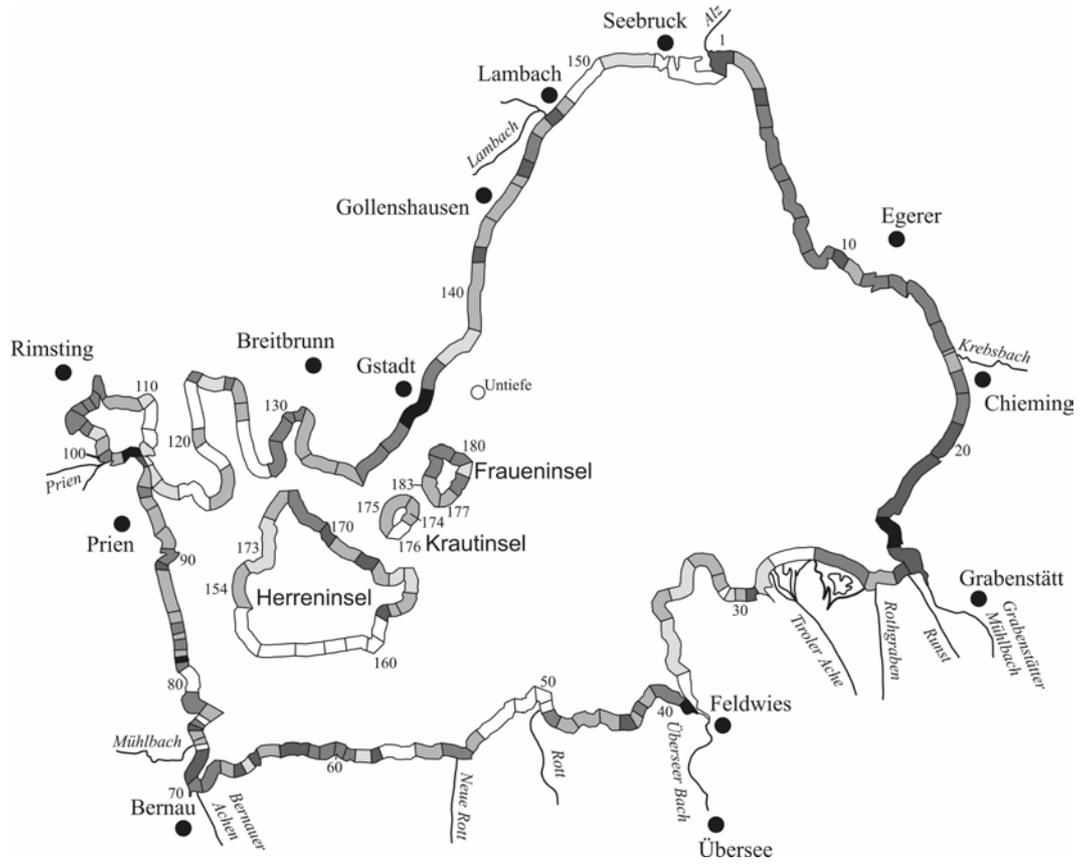
Neben *Utricularia minor* und *Utricularia vulgaris*, die 1998 in einem beziehungsweise zwei Abschnitten erstmals im Chiemsee gefunden wurden, war *Utricularia australis* die dritte Art ihrer Gattung, die 1985 noch nicht im Chiemsee vertreten war. Umso erstaunlicher ist die relativ große Verbreitung – immerhin 22 % aller Uferabschnitte – in denen der Südliche Wasserschlauch bei der Makrophyten-Kartierung 1998 angetroffen wurde (Abb. 4.16). Die Individuendichten waren im allgemeinen gering bis sehr gering, dichte Bestände wurden jedoch in Abschnitt 87 am Westufer des Inselsees gefunden. Überhaupt stellten die Buchten des Inselsees, sein West- und Südwestufer sowie einige Uferbereiche der Herreninsel den Verbreitungsschwerpunkt der Art dar. Dies könnte auf der Tatsache beruhen, dass *Utricularia australis* – wie *Utricularia vulgaris* – nur in vor Wind und Wellenschlag geschützten Bereichen vorkommt (KRAUSCH 1996). Außerdem ist die Art eine Halbschattenpflanze, die von der Ufervegetation am Süd- und Westufer und in den Buchten Sonnenschutz erhält. Möglicherweise meidet die Art das Ostufer, da sie dort sowohl dem Wellenschlag als auch der Sonnenbestrahlung zu stark ausgesetzt wäre.

Utricularia australis zeigte im Chiemsee eine eindeutige Tiefenpräferenz für den Bereich bis 4 m, wengleich einige seiner Bestände diese Grenze auch nach unten überschreiten.

Zannichellia palustris

Der Teichfaden, *Zannichellia palustris*, kommt in stehenden und fließenden eutrophen Gewässern vor und ist hier oftmals Verschmutzungszeiger (CASPER & KRAUSCH 1980). MELZER (1988) bescheinigt ihm eine enge Bindung an stärker belastete Standorte und bezeichnet ihn in Seen als einen der sichersten Indikatoren für Nährstoffbelastungen.

Zwischen 1985 und 1998 hatte sich *Zannichellia palustris* weder weiter ausgebreitet, noch war die Art merklich zurückgegangen. Wurde der Teichfaden bei der Makrophyten-Kartierung 1985 in 83 % der Abschnitte gefunden, so kam er 1998 in 82 % der Abschnitte vor (Abb. 4.17). Auch die Verbreitungsschwerpunkte der Art waren 1998 noch weitgehend die gleichen wie 1985. Hierzu sind nach wie vor der Grabenstätter Winkel mit dem nördlich anschließenden Uferbereich, das Nordostufer des Weitsee, Irschener und Aiterbacher Winkel sowie die Kailbacher Bucht zu zählen. Als Bereiche mit besonders dichten Beständen fielen 1998 nicht mehr die Zuflüsse von Kläranlagen, sondern die Mündungen der Prien, des Lambachs und des Krebsbachs auf, in deren Bereichen *Zannichellia palustris* massenhaft vorkam. Dichte Bestände des Teichfadens kommen ausschließlich bis in 2 m Wassertiefe vor. In Tiefen über 4 m war die Art nur an einzelnen Abschnitten und in den Häufigkeiten „selten“ oder „sehr selten“ zu finden.



LEGENDE

□	nicht vorhanden
□	sehr selten
□	selten
□	verbreitet
□	häufig
□	massenhaft

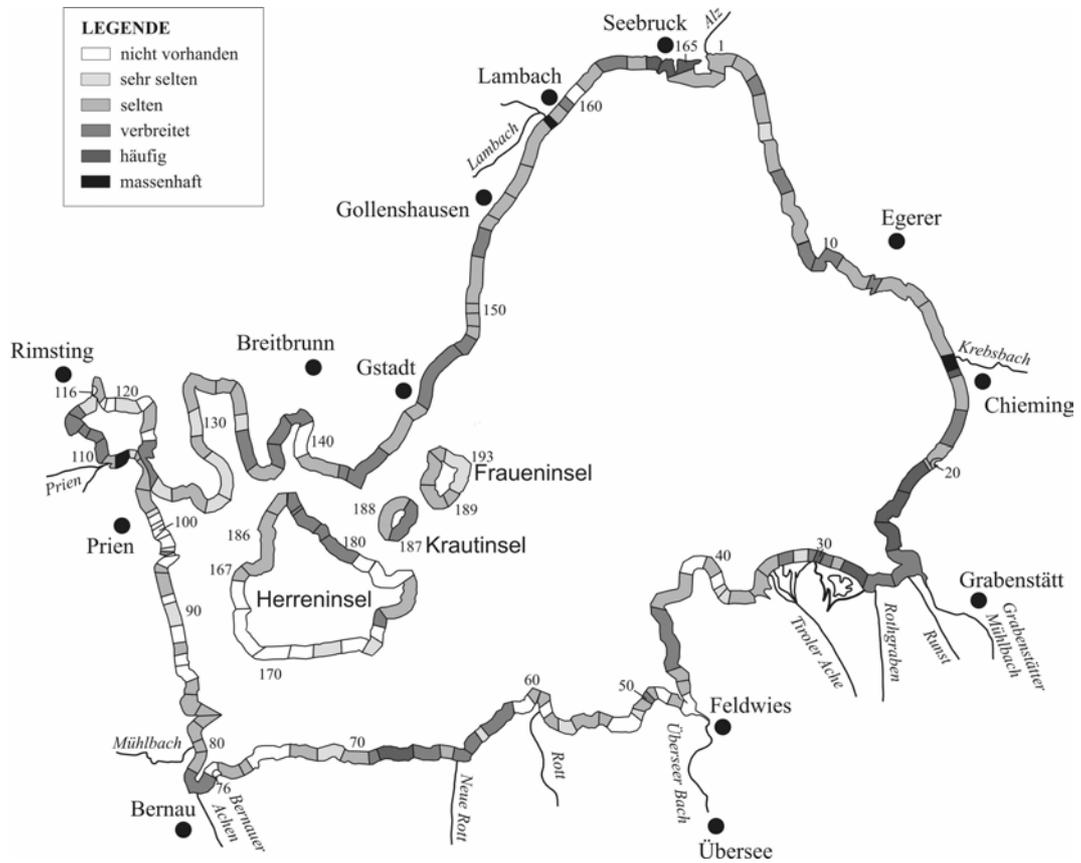


Abb. 4.17 Verbreitung von *Zannichellia palustris* in den Jahren 1985 (oben) und 1998 (unten)

4.1.2 Verbreitung gefährdeter Arten

Das Werk „Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) dokumentiert das Ausmaß der Gefährdung von Pflanzenarten. Es stellt die Basis für die Bewertung von Seltenheit und Schutzbedarf von Arten dar. Das Vorkommen von Arten in den Roten Listen sind die akzeptierten, wesentlichen Begründungen für den Schutz von Gebieten (ELLENBERG 1983).

Bei der Makrophyten-Kartierung des Chiemsee-Ufers im Jahr 1998 befanden sich unter den 55 Taxa der submersen Vegetation sowie der Schwimmblatt-Gewächse und Wasserschweber 27 Arten, die in der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) und/oder in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) geführt werden (Tab. 4.2). Gegenüber 1985 nahm somit im Chiemsee die Zahl der Rote Liste-Arten um fünf zu. Lediglich *Potamogeton prealongus*, das 1985 noch zum Arteninventar des Chiemsees zählte, konnte 1998 nicht mehr gefunden werden. Dabei bleibt zu bedenken, dass die Laichkraut-Art im Jahr 1985 nur in einem Kartierungsabschnitt vertreten war. Alle weiteren Rote Liste-Arten, die bei der ersten Untersuchung zum Arteninventar gehörten, konnten bei der zweiten wiedergefunden werden. Ihre Verbreitung nahm – mit vier Ausnahmen – in der dreizehnjährigen Zeitspanne zu, teilweise sogar erheblich. Die Vorkommen von *Potamogeton alpinus*, *P. mucronatus*, *P. x nitens* und *Tolypella glomerata* nahmen in dieser Zeit teils deutlich ab. Ob dies auch auf *Potamogeton berchtoldii* zutrifft, kann wegen eines möglichen Bestimmungsfehlers nicht nachvollzogen werden. Aufgrund der Ähnlichkeit von *Potamogeton berchtoldii* und *P. pusillus* sind hier nicht nur Verwechslungen möglich, es bestanden auch in der Systematik lange Zeit Unstimmigkeiten bezüglich der Abtrennung der beiden Arten (MELZER et al. 1986). Sechs Pflanzentaxa der Roten Liste – die Armleuchter-Alge *Chara rudis*, das Froschbissgewächs *Hydrocharis morsus-ranae*, das Laichkraut *Groenlandia densa* sowie die Wasserschlauch-Arten *Utricularia australis*, *Utricularia minor* und *Utricularia vulgaris* – konnten 1998 erstmals am Chiemsee nachgewiesen werden. Die genannten Arten kommen jedoch, mit Ausnahme von *Utricularia australis*, nur in einem beziehungsweise zwei Kartierungsabschnitten vor.

In den folgenden Abschnitten wird auf diejenigen submersen Makrophyten des Chiemsees kurz näher eingegangen, die laut Roter Liste am stärksten gefährdet und damit am schutzwürdigsten sind. Hierzu wurden alle Arten gezählt, die in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) als „stark gefährdet“ oder „fehlend“, beziehungsweise in der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) als „vom Aussterben bedroht“ geführt werden. Außerdem werden alle Rote Liste-Arten erwähnt, welche 1998 im Chiemsee erstmals gefunden wurden. Die genannten Abschnittsnummern beziehen sich auf die Makrophyten-Kartierung aus dem Jahr 1998.

Tab. 4.2 Rote Liste-Arten der submersen Flora sowie der Schwimmblatt-Vegetation im Chiemsee und ihre Verbreitung 1985 und 1998

Art	Rote Liste	Rote Liste	Verbreitung 1985 [Anzahl Abschnitte]	Verbreitung 1998 [Anzahl Abschnitte]
	Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996)	Bayern (SCHÖNFELDER 1987, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996)		
<i>Chara aspera</i>	2+	G	147	174
<i>Chara contraria</i>	3+	G	166	185
<i>Chara delicatula</i>	3+	G	101	141
<i>Chara rudis</i>	2	–	–	1
<i>Chara tomentosa</i>	2-	G	68	102
<i>Groenlandia densa</i>	2	3	–	3
<i>Hippuris vulgaris</i>	3	3	6	37
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	3	2	–	1
<i>Najas marina ssp. intermedia</i>	2	2	3	14
<i>Nitella mucronata</i>	3+	G	2	13
<i>Nitella opaca</i>	2	G	21	107
<i>Nitella syncarpa</i>	2+	G	1	6
<i>Nitellopsis obtusa</i>	3+	G	106	162
<i>Nymphaea alba</i>		3	2	3
<i>Potamogeton alpinus</i>	3	3	5	1
<i>Potamogeton berchtoldii</i>		3	152 ¹⁾	19 ¹⁾
<i>Potamogeton filiformis</i>	2	2	111	117
<i>Potamogeton gramineus</i>	2	2	1	43
<i>Potamogeton mucronatus</i>	2	3	96	36
<i>Potamogeton perfoliatus</i>		3	176	180
<i>Potamogeton praelongus</i>	2+	2	1	–
<i>Potamogeton pusillus</i>		3	170	175
<i>Potamogeton x nitens</i>	2	0 ²⁾	49	13
<i>Tolypella glomerata</i>	1	G	15	8
<i>Utricularia australis</i>	3	3	–	42
<i>Utricularia minor</i>	2-	3	–	1
<i>Utricularia vulgaris</i>	3	*	–	2
Summe der Arten			21	26

¹⁾ Die Verbreitungszahlen dieser Art sind möglicherweise mit Bestimmungsfehlern aus der Vergangenheit behaftet. Der Wert aus dem Jahr 1985 ist somit fraglich, die drastische Abnahme der Verbreitung vermutlich unzutreffend.

²⁾ Die Einstufung dieser Art als „ausgestorben oder verschollen“ ist zweifellos falsch, den Verfassern der Roten Liste ist dieser Fehler bereits bekannt (SCHNEIDER, mdl. Mitteilung).

Abkürzungen und Symbole der Roten Liste (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996, SCHÖNFELDER 1987):

- fehlend
- * vorkommend (von den Autoren nicht als gefährdet angesehen)
- 0 ausgestorben oder verschollen
- 1 vom Aussterben bedroht
- 2 stark gefährdet
- 3 gefährdet
- 4 potentiell gefährdet
- + regional stärker gefährdet
- regional schwächer gefährdet

Angaben zur Gefährdungssituation in Bayern (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996):

- G Gefährdung anzunehmen (lt. Angaben zur Gefährdungssituation in Bayern)
- R extrem selten

Characeae

Chara rudis wurde bei der Makrophyten-Kartierung 1998 erstmals im Chiemsee nachgewiesen und erhöht damit den Reichtum des Sees an Armelechter-Algenarten. Sie kommt in oligo- bis mesotrophen Gewässern vor (SCHMIDT et al. 1995). Ihr genauer Verbreitungsraum ist noch nicht gesichert (KRAUSE 1997). Die Art wurde nur in einem Kartierungsabschnitt gefunden – am Südwestufer der Kailbacher Bucht (Abschnitt 128) – und war dort in einem lockeren Bestand mit schlecht entwickelten Individuen vertreten. Erstaunlich am Vorkommen von *Chara rudis* im Chiemsee ist, dass die Art in der Florenliste von Bayern als „fehlend“ bezeichnet wird. Tatsächlich sind jedoch Vorkommen von *Chara rudis* in Bayern keine Seltenheit (SCHNEIDER, mdl. Mitt.). Eine deutliche Verringerung der Verbreitung zwischen 1985 und 1998 zeigt die Armelechter-Alge *Tolypella glomerata* (Abb. 4.6). Sie wurde 1998 nur noch in acht Kartierungsabschnitten gefunden. Der Rückgang dieser Art ist bemerkenswert, weil sie in der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) als „vom Aussterben bedroht“ bezeichnet wird. In der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) wird lediglich eine Gefährdung angenommen. Die Verbreitung der Alge wurde bereits in Kapitel 4.1.1 ausführlich beschrieben.

Hydrocharitaceae

Hydrocharis morsus-ranae, der Froschbiss, ist eine Schwimmblatt-Pflanze, die auf der Wasseroberfläche treibt und in windgeschützten Gewässerbereichen vorkommt (KRAUSCH 1996). Er bevorzugt eutrophe Standorte (TÄUSCHER 1997). Der Froschbiss wird in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) als „stark gefährdet“ geführt. KRAUSCH (1996) bezeichnet ihn als „im Bergland selten oder fehlend“. *Hydrocharis morsus-ranae* wurde am Chiemsee in nur einem Abschnitt nachgewiesen: in der Hirschauer Bucht im Mündungsgebiet des Grabenstätter Mühlbachs (Abschnitt 25). Dort zeigte die Art einen sehr lockeren Bestand mit gut entwickelten Individuen.

Najadaceae

Najas marina ssp. *intermedia* kam 1985 nur in drei, 1998 bereits in 14 Kartierungsabschnitten vor und konnte somit ihre Bestände deutlich ausweiten. Ihre Verbreitung wurde bereits in Kapitel 4.1.1 beschrieben (siehe auch Abb. 4.10). Die Art wird sowohl in der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) als auch in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) als „stark gefährdet“ geführt.

Potamogetonaceae

Aus der Familie der Laichkräuter konnte *Groenlandia densa* – die in leicht eutrophierten Gewässerbereichen vorkommen kann, im stärker belastetem Milieu jedoch fehlt (KÖHLER et al. 1994) – 1998 erstmals am Chiemsee nachgewiesen werden. Die Art wurde in zwei Uferabschnitten – am Ostufer des Grabenstätter Winkels bis hin zur Mündung des Grabenstätter Mühlbachs (Abschnitte 24 und 25) sowie in einem Abschnitt am Mündungsdelta der Tiroler Ache (Abschnitt 31) – jeweils

in geringen bis mäßigen Individuendichten gefunden. *Groenlandia densa* wird in der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) als „stark gefährdet“, in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) als „gefährdet“ geführt.

Zu den Vertretern der Potamogetonaceae, die sowohl in der Roten Liste Deutschland als auch in der Roten Liste Bayern als „stark gefährdet“ bezeichnet werden, zählen am Chiemsee *Potamogeton filiformis*, *P. gramineus* und *P. praelongus*. Die Bestände von *P. filiformis* blieben zwischen 1985 und 1998 weitgehend gleich (Abb. 4.11), während *P. gramineus* eine enorme Ausdehnung des Vorkommens zeigte (Abb. 4.12). Die Verbreitungen dieser beiden Laichkräuter wurde bereits in Kapitel 4.1.1 vorgestellt. *P. praelongus* hingegen, der wie *P. berchtoldii* und *Ceratophyllum demersum* für sein Wachstum nur geringe Lichtintensitäten benötigt und deshalb als Schwachlichtpflanze bezeichnet wird, wurde 1998 nicht mehr im Chiemsee gefunden. 13 Jahre zuvor bildete die Art einen kleinen Bestand am Nordende des Aiterbacher Winkels, wo ein Zulauf einige Quelltrichter entwässert. Dort kam *Nuphar lutea* in hoher Individuendichte vor und sorgte mit ihren Schwimmblättern für die für *P. praelongus* notwendige Beschattung. 1998 war der Bestand der Gelben Teichrose an dieser Stelle auf wenige Exemplare zurückgegangen, was folglich zu einer entscheidenden Veränderung der Lichtverhältnisse und zum Verschwinden von *P. praelongus* geführt haben dürfte.

Lentibulariaceae

1998 wurden erstmals im Chiemsee Vertreter der Wasserschlauch-Gewächse nachgewiesen. Es handelt sich um *Utricularia australis*, *U. minor* und *U. vulgaris*. Während die Art *U. australis*, die in mäßig bis schwach nährstoffreichen Gewässern vorkommt (KRAUSCH 1996), erstaunlich ausgedehnte Bestände aufwies (Kapitel 4.1.1, Abb. 4.16), kamen *U. minor* und *U. vulgaris* nur in einem beziehungsweise zwei Kartierungsabschnitten vor. Die Art *U. minor*, die nach MELZER (1993) in Seen einen sehr geringen Nährstoffgehalt anzeigt, wurde am Ost-Ende des Südufers der Herreninsel (Abschnitt 173) in geringen Individuendichten gefunden. Die Art *U. vulgaris* hingegen – über deren Trophiepräferenzen sich die Literatur nicht einig ist – war im Mündungsbereich der Rott (Abschnitt 58) und am Südufer nahe der Autobahn im Bereich eines Einleiters (Abschnitt 52) mit lockeren Beständen vertreten. In der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) werden *Utricularia australis* und *U. vulgaris* als „gefährdet“, *U. minor* als „stark gefährdet“ betrachtet. Die Rote Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) führt *U. australis* und *U. minor* als „gefährdet“, während *U. vulgaris* als „nicht gefährdet“ eingestuft wird.

4.2 Berechnung des Makrophyten-Index

Unter den im Jahr 1998 gefundenen 55 submersen Arten, Schwimmblatt-Arten und Wasserschwebern befanden sich 38 Arten, die von SCHAUMBURG et al. (2001) in Indikatorgruppen eingeteilt wurden (Tab. 4.1). Anhand dieser indikativen Makrophyten wurde für jeden der 193 Uferabschnitte der Makrophyten-Index nach MELZER (1988) errechnet. Die Indexwerte der einzelnen Abschnitte sind im Anhang zu finden.

Da sich die Berechnungsmethode für den Makrophyten-Index geändert hat, wurden die im Bericht „Die Makrophytenvegetation des Chiemsees“ (MELZER et al. 1986) erwähnten Indexwerte im Rahmen der vorliegenden Arbeit nochmals neu berechnet. Dementsprechend weichen einige Werte deutlich von den damals angegebenen ab. Als die Autoren den genannten Bericht verfassten, war die Berechnungsmethode für den Makrophyten-Index noch jung. Der Index wurde für jede Tiefenstufe der Abschnitte einzeln berechnet, die Ergebnisse dann summiert und gemittelt. MELZER (1988) stellte jedoch fest, dass diese Methode zu stark abweichenden und unrealistischen Werten führen kann. Daher wird seitdem nicht mehr für jede Tiefenstufe ein eigener Makrophyten-Index berechnet. Vielmehr werden mit Hilfe einer Gleichung (Gl. 3.1) die Indikatorgruppenwerte und Quantitätsstufen aller Indikatorarten in allen Tiefenstufen eines Abschnitts in einem Schritt verrechnet. Dabei kann es auch sein, dass manche Indikatorarten in mehreren Tiefenstufen eines Abschnitts vorkommen und damit mehrfach in das Ergebnis eingehen.

Werden die Werte des Makrophyten-Index in Form von Boxplots dargestellt (Abb. 4.18), so ist zu sehen, dass sich die Indexwerte der Uferabschnitte aus dem Jahr 1998 in einem Bereich zwischen 2,06 und 4,50 bewegen. Dreizehn Jahre zuvor war das Minimum der Indexwerte mit 2,11 in etwa gleich, der Maximalwert lag jedoch noch bei 5,00. Mit dem Maximalwert sank auch der Median deutlich ab. Er lag 1985 noch bei 3,25 und erreichte 1998 nur noch einen Wert von 2,76.

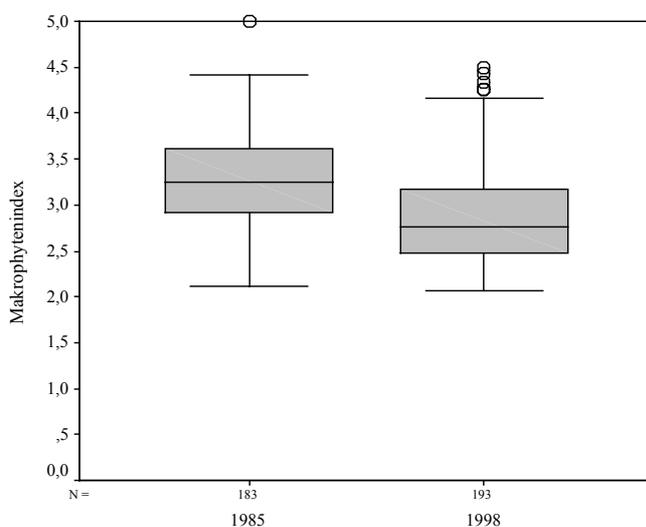


Abb. 4.18 Werte des Makrophyten-Index in den Jahren 1985 und 1998

In den Kartierungsabschnitten 32 und 34 an den Hauptmündungsarmen der Tiroler Ache, im Hafenbecken bei Felden (Abschnitt 76) sowie im Abschnitt 116, dem Zufluss aus den Quelltrichtern am Nordende des Aiterbacher Winkels, muss der Makrophyten-Index von 1998 als nicht gesichert betrachtet werden. Hier lagen die Summen der maximalen Häufigkeiten der indikativen Arten unter 64. Damit ist die Voraussetzung für gesicherte Indexwerte nach SCHAUMBURG et al. (2001) nicht

erfüllt (vgl. Kapitel 3.2). Aus den für die einzelnen Abschnitte ermittelten Indexwerten kann nach Gleichung 4.2 der Mittlere Makrophyten-Index berechnet werden, wobei die einzelnen Indexwerte entsprechend des Anteils ihres Abschnitts an der Gesamtuferlänge gewichtet werden (vgl. Kapitel 3.2). Für 1998 ergibt sich ein Mittlerer Makrophyten-Index von 2,89, wonach die Nährstoffbelastung des gesamten Litorals nach SCHAUMBURG et al. (2001) als „mäßig“, der Chiemsee somit als „mesotroph 1“ eingestuft werden muss. Im Vergleich hierzu betrug der Mittlere Makrophyten-Index im Jahr 1985 noch 3,26. Damals war die Belastung des Ufers noch „mäßig-erheblich“, der See als „mesotroph 2“ zu bezeichnen.

MELZER (1988) konnte ein Prognosemodell aufstellen, mit dem die Gesamt-Phosphorgehalte (y) eines Sees zum Zeitpunkt der Vollzirkulation vorhergesagt werden können, wenn der Mittlere Makrophyten-Index (x) vorliegt. Danach gilt:

$$y = 49,3 + 11,82 x^2 - 44,66 x \quad \text{Gl. 4.1}$$

Für das Jahr 1985 ergibt sich dabei ein Gesamt-Phosphorgehalt von 29,3 $\mu\text{g/l}$, für das Jahr 1998 ein um ein Drittel geringerer von 18,9 $\mu\text{g/l}$. Die Re-Oligotrophierung des Chiemsees wird dadurch angezeigt. Vergleicht man die prognostizierten Werte mit den in Abbildung 2.2 wiedergegebenen Messwerten, so liegen die mit Hilfe des den Makrophyten-Index errechneten etwa 5 μg über den gemessenen. Die Korrelation von MELZER (1988) wurde mit den während der Zirkulation ermittelten Phosphorgehalten erstellt, während in Abbildung 2.2 die Jahres-Durchschnittswerte wiedergegeben wurden. Neben dieser Unsicherheit ist zu berücksichtigen, dass sich die Gesamt-Phosphorgehalte des Chiemsees aufgrund der durchgeführten Sanierungsmaßnahmen in kurzer Zeit stark veränderten. Da Makrophyten den langfristigen Gewässerzustand anzeigen, sollte man bei der Interpretation des über den Makrophyten-Index berechneten Gesamt-Phosphorgehalts vorsichtig sein. Die Tendenz der allgemeinen Entwicklung des Chiemsees wird allerdings auch über den mittleren Makrophyten-Index gut angezeigt.

4.3 Zusammenfassende Uferbeschreibung

In diesem Kapitel soll das Ufer des Chiemsees hinsichtlich seiner Struktur knapp beschrieben und zusammenfassend auf seine Vegetation eingegangen werden. Wenn möglich, werden die Verhältnisse aus dem Jahr 1998 mit denen von 1985 verglichen. Die Ergebnisse der Makrophyten-Kartierung von 1985 wurden in dem Bericht „Die Makrophyten-Vegetation des Chiemsees“ von MELZER et al. (1986) dokumentiert, weshalb die Arbeit in diesem Abschnitt häufig zitiert wird.

Für die Beschreibungen wurde das Ufer in mehrere Bereiche eingeteilt. Es wurden die in den jeweiligen Bereichen liegenden Nummern der Kartierungsabschnitte von 1998 angegeben. Die genannten Klassen der Nährstoffbelastung orientieren sich an den Einstufungen nach SCHAUMBURG et al. (2001, siehe auch Kapitel 3.2).

Vom Abfluss der Alz bis zur Mündung des Krebsbachs (Abschnitte 1 bis 15)

Charakteristisch für diesen Bereich ist eine sehr breite Uferbank. Lediglich in der Umgebung der Schützinger Klippen fällt sie in etwa 4 m Tiefe steil ab. Im nördlichen Bereich bis Arlaching wird das Ufer für den Boots- und Badebetrieb stark genutzt, hier wurden immer wieder starke Verunreinigungen durch Müll und Unrat sowie Trittschäden an der Vegetation beobachtet. Das gleiche gilt für die Badestrände südlich der Schützinger Klippen. Das Sediment ist vorwiegend grob kiesig und weist eine feine organische Auflage auf. Die Karpfenwand, eine Untiefe bei Schützing, setzt sich aus mächtigen Felsplatten zusammen.

MELZER et al. (1986) teilten den Uferbereich zwischen Seebruck und Chieming in zwei Bereiche ein, da bei der Makrophyten-Kartierung von 1985 südlich der Schützinger Klippen vorwiegend eutraphente Makrophyten gefunden wurden. In den nördlichen Abschnitten bis Seebruck herrschten hingegen empfindlichere Arten vor. Die Ergebnisse der Wiederholungskartierung von 1998 zeigten jedoch, dass dieser Bereich zusammengefasst werden kann. Nach wie vor kamen zwar auch eutraphente Zeigerarten vor, jedoch hatten zwischen 1985 und 1998 vor allem die oligo- und mesotraphenten Armeleuchter-Algen ihre Vorkommen deutlich ausgeweitet und verdichtet. Dies drückt sich auch in den Indexwerten der Uferabschnitte aus (Abb. 4.19, Abb. 4.20). 1985 wies die Mehrzahl der Abschnitte eine „erhebliche“ oder „starke“ Nährstoffbelastung auf, 1998 hingegen überwog nun die Belastungsstufe „mäßig“.

Ausnahmen hiervon sind jedoch der Uferabschnitt im Bereich der Mündung des Krebsbachs sowie die Flachwasserzone der Karpfenwand. In beiden Fällen wurden überwiegend eutraphente Arten, vor allem große Vorkommen von *Zannichellia palustris*, gefunden. Der Belastungsgrad an der Mündung des Krebsbachs ist somit „sehr stark“.

Von der Mündung des Krebsbachs bis zum Beginn des Naturschutzgebiets an der Mündung der Tiroler Ache (Abschnitte 16 bis 23)

An das im Bereich der Gemeinde Chieming stark verbaute und als Bootshafen genutzte Ufer schließen sich in Richtung Süden Campingplätze mit kiesigen Badebereichen an. Nach dem Angler- und dem Yachthafen bei Unterhochstätt folgt bis zum Beginn des Naturschutzgebiets ein buchtenreicher Uferabschnitt mit starkem Gebüsch- und Röhrichtbewuchs, an den der Westwind zum Untersuchungs-Zeitpunkt große Mengen an Treibholz angespült hatte. Im gesamten Bereich war das Sediment überwiegend kiesig bis sandig mit einer feinen organischen Auflage. Vor Unterhochstätt besteht der Grund aus tiefgefurchten, flachen Steinplatten, die auf die ehemalige Tätigkeit des Chiemsee-Gletschers hinweisen.

Überwogen im Jahr 1985 bei den submersen Makrophyten noch eindeutig die euträphenten Arten, so präsentierte sich der Bereich 1998 deutlich weniger homogen. Zeiger höherer Nährstoffbelastung waren zwar überall vertreten, jedoch kamen in einigen Abschnitten auch oligo- und mesoträphente Taxa in großen Individuendichten vor. Dies drückt sich auch in unterschiedlichen Werten des Makrophyten-Index aus, die vor allem in den beiden Hafenanlagen bei Unterhochstätt (Abschnitte 20 und 21) mit 4,26 und 3,83 sehr hoch waren (Abb. 4.20).

Naturschutzgebiet an der Mündung der Tiroler Ache (Abschnitte 24 bis 40)

Im Osten des Naturschutzgebiets befindet sich der Grabenstätter Winkel mit der Hirschauer Bucht, die bereits im Einflussbereich des Mündungsdeltas der Tiroler Ache liegt und das äußerste südöstliche Ende des Sees bildet. Jährlich treibt der Westwind rund 30 000 m³ des Feinmaterials, das von der Tiroler Ache in den See eingetragen wird, in die Hirschauer Bucht. Diese ist dadurch sehr seicht geworden und neigt deutlich zu biogener Verlandung (HAMM et al. 1987). Nach neuesten Erkenntnissen ist an dieser Verlandung der Hirschauer Bucht auch die Feststoff-Fracht des Rothgrabens maßgeblich beteiligt. Die Tiefe dieser Bucht beträgt an den meisten Stellen nur ein bis zwei Meter. Das Sediment besteht hier fast ausschließlich aus feinem, organischem Material, welches an vielen Stellen von zu Boden gesunkenem Treibholz bedeckt wird. In der Bucht herrschten, wie bereits 1985, euträphente Makrophyten vor, vor allem im Einflussbereich des Grabenstätter Mühlbachs und der Runst. An der Mündung des Rothgrabens hingegen sowie im nördlichen Bereich des Grabenstätter Winkels wurden auch mesoträphente Arten in höheren Individuendichten gefunden.

In Richtung des Mündungsdeltas der Tiroler Ache schließt sich an den Grabenstätter Winkel ein Uferbereich an, der immer wieder durch Altarme der Tiroler Ache unterbrochen wird. Hier wechselt der Untergrund von einer dicken Schlammlage zu sandigem Sediment, während der Uferbewuchs immer spärlicher wird. Die Sandflächen zwischen den Hauptmündungsarmen dienen zahlreichen Wasservögeln als Brutgebiet. Auch die submerse Flora nimmt in Richtung der Mündung immer mehr ab. An der Ostflanke des Deltas treten neben Nährstoffzeigern auch immer wieder mesoträphente Characeen auf. An der Spitze des Mündungsdeltas, wo das zufließende Wasser

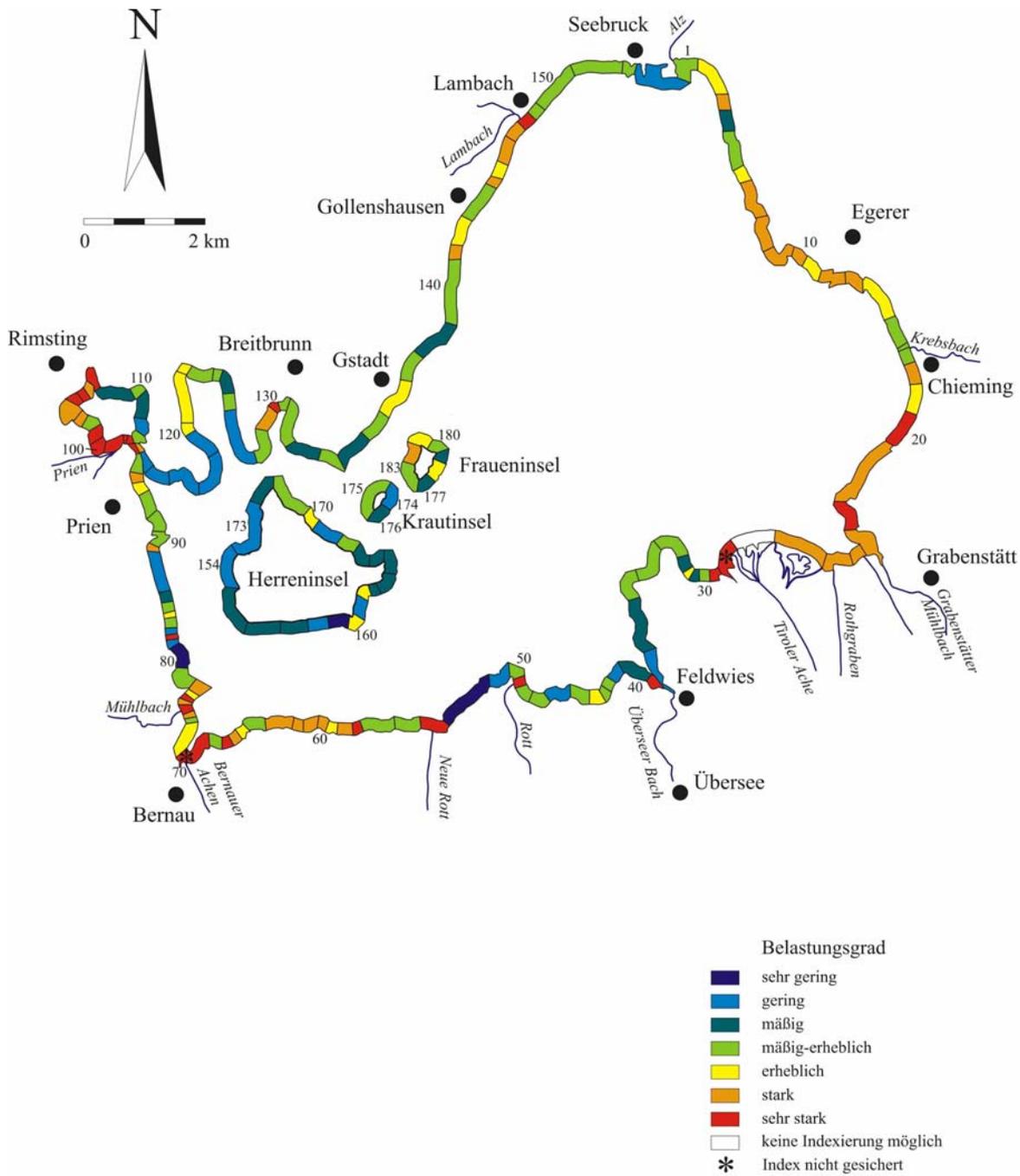


Abb. 4.19 Chiemsee 1985: Nährstoffbelastung nach dem Makrophyten-Index

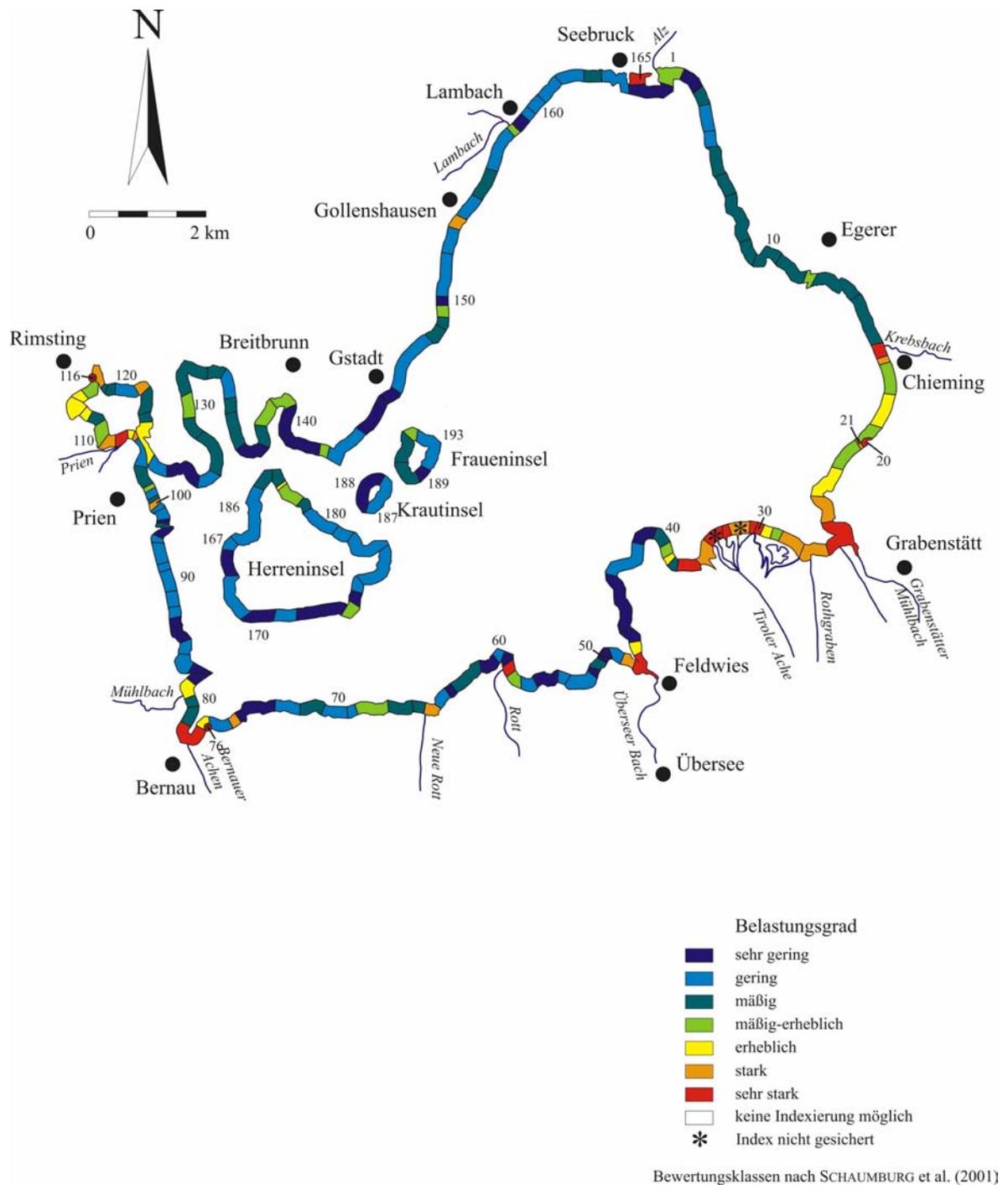


Abb. 4.20 Chiemsee 1998: Nährstoffbelastung nach dem Makrophyten-Index

stellenweise über eine steil abfallende Abbruchkante stürzt, ist nur noch spärlicher, stellenweise gar kein Makrophyten-Bewuchs mehr zu finden.

Westlich der Mündung der Tiroler Ache nimmt der Uferbewuchs und die Schlammauflage auf dem Sediment wieder deutlich zu. In Richtung des ehemaligen Mündungsdeltas befindet sich der einzige Abschnitt im Naturschutzgebiet, in dem das Ufer genutzt wird. Im Bereich der Einrichtungen für die Transalpine Pipeline befinden sich Bootsstege und angepflanzte Ufervegetation. Auch die submerse Vegetation nimmt westlich des Mündungsdeltas wieder deutlich zu. Zunächst überwiegen hier eu- und mesotraphente Arten, zum Ende des Naturschutzgebiets hin weisen jedoch auch die Characeen wieder bedeutende Vorkommen auf, was auf verhältnismäßig gute Wasserqualität hindeutet.

Im gesamten Bereich des Naturschutzgebiets hat sich die submerse Vegetation zwischen 1985 und 1998 nicht wesentlich verändert. Einige vorwiegend meso- und eutraphente Arten haben ihre Verbreitung geringfügig ausgedehnt. Der Anteil der Abschnitte mit einem hohen Makrophyten-Index hat seit 1985 etwas zugenommen (Abb. 4.19, Abb. 4.20). Ob dies jedoch auf eine hohe Nährstoff-Fracht der Zuflüsse oder auf andere Gründe zurückzuführen ist, wird in Kapitel 5.2 diskutiert.

Vom ehemaligen Delta der Tiroler Ache bis zur Mündung der Rott (Abschnitte 41 bis 58)

Ab dem Ende des Naturschutzgebiets nimmt die Nutzung des Ufers rapide zu. Am Nord- und Westufer des ehemaligen Deltas der Tiroler Ache sind zahlreiche Badestrände zu finden, womit die Menge an Müll und Unrat sowie die Trittschäden an der submersen Vegetation wieder größer werden. Das Sediment ist hier von Kies und Sand bedeckt und wechselt in der Mündung des Überseer Bachs, die als Schiff- und Segelboothafen genutzt wird, zu einer dicken organischen Auflage. Westlich der Überseer Bucht schließen sich die Badebereiche einiger Campingplätze an, die durch kleine Röhrichbestände voneinander getrennt sind. Ein Uferabschnitt, an dem die Autobahn entlang führt, ist mit Felsblöcken künstlich verbaut. Im gesamten Bereich fallen Müll und Unrat auf der Uferbank sowie extreme Trittschäden an der Vegetation auf, die erst westlich der Autobahn bis hin zur Mündung der Rott wieder weniger werden. Das Sediment ist kiesig bis sandig mit einer feinen organischen Auflage.

Wie bereits 1985 dominierten im Bereich des ehemaligen Mündungsdeltas Characeen die submerse Flora, 1998 traf dies auch auf das Ufer zwischen Überseer Bucht und Mündung der Rott zu. Im gesamten Gebiet konnten die mesotraphenten Characeen-Arten ihre Vorkommen ausweiten und verdichten. Ausnahmen stellten hier die Abschnitte im Bereiche der Überseer Bucht und an der Mündung der Rott dar. Hier dominierten bereits 1985 eutraphente Gesellschaften. Im Mündungsbereich des Überseer Bachs (Abschnitt 46), der nur eine Gewässertiefe bis zu 2 m aufweist, war ein äußerst artenarmer Makrophyten-Bestand zu finden, in dem *Hippuris vulgaris* vorherrschte. Dies weist auf die Nährstoffbelastung des Zuflusses hin. Im Gegensatz zu 1985 spiegelte sich der Einfluss des Überseer Bachs jedoch nicht mehr nur an der Westseite, sondern im gesamten Bereich

der Bucht wieder. An der Mündung der Rott (Abschnitt 58) dominierten *Nuphar lutea* sowie die eutraphente Art *Sagittaria sagittifolia*, was ebenfalls auf die erhöhte Trophie des Zuflusses hinweist.

Die Nährstoffsituation im Bereich des ehemaligen Mündungsdeltas verbesserte sich zwischen 1985 und 1998 von „mäßig-erheblich“ und „erheblich“ auf „gering“ und „sehr gering“. Vor allem der Uferabschnitt zwischen Überseer Bucht und Mündung der Rott, der 1985 noch Nährstoffbelastungen zwischen „gering“ und „stark“ aufwies (Abb. 4.19), zeigte sich 1998 homogener (Abb. 4.20). Mit Ausnahme der Mündungsbereiche lag der Belastungsgrad der Abschnitte 1998 zwischen „sehr gering“ und „mäßig“.

Vom Rottzipfel bis Felden (Abschnitte 59 bis 73)

Zwischen Rott und Neuer Rott befindet sich ein Uferbereich, der extrem wellenexponiert ist und überwiegend feinsandiges Sediment aufweist. Es sind hier immer wieder abgestorbene Röhricht-Rhizome zu finden, stellenweise auch angespültes Totholz. Westlich der Rott wurde das Ufer für den Bau der Autobahn an vielen Stellen begradigt und mit Mauern abgestützt. Hier münden immer wieder Entwässerungsgräben aus den Chiemsee-Mösern und Abflüsse aus dem Förchensee. Vor allem im Bereich der Autobahnparkplätze waren starke Trittschäden an der submersen Vegetation zu beobachten, außerdem größere Mengen an Müll und Abfall. Wie bereits 1985 waren auch 1998 im gesamten Bereich Blaualgen und fädige Grünalgen in hohen Dichten zu finden, die dicke Watten bildeten und die Wasserpflanzen überwucherten.

Nährstoffempfindliche Armleuchter-Algen, vor allem *Chara aspera*, dominierten 1998 wie bereits 1985 den Uferabschnitt am Rottzipfel und westlich davon. Im Mündungsbereich der Neuen Rott, wo das zufließende Wasser eine starke Trübung des Seewassers verursacht, weist eine artenreiche, vorwiegend aus meso- und eutraphente Arten bestehende Makrophyten-Gesellschaft auf eine Nährstoffbelastung hin. Dominierend war hier die Gelbe Teichrose. Wie MELZER et al. (1986) beschreiben, kam 1985 im weiteren Litoralbereich in Richtung Felden zunächst vor allem Characeen, ab der Einmündung des Neumühler Bachs jedoch eutraphente Makrophyten mit *Zannichellia palustris* als häufigster Art vor. 1998 hatte sich hier die Nährstoffsituation offensichtlich verbessert (Abb. 4.19, Abb. 4.20), da in diesem Gebiet hauptsächlich oligo- und mesotraphente Armleuchter-Algen vertreten waren.

Irschener Winkel (Abschnitte 74 bis 81)

In der Umgebung von Felden wird das Ufer als Badestrand und für den Bootsbetrieb stark genutzt, hier sind zahlreiche Campingplätze zu finden. Das gleich gilt für die Uferabschnitte nördlich der Bucht. In diesen Bereichen waren starke Trittschäden an der submersen Vegetation vorhanden. Die Südspitze des Irschener Winkels, in die die Bernauer Achen und der Kleebach münden, weist eine starke Verlandungstendenz auf. Im gesamten Uferbereich sind Verunreinigungen durch Müll und Unrat zu finden. Das Sediment besteht meist aus Kalkschlamm mit einer dicken organischen Auflage.

Am Beginn des Irschener Winkels, im Bereich eines Hafenbeckens bei Bernau, zeigt eine meso- bis eutraphente Pflanzengesellschaft hohe Nährstoffbelastungen an. In Richtung Westen dominieren dann auf einem kürzeren Abschnitt wieder oligo- und mesotraphente Characeen, bevor in der flachen Südspitze des Irschener Winkels (Abschnitt 78) die Dichte an submersen Makrophyten deutlich abnimmt und nur noch wenige Nährstoffzeiger, vor allem *Hippuris vulgaris*, vorkommen. Zwischen 1985 und 1998 hat sich die Situation offensichtlich kaum geändert. Auch die Tatsache, dass sich das einströmende, nährstoffreiche Wasser hauptsächlich am Ostufer bei der submersen Vegetation bemerkbar macht, hatten MELZER et al. (1986) bereits beschrieben. Dies wurde auch 1998 festgestellt. Am Westufer der Bucht wurden sowohl 1985 als auch 1998 empfindliche Characeen gefunden, was darauf schließen lässt, dass dieser Bereich nicht von den Zuflüssen beeinflusst wird. Im Mündungsbereich des Mühlbachs, nördlich des Irschener Winkels, sind dann wieder überwiegend meso- und eutraphente Makrophyten zu finden.

Das gesamte Gebiet des Irschener Winkels stellt hinsichtlich der Nährstoffbelastung einen wenig homogenen Litoralbereich dar. Es kommt hier beinahe das gesamte Spektrum der Belastungsklassen nach SCHAUMBURG et al. (2001) vor (Abb. 4.20). Vor allem in der Nähe der Zuflüsse zeigt die submersen Flora, wie bereits 1985, hohe Nährstoff-Konzentrationen an. Insgesamt hat sich die Nährstoffsituation zwischen 1985 und 1998 jedoch etwas verbessert.

Vom Irschener Winkel bis zum Rinngang (Abschnitte 82 bis 105)

Der Uferbereich nördlich des Irschener Winkels bis zum Eingang in den Aiterbacher Winkel (Rinngang) ist fast ausnahmslos stark genutzt. Hier befinden sich zahlreiche Freizeiteinrichtungen wie Badestrände, Bootsanlegestellen und Campingplätze. Oftmals ist die Uferbank, die nach einem Flachwasser-Bereich in einer Tiefe von etwa 2 m eine deutliche Abbruchkante aufweist, künstlich verändert. Das Sediment besteht meist aus Kalkschlamm, im Bereich der Landvorsprünge aus grobem Kies. Häufig waren die Wasserpflanzen mit einer deutlichen bis dichten Schicht von Grünalgen bewachsen.

Bei der Kartierung im Jahr 1985 wurde in diesen Uferabschnitten eine sehr unterschiedliche submersen Vegetation gefunden, die MELZER et al. (1986) als ein mosaikartiges Abwechseln von oligo- beziehungsweise eutraphenten Gesellschaften charakterisierten. 1998 zeigte dieser Bereich ein wesentlich homogeneres Bild, in dem durchwegs oligo- und mesotraphente Makrophyten nebeneinander vorkamen. In fast allen Kartierungsabschnitten dominierten entweder die empfindliche *Chara aspera* oder die etwas nährstofftolanteren Arten *Nitellopsis obtusa* und *Nitella opaca*. Anhand der submersen Flora konnten für das gesamte Gebiet Nährstoffbelastungen zwischen „sehr gering“ und „mäßig“ ermittelt werden (Abb. 4.20). Eine Ausnahme macht hier Abschnitt 100 im Norden von Prien, in den ein Einleiter mündet, der offensichtlich eine Nährstoffquelle darstellt. Hier überwiegt eine meso- bis eutraphente submersen Vegetation, die die Belastungsstufe „stark“ anzeigt.

Aiterbacher Winkel (Abschnitte 106 bis 124)

Der Aiterbacher Winkel ist ein vom restlichen See fast abgetrennter Bereich, der nur durch den knapp 200 m breiten und 6 m tiefen Rinngang mit dem Inselfee verbunden ist. Er ist im Gegensatz zu den südlich von ihm gelegenen Uferabschnitten wenig genutzt, nur am West- und Nordufer befinden sich einige Badebereiche und Bootsstege. Im gesamten Gebiet besteht das Sediment aus Kalkschlamm, der eine Auflage aus feinem organischem Material trägt. Am Nordende des Aiterbacher Winkels befindet sich ein Zufluss, der einige Grundwasserquellen entwässert. Vor allem am Nord- und Ostufer der Bucht fielen größere Mengen an Treibholz auf, die sich im Litoral angesammelt hatten. In den nördlichen Uferabschnitten war ein teils extrem dichter Aufwuchs an Grünalgen auf den Wasserpflanzen zu finden.

Bei der Makrophyten-Kartierung von 1985 wurde im Aiterbacher Winkel eine klare Dominanz eutraperter Arten festgestellt. MELZER et al. (1986) bezeichnen die Artzusammensetzung in diesem Seeabschnitt als auffällig unterschiedlich vom restlichen See. Die Kartierungsergebnisse von 1998 bestätigen diese Beobachtungen jedoch nur zum Teil. Hauptsächlich in den Abschnitten, die von der Mündung der Prien beeinflusst werden, wurde auch 1998 eine Dominanz von nährstoffliebenden Makrophyten gefunden. Dasselbe gilt für den Uferbereich im Westen der Bucht bei Schafwaschen (Abschnitte 113 und 114), das Ufer im äußersten Norden (Abschnitt 117) und ein Litoralstück im Nordosten (Abschnitt 121). In den meisten restlichen Bereichen dominierte die empfindliche Armleuchter-Alge *Chara aspera* die Makrophyten-Bestände und zeigte somit geringe beziehungsweise mäßige Nährstoffbelastung an.

Einige Ufergebiete des Aiterbacher Winkels nahmen 1998 jedoch eine Sonderstellung ein. Es handelt sich dabei um Bereiche, die von Grundwasserzutritten beeinflusst sind. So wies der Quellarm im Norden der Bucht (Abschnitt 116), der einige Grundwasseraustritte entwässert, einen äußerst spärlichen Makrophyten-Bewuchs auf. Hier wurden lediglich vier submerse Arten gefunden. Am Ostufer des Eingangs zum Aiterbacher Winkel (Abschnitt 124) dominierten gleichzeitig oligotraphente Armleuchter-Algen und eutraperente Laichkräuter die Pflanzenbestände. Eine solche Artenkombination erscheint sehr widersprüchlich, kann aber eventuell mit einigen Grundwasserzutritten erklärt werden, die in diesem Abschnitt zu finden sind. Da in ihren Einflussbereichen andere hydrologische Situationen herrschen, können sie möglicherweise Standorte ganz anderer Taxa sein, als in ihrer unmittelbaren Umgebung.

Zusammenfassend muss der Aiterbacher Winkel in seinem Zustand von 1998 als äußerst heterogener Bereich bezeichnet werden. Jedoch hat sich seine Nährstoffsituation seit 1985 etwas verbessert (Abb. 4.19, Abb. 4.20).

Holzener Bucht, Kailbacher Bucht und Mühlner Winkel (Abschnitte 125 bis 142)

Die Holzener Bucht im Süden der Sassauer Landzunge stellt den Übergang vom Aiterbacher Winkel zur Kailbacher Bucht dar. Sie weist eine breite, nur allmählich abfallende Uferbank auf, die durch grob kiesige Bereiche charakterisiert ist. Am Ost- und Westufer der Kailbacher Bucht fällt das Ufer hingegen extrem steil in die Tiefe ab. Lediglich im Norden ist die Flachwasserzone etwas ausgeprägter. Auch im Mühlner Winkel ist die Uferbank sehr schmal, während sich südlich der Landzunge von Urfahrn ein Flachwasser-Bereich bis zur nahen Herreninsel zieht. Die Sedimente bestehen an den Ostufern der beiden Buchten aus Kalkschlamm, an den Westufern überwiegend aus grobem Kies. Überall ist eine Auflage von organischem Material zu finden. In der Kailbacher Bucht werden vor allem die östlichen Uferabschnitte als Bade- und Bootsanlage-Bereiche genutzt, hier war eine stärkere Trittschädigung der submersen Vegetation festzustellen. Das gleiche gilt für einen großen Teil des Mühlner Winkels, dessen Ufer zum Teil künstlich verbaut ist. An den Westufern der beiden Buchten waren teils ausgedehnte Felder abgestorbener Röhricht-Rhizome zu finden.

MELZER et al. (1986) stellten auf der Basis der Makrophyten-Kartierung von 1985 fest, dass sich die Kailbacher Bucht und der Mühlner Winkel nicht nur in der Morphologie, sondern auch in der Artenzusammensetzung ähneln. Dies war 1998 ähnlich: Während im Bereich der Holzener Bucht noch ganz klar nährstoffempfindliche Characeen dominierten, wechselten sich in der Kailbacher Bucht und im Mühlner Winkel in den einzelnen Abschnitten Armleuchter-Algen mit eutraphenten Makrophyten in der Dominanz ab. Dieser Wechsel war 1998 jedoch nicht so extrem wie noch 1985. Meist waren sowohl Nährstoffzeiger als auch empfindliche Arten vorhanden, lediglich der Schwerpunkt verschob sich. Deshalb traten die beiden Buchten hinsichtlich der Nährstoffsituation 1998 deutlich homogener auf als noch 1985 (Abb. 4.19, Abb. 4.20).

Vom Gänszipfel bis Seebruck (Abschnitte 143 bis 166)

Am Gänszipfel reduziert ein extremer Böschungswinkel die Flachwasser-Bereiche auf wenige Meter. In Richtung Norden schließt sich ein langer Uferabschnitt an, der immer wieder durch Badesbuchtungen und – vor allem im Bereich der Ortschaften und Siedlungen – durch zahlreiche Bootsanlegestellen charakterisiert ist. Hier fallen immer wieder Trittschäden an der submersen Vegetation sowie Unrat auf dem Grund auf. Vor allem in den Mündungsbereichen des Mitterndorfer Bachs und des Lambachs war auf den Wasserpflanzen ein dicker Überzug an Grünalgen zu beobachten. In etwas geringerem Umfang traf dies auch auf das Ufer vor dem Lambacher Campingplatz zu. Das Sediment besteht in diesem langen Uferbereich abwechselnd aus Kalkschlamm und Grobkies, meist ist eine Auflage aus feinem organischen Material zu finden.

Die Vegetationsverhältnisse im Jahr 1985 deuteten für den Bereich zwischen Gänszipfel und Seebruck hinsichtlich der Nährstoffsituation auf ein äußerst heterogenes Gebiet hin. MELZER et al. (1986) teilten den Uferabschnitt in eine etwas nährstoffreichere Zone von Seebruck bis Mitterndorf und einen Bereich im Süden mit geringerer Belastung ein. 1998 stellte sich die Situation gänzlich anders dar, eine Zweiteilung des langen Litoral-Abschnittes konnte nicht beobachtet

werden. Vielmehr zeigte sich das Ufer in dem Gebiet sehr homogen, bis auf wenige Ausnahmen dominierten überall eine oder mehrere Arten der oligo- beziehungsweise mesotraphenten Armleuchter-Algen *Chara aspera*, *C. delicatula*, *C. fragilis*, *Nitella opaca* und *Nitellopsis obtusa*. Im Mündungsbereich des Lambachs (Abschnitt 157) wurde die submerse Flora von Massenvorkommen von *Zannichellia palustris* beherrscht, was auf den Nährstoffgehalt des zufließenden Wassers hinweist. Im Hafengebiet von Seebruck (Abschnitt 165), wo auch starker Grünalgenbewuchs zu finden war, dominierten die eutraphenten Arten *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus circinatus* und *Zannichellia palustris*. In der Ufervegetation im Bereich südlich von Gollenshausen (Abschnitt 153) herrschte das eutraphente Laichkraut *Potamogeton pectinatus* vor.

Mit Ausnahme dieses Abschnitts, des Mündungsbereichs des Lambachs und des Hafenbeckens zeigte der Uferbereich zwischen Gänzzipfel und Seebruck 1998, im Gegensatz zu 1985, eine relativ einheitliche, eher niedrige Nährstoffbelastung.

Herreninsel (Abschnitte 167 bis 186)

Das Ufer der Herreninsel, die in den Sommermonaten ein bevorzugtes Touristenziel darstellt, besitzt stellenweise ausgedehnte Flachwasser-Bereiche. Im Süden zeigt die Uferbank erst nach mehreren hundert Metern eine Abbruchkante. Die ausgeprägtesten flachen Abschnitte weist das Ufer jedoch im Osten auf. Die Uferbank zieht sich hier bis zur Krautinsel hin. Gleiches gilt für den Nordzipfel, von wo sich flaches Ufer bis zur Landzunge von Urfahrn ausdehnt. Mäßige bis stärkere Trittschäden weisen vor allem am Südufer auf die Nutzung als Badestrand hin. Am nordöstlichen Ufer befinden sich mehrere Bootsanlegestellen. Das Sediment besteht überwiegend aus Kalkschlamm oder Sand, in einigen Uferabschnitten im Süden sind grober Kies und vereinzelt große Steine und Blöcke zu finden. Beinahe die gesamte submerse Vegetation der Insel zeigt einen geringen, stellenweise aber auch einen starken Aufwuchs an fädigen Grünalgen.

Die Vegetation wurde 1998, wie bereits 1985, von Zeigerpflanzen für geringe Nährstoffbelastung beherrscht. Meist dominierte die oligotraphente Art *Chara aspera*. In einigen Uferabschnitten herrschten jedoch auch meso- und eutraphente Makrophyten vor, in erster Linie *Potamogeton pectinatus*. Dies war am Nordzipfel der Insel der Fall (Abschnitte 182 und 183), wo in der Nähe einer Siedlung einige Einleiter münden, außerdem in einem Bereich im Südosten (Abschnitt 174).

Krautinsel und Fraueninsel (Abschnitte 187 bis 193)

Die beiden im Vergleich zur Herreninsel kleinen Inseln unterscheiden sich sowohl von der Struktur und der Nutzung als auch hinsichtlich der Ufervegetation stark. Während die Krautinsel natürliches Ufer aufweist, ist das Ufer der Fraueninsel fast in allen Bereichen künstlich verbaut. Im Süden der Krautinsel ziehen sich die Flachwasser-Bereiche bis zur Herreninsel hin, die restliche Uferbank ist nicht sonderlich breit. Die Fraueninsel wird nur von einer schmalen Uferbank umgeben, die rasch in die Tiefe abfällt und fast auf ihrer gesamten Länge die Spuren der Ufernutzung in Form von Müll und Unrat zeigt. Das Sediment ist an beiden Inseln überwiegend kiesig.

Wie bereits 1985 überwogen auch 1998 nährstoffempfindliche *Chara*-Arten die submerse Vegetation an der Krautinsel. Die Nährstoffbelastung war hier 1998 etwas geringer als 1985. In den Uferbereichen der Fraueninsel hatte sich die Vegetation zwischen 1985 und 1998 offensichtlich stark geändert. Laut MELZER et al. (1986) herrschten in beinahe allen Abschnitten eutraphente Arten vor, lediglich die unbefestigten Bereiche am Ostufer nehmen sie davon aus. Bei der Makrophyten-Kartierung 1998 wurde hingegen fast überall eine Dominanz der Armleuchter-Algen *Chara aspera* und *Nitellopsis obtusa* gefunden, was auf eine geringe bis mäßige Nährstoffbelastung hinweist. Lediglich an der Nordspitze in Abschnitt 192 beherrschte neben den Characeen auch das eutraphente Laichkraut *Potamogeton pectinatus* die Unterwasservegetation. Somit hatte sich die trophische Situation im Litoral der Fraueninsel seit 1985 offensichtlich deutlich verbessert (Abb. 4.19, Abb. 4.20).

5 Diskussion

5.1 Veränderung der Artenzusammensetzung

MELZER et al. (1986) bezeichnen die Flora des Chiemsees als artenreichste aller bis dato untersuchten bayerischen Seen. Bei der Makrophyten-Kartierung im Jahr 1985 fanden sie 46 verschiedene Taxa submerser Pflanzen, Schwimmblatt-Pflanzen und Wasserschweber (Tab. 5.1).

Für die Artenvielfalt machen die Autoren die vielfältigen Standorte verantwortlich, die der Chiemsee seiner Vegetation bietet. Sie nennen einige sehr variable Standortfaktoren, an deren erster Stelle die stark wechselnde Wasserqualität im Uferbereich steht. Sowohl nährstoffliebende als auch nährstoff-

Tab. 5.1 Kombinierte Taxaliste der Makrophyten-Kartierungen von 1985 und 1998

Submerse Vegetation					
Taxon	1985	1998	Taxon	1985	1998
<i>Callitriche cophocarpa</i>	X	X	<i>Nitella opaca</i>	X	X
<i>Ceratophyllum demersum</i>	X	X	<i>Nitella syncarpa</i>	X	X
<i>Chara aspera</i>	X	X	<i>Nitellopsis obtusa</i>	X	X
<i>Chara aspera</i> var. <i>curta</i>	X	X	<i>Potamogeton alpinus</i>	X	X
<i>Chara aspera</i> var. <i>subinermis</i>	X	X	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	X	X
<i>Chara contraria</i>	X	X	<i>Potamogeton crispus</i>	X	X
<i>Chara contraria</i> var. <i>hispidula</i>	X	X	<i>Potamogeton filiformis</i>	X	X
<i>Chara delicatula</i>	X	X	<i>Potamogeton gramineus</i>	X	X
<i>Chara denudata</i>		X	<i>Potamogeton lucens</i>	X	X
<i>Chara fragilis</i>	X	X	<i>Potamogeton mucronatus</i>	X	X
<i>Chara rudis</i>		X	<i>Potamogeton natans</i>		X
<i>Chara tomentosa</i>	X	X	<i>Potamogeton x nitens</i>	X	X
<i>Chara vulgaris</i>	X	X	<i>Potamogeton pectinatus</i>	X	X
<i>Elodea canadensis</i>	X	X	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	X	X
<i>Elodea nuttallii</i>	X	X	<i>Potamogeton praelongus</i>	X	
<i>Fontinalis antipyretica</i>	X	X	<i>Potamogeton pusillus</i>	X	X
<i>Groenlandia densa</i>		X	<i>Ranunculus circinatus</i>	X	X
<i>Hippuris vulgaris</i>	X	X	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	X	X
<i>Myriophyllum spicatum</i>	X	X	<i>Sagittaria latifolia</i>	X	
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	X	X	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	X	X
<i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i>	X	X	<i>Sagittaria sagittifolia</i> var. <i>vallisneriifolia</i>	X	X
<i>Najas minor</i>		X	<i>Tolypella glomerata</i>	X	X
<i>Nitella mucronata</i>	X	X	<i>Zannichellia palustris</i>	X	X

Schwimmblatt-Arten und Wasserschweber					
Taxon	1985	1998	Taxon	1985	1998
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>		X	<i>Riccia fluitans</i>		X
<i>Lemna minor</i>	X	X	<i>Spirodela polyrhiza</i>	X	X
<i>Lemna trisulca</i>	X	X	<i>Utricularia australis</i>		X
<i>Nuphar lutea</i>	X	X	<i>Utricularia minor</i>		X
<i>Nymphaea alba</i>	X	X	<i>Utricularia vulgaris</i>		X
<i>Nymphaea x hybrid</i>		X			

meidende Makrophyten finden hier geeignete Standorte. Weitere Faktoren seien die stark wechselnde Sedimentbeschaffenheit sowie der lokal begrenzte Zutritt von Grund- und Sickerwasser.

Die Vermutung von MELZER et al. (1986), dass der Chiemsee seiner Vegetation mannigfaltige Bereiche mit unterschiedlichen Standortfaktoren bietet, scheinen die neu gefundenen Arten zu bestätigen. Unter ihnen befinden sich sowohl oligotraphente Arten – zum Beispiel *Riccia fluitans* und *Utricularia minor* –, mesotraphente Arten – beispielsweise *Groenlandia densa* und *Potamogeton natans* – als auch Arten, die nährstoffreiche Gewässer bevorzugen – zum Beispiel *Najas minor* und *Hydrocharis morsus-ranae*. Jedoch kommen die meisten neu gefundenen Arten nur in einzelnen Kartierungsabschnitten und zumeist in nur geringen Individuendichten vor. *Utricularia australis* hingegen konnte sich auf Anhieb in 22 % aller Uferabschnitte etablieren, teils sogar in mittleren Dichten (vgl. Kapitel 4.1.1, 4.1.2, Abb. 4.16). *Chara denudata* wurde 1985 noch nicht, 1998 bereits in immerhin 10 % der Kartierungsabschnitte gefunden. Allerdings sind sowohl ihr Artstatus als auch ihre trophischen Präferenzen zweifelhaft (SCHNEIDER, mdl. Mitteilung).

Das Laichkraut *Potamogeton praelongus* und das Pfeilkraut *Sagittaria latifolia*, die Gewässer mit höheren Nährstoffgehalten bevorzugen, waren 1998 nicht mehr im Chiemsee vertreten. Sie kamen allerdings 1985 jeweils nur in einem einzigen Kartierungsabschnitt in geringen Individuendichten vor. Somit kann ihr Fehlen nicht mit generellen Veränderungen – beispielsweise der Veränderung der trophischen Situation – begründet werden, sondern ist eventuell auf zufällige, einzelne Ereignisse zurückzuführen. Zum Beispiel könnte *Potamogeton praelongus* deshalb nicht mehr an der Nordspitze des Aiterbacher Winkels (Abschnitt 116) vorkommen, weil dort der dichte Teichrosen-Bewuchs möglicherweise entfernt wurde. *Nuphar lutea* war im besagten Uferbereich 1998 – im Gegensatz zu 1985 – nur noch in geringen Individuendichten vertreten, womit *Potamogeton praelongus* die Beschattung fehlt und die Art nicht mehr gedieh (vgl. Kapitel 4.1.2). Jedoch sind durchaus auch andere Gründe für das Verschwinden der Laichkraut-Art denkbar. Leider ist es sehr schwer nachzuvollziehen, wodurch *Potamogeton praelongus* letztendlich verdrängt wurde.

Wie die beiden vorigen Absätze zeigen, können über die 1998 neu beziehungsweise nicht mehr gefundenen Arten keine Aussagen über Veränderungen der Nährstoffsituation des Litorals getroffen werden. Hingegen kann die Veränderung der quantitativen Verbreitung der submersen Arten durchaus Hinweise auf die Änderung der trophischen Situation geben. Dies wird beim Vergleich der Verbreitungen derjenigen Indikatorarten deutlich, deren Vorkommen zwischen 1985 und 1998 besonders auffällig zu- beziehungsweise abnahmen (Abb. 5.1).

Mit *Elodea canadensis* und *E. nutallii* kamen 1998 im Chiemsee zwar auch zwei Arten, die MELZER (1988) als Nährstoffzeiger einordnet, mit einer deutlich höheren Verbreitung vor als noch 1985 (Abb. 5.1) – die Mehrzahl der Arten jedoch, die 1998 in auffällig mehr Abschnitten vorkamen als 1985, sind jedoch als oligo- oder mesotraphent einzustufen. Vor allem die Vertreter der Armleuchter-Algen – welche MELZER et al. (1986) als besonders sensitiv gegenüber Nährstoffen und damit als besonders wertvolle Indikatoren für nährstoffarme Bereiche bezeichnen – stellen fast die Hälfte der Arten dar. Dies zeigt, dass oligo- und mesotraphente Arten – im Gegensatz

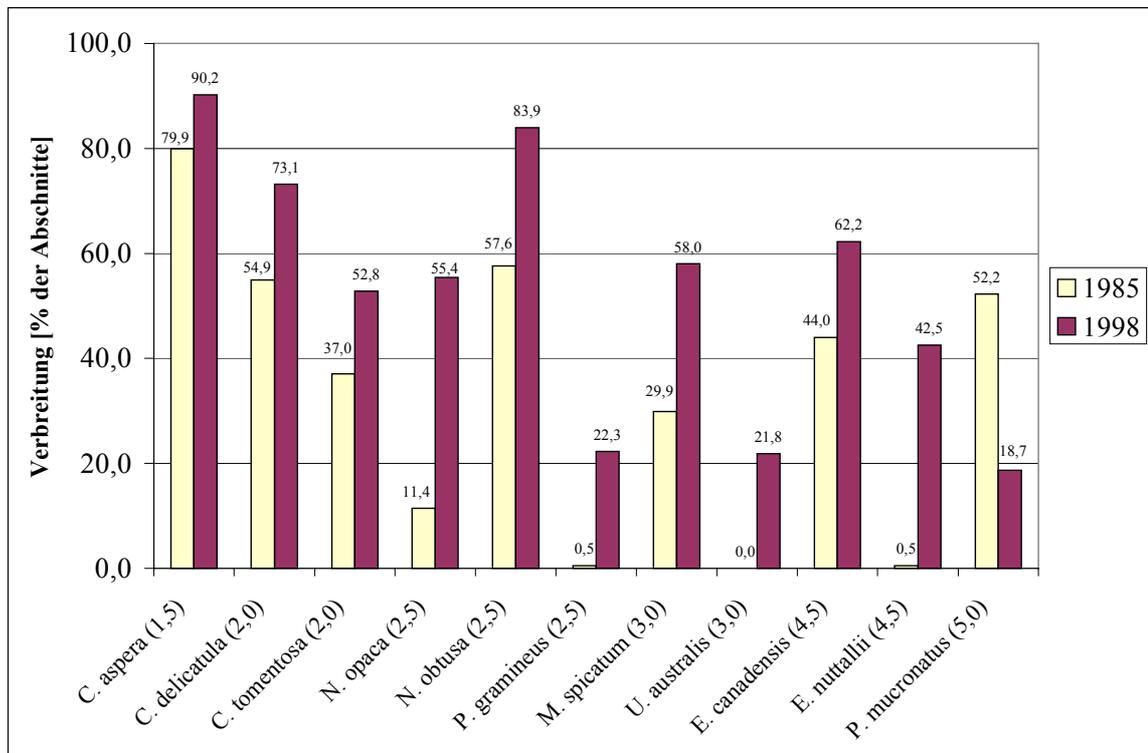


Abb. 5.1 Indikatorarten mit einer auffälligen Veränderung ihrer Verbreitung zwischen 1985 und 1998; in den Klammern ist der jeweilige Indikatorgruppenwert angegeben

zu eutraphenten – zwischen 1985 und 1998 ihre Verbreitung besonders stark ausdehnen konnten. Dies bestätigt die Nährstoffentlastung des Sees.

Auch die Veränderung der Pflanzenmenge (Definition siehe Kapitel 3.1) der indikativen Arten, die Auskunft über Abundanzen und Deckungsgrade der submersen Vegetation gibt, lässt Rückschlüsse auf die Veränderung der trophischen Situation zu. So hat der Anteil der indikativen Arten an der Pflanzenmenge in den oligo- bis mesotrophen Indikatorgruppen (1,5 bis 3,0) zugenommen oder ist zumindest gleich geblieben (Abb. 5.2). In den meso- bis eutrophen Indikatorgruppen (3,5 bis 5,0) hat der Anteil hingegen bis auf eine Ausnahme abgenommen. Dies deutet auf eine verbesserte trophische Situation hin.

Ein Sonderfall ist dabei die Indikatorgruppe 4,5, für die der Anteil an der Pflanzenmenge deutlich zugenommen hat. Hier wirkt sich offenbar die starke Zunahme der Verbreitung der Arten *Elodea canadensis* und *E. nuttallii* aus (Abb. 5.1).

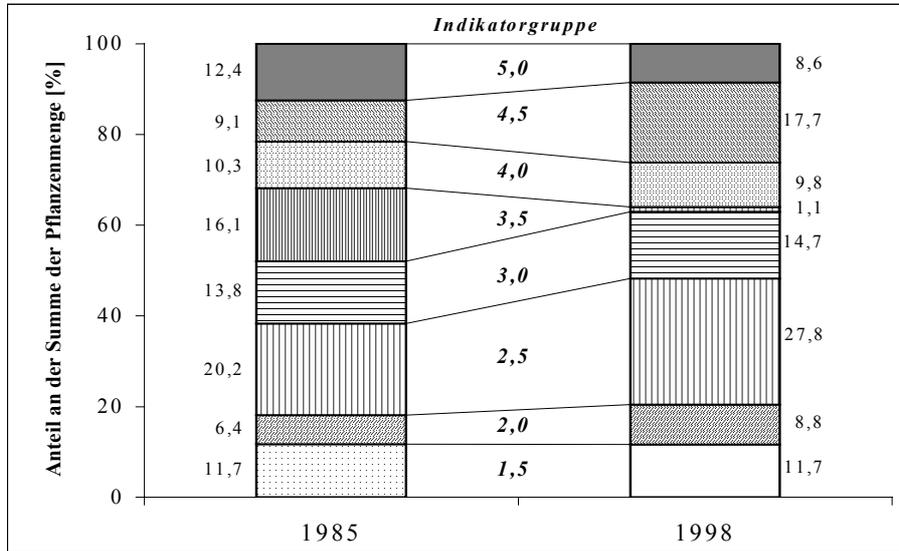


Abb. 5.2 Anteil der Indikatorgruppen an der Gesamtsumme der Pflanzenmenge der indikativen Arten; für die Grafik wurden je Indikatorart nur die maximalen Häufigkeiten jedes Abschnitts berücksichtigt

5.2 Veränderung der Nährstoffbelastung

Die Veränderung der Nährstoffbelastung kann besonders gut dargestellt werden, wenn nach der Skala von SCHAUMBURG et al. (2001) jedem Kartierungsabschnitt anhand seines Makrophyten-Index der Nährstoffbelastungsgrad zugeordnet wird. Daraus können dann die prozentualen Anteile der einzelnen Belastungsklassen an der Gesamtzahl der Abschnitte berechnet und grafisch dargestellt werden (Abb. 5.3).

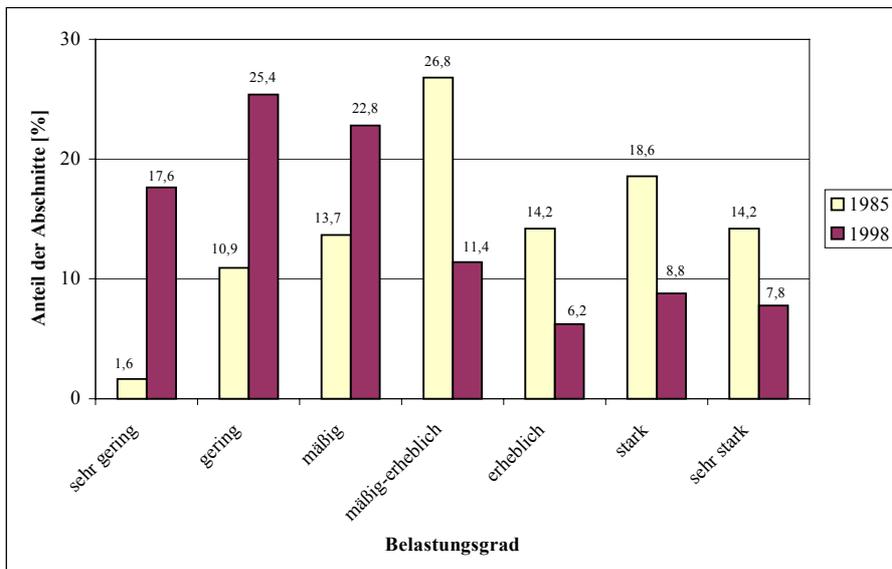


Abb. 5.3 Prozentuale Anteile der Belastungsklassen nach SCHAUMBURG et al. (2001) an der Gesamtzahl der Kartierungsabschnitte

Es zeigt sich, dass der Anteil der Abschnitte mit „sehr geringer“, „geringer“ und „mäßiger“ Nährstoffbelastung zwischen 1985 und 1998 deutlich zunahm, der Anteil mit „mäßig-erheblicher“, „erheblicher“, „starker“ und „sehr starker“ Belastung sich hingegen verringerte. Waren die Belastungsklassen „mäßig-erheblich“ und „stark“ mit 26,8 % beziehungsweise 18,6 % der Abschnitte im Jahr 1985 noch am häufigsten vertreten, so traf dies 1998 mit 25,4 % beziehungsweise 22,8 % auf die Stufen „gering“ und „mäßig“ zu. In 39,6 % aller Kartierungsabschnitte hatte sich zwischen 1985 und 1998 die Nährstoffbelastung verändert, in der großen Mehrzahl der Fälle verringert. Abb. 5.3 zeigt sehr deutlich, dass die Nährstoffbelastung des Chiemsee-Litorals in diesen 13 Jahren abgenommen hat.

Den Werten des Makrophyten-Index werden nach der Skala von Schaumburg et al. (2001) Farben zugeordnet (Tab. 3.3), mit denen die Nährstoffbelastungen der Uferabschnitte grafisch dargestellt werden können. Auf diese Weise entstanden für die Kartierungen aus den Jahren 1985 und 1998 Karten, die den trophischen Zustand des gesamten Litorals zeigen (Abb. 4.19, Abb. 4.20).

Bereits ein flüchtiger Vergleich der beiden Karten lässt die Verbesserung der Nährstoffsituation im Uferbereich des Chiemsees deutlich werden. Im Gegensatz zu 1985 überwiegen in der Karte von 1998 die Abschnitte mit „sehr geringer“, „geringer“ und „mäßiger“ Belastung (dunkelblau, hellblau, dunkelgrün). Ganz eindeutig haben die Bereiche mit „mäßig-erheblicher“, „erheblicher“ und „starker“ Nährstoffbelastung (hellgrün, gelb, orange) abgenommen. Dieser Eindruck wird durch den Mittleren Makrophyten-Index bestätigt, der die einzelnen Indexwerte in Abhängigkeit der Abschnittslängen gewichtet. Gegenüber 1985, als der Mittlere Makrophyten-Index noch 3,26 betrug, hat die Nährstoffbelastung des gesamten Chiemsee-Litorals deutlich abgenommen. Für 1998 wurde ein Mittlerer Makrophyten-Index von 2,89 errechnet. Nach SCHAUMBURG et al. (2001) hat sich die Nährstoffsituation im gesamten Litoral des Sees damit von „mäßig-erheblich“ auf „mäßig“ verbessert (vgl. Tab. 3.3). Nach dem Makrophyten-Index lag der trophische Status des Sees auch 1998 nach wie vor bei „mesotroph“. Jedoch wies die Tendenz 1985 noch eindeutig in Richtung „eutroph“, 1998 hingegen bereits in Richtung „oligotroph“.

In einigen längeren Uferbereichen wird die Verringerung des Belastungsgrads besonders deutlich (siehe auch Kapitel 4.3). Hierzu zählt das Ostufer zwischen Seebruck und Chieming, das Südufer zwischen Felden und dem ehemaligen Mündungsdelta der Tiroler Ache, das Westufer zwischen der Mündung des Mühlbachs und Prien sowie die Kailbacher Bucht und der Mühlner Winkel mit dem nordwärts anschließenden Uferbereich bis Seebruck – jedoch jeweils mit Ausnahme der Mündungsbereiche der Zuflüsse. Auch das Ufer der Fraueninsel zählt zu den Bereichen mit den deutlichen Verbesserungen der Nährstoffsituation.

Das Chiemsee-Litoral wies 1998 aber auch Bereiche auf, in denen der Makrophyten-Index unverändert hoch war. An erster Stelle sind hier die Mündungsbereiche beinahe aller größeren Zuflüsse zu nennen. Allein die Tatsache, dass die beiden nährstoffmeidenden Armleuchter-Algen *Chara aspera* und *C. contraria* – die beinahe im gesamten Litoral zu finden sind – in vielen Mündungsgebieten fehlen oder geringe Individuendichten aufweisen (Abb. 4.2, Abb. 4.3), deutet auf erhöhte

Nährstoffgehalte in diesen Bereichen hin. An den Mündungen des Grabenstätter Mühlbachs, der Tiroler Ache, des Überseer Bachs, der Rott, der Neuen Rott, der Bernauer Achen und der Prien hatte der Makrophyten-Index 1998 wie bereits 1985 hohe Werte. Im Bereich der Mündung des Krebsbachs bei Chieming erhöhte sich der Makrophyten-Index zwischen 1985 und 1998 drastisch, offensichtlich bringt dieser Zufluss eine erhöhte Nährstoff-Fracht. Lediglich an der Mündung des Lambachs verbesserte sich die anhand des Makrophyten-Index angezeigte Nährstoffsituation von der Belastungsklasse „stark“ hin zu „mäßig-erheblich“. Jedoch war hier der Einfluss des einmündenden Wassers eindeutig an der Makrophyten-Vegetation zu bemerken (vgl. Kapitel 4.3).

Unter den Zuflüssen nimmt die Tiroler Ache zweifellos eine Sonderstellung ein. Wie bereits 1985 zeigte der Makrophyten-Index an ihrem Mündungsdelta hohe Werte. Ob dies jedoch tatsächlich auf eine unverändert hohe Nährstoff-Fracht des Hauptzuflusses zurückzuführen ist, ist zweifelhaft. Vor allem vor dem Hintergrund, dass der Phosphatgehalt in der Tiroler Ache aufgrund der verbesserten Abwasserreinigung in den Kläranlagen des Einzugsgebiets seit einigen Jahren rückläufig ist (Abb. 2.3), kommen auch andere Gründe für die hohen Indexwerte in Betracht:

- Im Bereich der Hauptmündungsarme sind aufgrund der Strömung nur wenige submerse Wasserpflanzen vorhanden. Im Gegensatz zu 1985 konnten hier 1998 zwar einige Pflanzen gefunden und daher für diese Litoral-Abschnitte Indexwerte errechnet werden. Jedoch war die Anzahl der indikativen Individuen zu gering, um eine gesicherte Aussage treffen zu können (vgl. Kapitel 3.2, 4.2).
- Das Mündungsdelta und die angrenzende Hirschauer Bucht erhalten von der Tiroler Ache und dem Rothgraben eine ständige, hohe Schwebstoffzufuhr. Es ist denkbar, dass sich mit den Feststoffen auch vermehrt Nährstoffe im Sediment ansammeln. Das gleiche gilt für den Irschener Winkel, in den die Bernauer Achen hohe Schwebstoff-Frachten einschwemmt.
- Die Hirschauer Bucht und der Irschener Winkel befinden sich in einem Verlandungsprozess. Möglicherweise sind sie aufgrund ihrer geringen Wassertiefe natürlich mesotroph, so wie dies von sehr flachen Seen bekannt ist.

Es ist außerdem zu beachten, dass der Makrophyten-Index ein Langzeitindikator ist, der die Nährstoffsituation über einen gewissen Zeitraum integriert (siehe Einleitung). Offensichtlich ist die submerse Flora zu träge, um bereits die verringerten Phosphatgehalte an der Tiroler Ache anzuzeigen.

Ob die hohen Werte des Makrophyten-Index im Naturschutzgebiet an der Mündung der Tiroler Ache sowie im Irschener Winkel also tatsächlich auf die Nährstoff-Fracht des einmündenden Wassers oder auf die genannten anderen Gründe zurückzuführen ist, kann anhand der submersen Flora nicht geklärt werden. Hierzu wären weitere Untersuchungen notwendig (siehe Kapitel 5.4).

Erneut zeigte sich der Einfluss der Tiroler Ache auf den Uferabschnitt zwischen Chieming und Grabenstätt deutlich. Für diesen Bereich wurden zwar geringere Belastungsgrade als 1985, im Vergleich zum restlichen See aber immer noch relativ hohe Nährstoffgehalte angezeigt.

Sowohl im Irschener als auch im Aiterbacher Winkel zeigt der Makrophyten-Index für 1998 nach wie vor erhöhte Nährstoffgehalte an, wenngleich gegenüber 1985 eine Verbesserung der Situation eintrat. Die Mündungen der Bernauer Achen und der Prien zeigen in diesen Bereichen immer noch sehr starke Belastungen, auch im Gebiet der Mühlbach-Mündung im Norden des Irschener Winkels zeigt die submerse Vegetation erhöhte Nährstoffgehalte an. Wie bereits erwähnt, könnten die hohen Werte des Makrophyten-Index im Irschener Winkel jedoch auch auf andere Gründe zurückzuführen sein (siehe oben).

An zwei Bereichen des Litorals können die Gründe für eine offensichtliche Nährstoffbelastung nicht nachvollzogen werden. Südlich von Gollenshausen (Abschnitt 153) wird die submerse Vegetation vom eutraphenten Laichkraut *Potamogeton pectinatus* dominiert, der Makrophyten-Index zeigt hier eine starke Nährstoffbelastung an. Jedoch konnte in diesem Bereich kein Einleiter lokalisiert werden. Am Südwestufer, im Bereich des Hafenbeckens von Bernau (Abschnitt 74), weist die submerse Vegetation ebenfalls auf eine Nährstoffbelastung hin, deren Ursache nicht festgestellt werden konnte.

5.3 Schutz gefährdeter Arten

KOHLER (1978) bezeichnet den Artenschutz für aquatische Makrophyten als ein spezielles Problem, welches nur durch den Schutz der aquatischen Biotope möglich ist. Neben wasserbaulichen Maßnahmen nennt er die Belastung der limnischen Ökosysteme durch organische und anorganische Stoffe als Hauptursachen für die Veränderungen in Wasserpflanzen-Gemeinschaften. Er weist darauf hin, dass einige Biotoptypen hochempfindlicher Wasserpflanzen in Mitteleuropa kaum mehr existieren, andererseits durch den anthropogenen Einfluss neue Biotope entstehen, in denen sich vormals seltene oder gar neue Makrophyten ausbreiten.

Diese Entwicklung traf zweifellos auch auf den Chiemsee zu, der im 20. Jahrhundert, abgesehen von den vergangenen Jahren, eine deutliche Eutrophierungs-Tendenz aufwies. Der Artenreichtum des Sees, der auf dem Vorhandensein vieler verschiedener Standorte beruht (vgl. Kapitel 5.1), wäre vermutlich ohne eine anthropogen erzeugte Eutrophierung nicht zustande gekommen. Welche submerse Pflanzen natürlicherweise im Chiemsee vorkamen und welchen die Zunahme des Nährstoffangebots ihre Ansiedelung beziehungsweise Ausbreitung erst ermöglichte, ist kaum mehr sicher nachzuvollziehen. So stellt sich die Frage nach der Schutzwürdigkeit der submersen Vegetation: Sind nur diejenigen Rote Liste-Arten schützenswert, welche natürlicherweise vorkommen – vermutlich also oligo- und mesotraphente Arten – oder auch diejenigen, die sich erst während der Eutrophierung ansiedeln beziehungsweise ausbreiten? Beantwortet man diese Frage im Hinblick auf das Konzept der „Potentiellen Natürlichen Vegetation“ nach TÜXEN (1956) und KOWARIK (1987) (beide zit. in PFADENHAUER 1997), in dem auch nachhaltige anthropogene Standortveränderungen berücksichtigt werden, so sollten in den Schutzgedanken alle gefährdeten Pflanzen eingeschlossen werden.

Die 26 bei der Kartierung im Jahr 1998 im Chiemsee gefundenen Arten, die in der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) beziehungsweise in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) zu finden sind (Tab. 4.2), zeigen verschiedenste trophische Präferenzen (Abb. 5.4). Der Großteil der Arten bevorzugt jedoch eindeutig geringe oder mäßige Nährstoffgehalte, nur wenige Rote Liste-Arten bevorzugen das eutrophe Milieu.

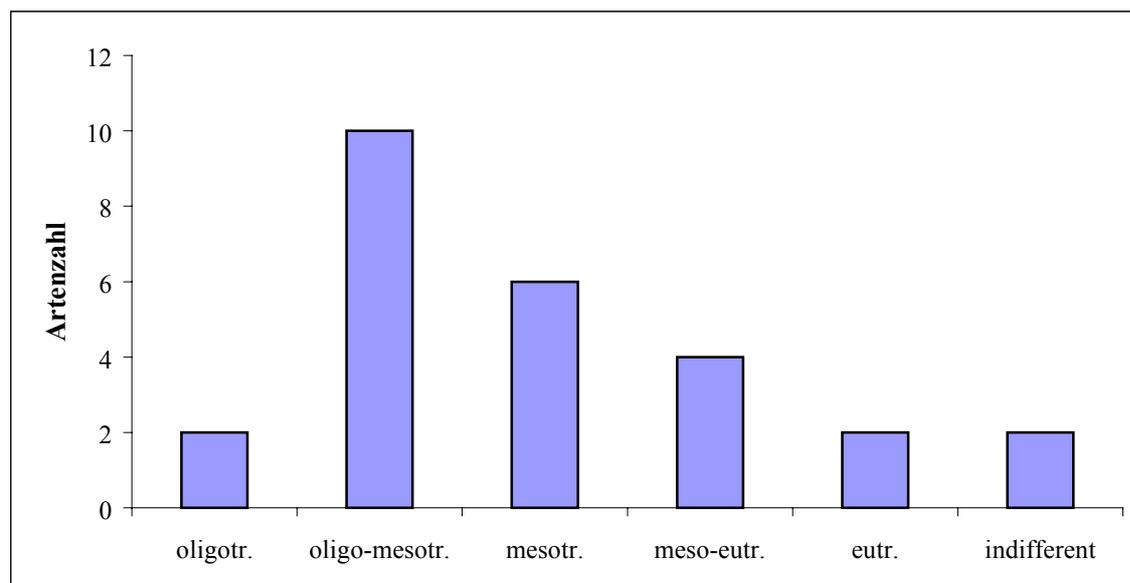


Abb. 5.4 Trophische Präferenzen der bei der Makrophyten-Kartierung 1998 gefundenen 26 Rote Liste-Arten des Chiemsees (nach KRAUSCH 1996, MELZER 1988, SCHMEDTJE et al. 1998)

Somit dürften alle Maßnahmen, die zu einer Re-Oligotrophierung des Chiemsees führen, gleichzeitig Schutzmaßnahmen für den Großteil der gefährdeten Arten sein. Für die wenigen eutraphen Arten, die sich unter den Rote Liste-Arten des Sees befinden, dürfte eine weitere Abnahme des Nährstoffgehalts im Litoral jedoch eine Einschränkung der Vorkommen bedeuten. Ihr Schutz wird mit dem Ziel, den Nährstoffeintrag in den Chiemsee so weit als möglich zu minimieren, um einen möglichst Nährstoffarmen Zustand zu erreichen, kaum vereinbar sein. In diesem Zusammenhang nimmt die Bedeutung der Frage nach der Schutzwürdigkeit der durch die anthropogen erzeugte Eutrophierung begünstigten Arten wieder zu.

In der Verbreitung der Rote Liste-Arten macht sich der Rückgang des Nährstoffgehalts bereits bemerkbar (Tab. 4.2). Zahlreiche nährstoffmeidende Arten der Roten Liste, darunter auch mehrere geschützte Characeen-Arten, konnten ihre Verbreitung im Chiemsee zwischen 1985 und 1998 ausweiten. Im Gegensatz dazu nahmen die Vorkommen einiger Nährstoffzeiger, beispielsweise von *Potamogeton mucronatus* und *P. x nitens*, deutlich ab. Jedoch finden sich in Tab. 4.2 auch einige oligo- beziehungsweise mesotraphente Arten, deren Verbreitung abnahm, und umgekehrt einige meso- beziehungsweise eutraphente Arten, deren Populationen sich ausweiten konnten.

Um exakte Schutzmaßnahmen für einzelne Uferbereiche festzulegen, wäre eine gemeinsame Bewertung der submersen Vegetation und der Vegetation des Ufersaums notwendig. Bei der

Makrophyten-Kartierung 1998 wurden bereits lückenlose Vegetationskartierungen des gesamten landseitigen Ufers durchgeführt. Außerdem wurden detaillierte Daten, beispielweise Uferbewuchs, Ufernutzung und Uferstruktur, aufgenommen. In einem Anschlussprojekt könnten diese bereits in der LUIS-Datenbank (Kapitel 3.3) vorliegenden Daten ausgewertet und aufbereitet werden. In Form von „Schutzkarten“ könnte dann die Schutzwürdigkeit der submersen und terrestrischen Litoralvegetation kombiniert dargestellt werden. Für künftige Kartierungsprojekte an Seen sollte diese gemeinsame Bewertung der submersen und terrestrischen Ufervegetation von vornherein vorgesehen werden.

5.4 Maßnahmen

Die in den vergangenen Jahren getroffenen Maßnahmen zur Sanierung des Chiemsees haben zweifellos Wirkung gezeigt. Vor allem der Bau der Ringkanalisation und die Einrichtung von Phosphatfällungs-Anlagen in Kläranlagen, die im Einzugsgebiet der Tiroler Ache liegen, haben offensichtlich zu einer Verringerung der Nährstoff-Fracht in den See geführt. Zahlreiche Parameter deuten auf eine Re-Oligotrophierungs-Tendenz des Chiemsees hin (HAMM et al. 1997). Auch die Makrophyten-Vegetation weist in diese Richtung. Makrophyten sind meist langlebige Organismen, deren Gesellschaften nur verzögert auf Milieuänderungen reagieren können. Der Makrophyten-Index kann daher als mehrjähriges Integral der wirksam werdenden Standortfaktoren betrachtet werden (MELZER 1988).

Um die bisher erreichte Verbesserung der Nährstoffsituation zu erhalten und eine weitere Re-Oligotrophierung zu erreichen, sind einige Maßnahmen zu empfehlen:

- Hauptaugenmerk sollte auf die Zuflüsse Tiroler Ache, Krebsbach, Grabenstätter Mühlbach, Überseer Bach, Rott, Neue Rott, Bernauer Achen und Prien gerichtet werden, da ihre Mündungsgebiete die Bereiche mit den höchsten Werten des Makrophyten-Index sind (Abb. 4.20). Mit Messprogrammen in den Zuflüssen und an den Mündungen, gegebenenfalls auch in den Sedimenten der Mündungsbereiche, sollte überprüft werden, ob das zufließende Wasser eine erhöhte Nährstoff-Fracht mit sich führt oder ob die von den submersen Makrophyten angezeigten Nährstoffe von früher stammen und lediglich im Sediment festgelegt sind (vgl. hierzu auch Kapitel 5.2).
- Sollte sich herausstellen, dass das Wasser von einem oder mehreren der genannten Zuflüsse Ursache für die erhöhten Nährstoffwerte in den Mündungsbereichen ist, so sind Maßnahmen im Einzugsgebiet des jeweiligen Zuflusses zu empfehlen. Zunächst sollten, soweit möglich, die Quellen der Nährstoffe ermittelt werden. Dabei sollten Einleiter wie Kläranlagen, einzelne Haushalte, Straßenabwässer usw., aber auch die Ausschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen in Betracht kommen. Die ermittelten Nährstoffquellen sollten anschließend, soweit durchführbar, abgestellt werden.

- Im voralpinen Gebiet stellt die Phosphor-Ausschwemmung von Grünlandflächen im Schnitt 32 % der Gesamt-Phosphorbelastung dar (PRASUHN & BRAUN 1994). Der Nährstoffaustrag aus landwirtschaftlichen Flächen in die Zuflüsse des Chiemsees sollte minimiert werden. Für einzelne, kleinere Flächen könnte auch eine Extensivierung in Betracht kommen, wenn ihre Funktion als Nährstoff-Lieferant für einen der Zuflüsse eindeutig nachgewiesen werden kann.
- Es sollten möglichst alle Haushalte im Einzugsgebiet des Sees an die Kanalisation angeschlossen werden. Alle Kläranlagen, die einen Zufluss des Sees als Vorfluter nutzen und bisher ihre gereinigten Abwässer keiner Phosphatelimination unterziehen, sollten dementsprechend nachgerüstet werden.
- An den Haupt-Pumpstationen der Ringkanalisation sollte überprüft werden, ob bei starken Regenereignissen ungeklärte Abwässer aus den Rückhaltebecken in den See überlaufen können. Sollte dies der Fall sein, so würde dies eine bedeutende Eutrophierungs-Quelle darstellen, die durch geeignete technische Einrichtungen beseitigt werden sollte.
- Projekte aus dem Maßnahmenkatalog der Chiemsee-Konferenzen, die die Verringerung des Nährstoffgehalts zum Ziel haben, sollten, soweit dies nicht bereits geschehen ist, verwirklicht werden. Hier sind beispielsweise der Bau von Sanitäreinrichtungen (Punkt 1.1 des Maßnahmenkatalogs), die Errichtung von Einschüttstellen und Absauganlagen für Bootsabwässer (Punkt 1.2) und die Entsorgung von Straßen- und Autobahnabwässer (Punkte 1.6 und 1.7) zu nennen. Durch die Überprüfung und Neuordnung der Anlagen am Ufer (Punkt 2.4) könnten möglicherweise bisher nicht erfasste Eutrophierungs-Quellen entdeckt werden. Eine Entwicklung hin zum „Sanften Tourismus“ (Punkt 4.1) könnte den Eintrag von Abwässern und Abfall sowie die Trittschäden an den Wasserpflanzen durch Badegäste und Touristen vermindern.

6 Literatur

- AIKEN, S.G., NEWROTH, S.G. & WILE, I. (1979): The Biology of Canadian Weeds. 34. *Myriophyllum spicatum*. L. Can. J. Plant Sci. 59: 201–215.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1987): Verzeichnis der Seen in Bayern, Teil 1: Text, Stand März 1987. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.
- BUCKSTEEG, K. (1990): Ringkanalisation Chiemsee in Betrieb. – In: Jahresbericht 1988/89: 30–36. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg., 1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 28. Bonn-Bad Godesberg.
- CASPER, S. J. & KRAUSCH, H. D. (1980): Pteridophyta und Anthophyta – 1. Teil. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 23. Gustav Fischer, Stuttgart.
- CASPER, S. J. & KRAUSCH, H. D. (1981): Pteridophyta und Anthophyta – 2. Teil. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 24. Gustav Fischer, Stuttgart.
- DREYER, S. & ROWECK, H. (1993): Veränderungen in der submersen Makrophytenvegetation des Feldsees und Titisees im Süd-Schwarzwald. Ber. Inst. Landschafts- u. Pflanzenökologie, Univ. Hohenheim, Heft 2: 71–82.
- ELLENBERG, H. (1983): Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland – Versuch einer ökologischen Betrachtung. Forstarchiv, Heft 4: 127–133.
- GOTH, B. (1994): Schilfrückgang am Chiemsee: Weiterführende Charakterisierung der Bestandsstruktur sowie Diskussion möglicher Ursachenkomplexe zum Rückgang des Röhrichtbestandes zwischen 1900 und 1993. Diplomarbeit TU München.
- HAMM, A., KUCKLENTZ, V., SCHAUMBURG, J., KLEE, R., SIEBECK, O., HOLZMANN, R., MAYR, C., APPENZELLER, A., GROSSER, S. & MELZER, A. (1997): Limnologische Forschungen am Chiemsee. Informationsberichte 2/97. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.
- HOFMANN, G. (1999): Trophiebewertung von Seen anhand von Aufwuchsdiatomeen. – In: TÜMPLING, W. & FRIEDERICH, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung 2. Gustav Fischer: 319–333.
- KOHLER, A. (1978): Gefährdung und Schutz von Süßwasserpflanzen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 11: 251–257.
- KOHLER, A., HEIMBERGER, K. & ZELTNER G.-H. (1994): Die Makrophyten-Vegetation in Fließgewässern des Erdinger Moores (Münchner Ebene) – Ihre Entwicklung 1973 bis 1992. Ber. Inst. Landschafts- u. Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 1.
- KRAUSCH, H.-D. (1996): Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen. Ulmer, Stuttgart.

- KRAUSE, W. (1985): Über die Standortansprüche und das Ausbreitungsverhalten der Stern-Armlauchter-Alge *Nitellopsis obtusa* (DESVAUX) J. GROVES. *Carolina* 42, 31–42.
- KRAUSE, W. (1997): Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa, 18. Gustav Fischer, Stuttgart.
- MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. Diss. Bot. 34. J. Cramer, Vaduz.
- MELZER, A. (1981): Veränderungen der Makrophyten-Vegetation des Starnberger Sees und ihre indikatorische Bedeutung. *Limnologica* 13 (2), 449–458.
- MELZER, A. (1988): Der Makrophyten-Index – Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitationsschrift, Fakultät für Chemie, Biologie und Geowissenschaften der TU München.
- MELZER, A. (1993): Die Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. – In: Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, Band 47: 156–172.
- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K., SIRCH, R., VOGT, E. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. *Informationsberichte* 4/86. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.
- MELZER, A. & ZIMMERMANN, S. (1992): Der Makrophytenbewuchs der Amper. Bericht über die Kartierungsaktion im Sommer 1992, unveröffentlicht.
- PANTLE, K. & BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach* 96: 609–620.
- PFADENHAUER, J. (1997): *Vegetationsökologie – ein Skriptum*. IHW-Verlag, Eching bei München.
- PRASUHN, V. & BRAUN, M. (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökonomie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern.
- SCHAUMBURG, J. (1992): Zur Limnologie des Chiemsees. *Informationsberichte* 2/92. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.
- SCHAUMBURG, J. (1996): Seen in Bayern – Limnologische Entwicklung von 1980 bis 1994. *Informationsberichte* 1/96. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.
- SCHAUMBURG, J., HEHL, I., HUPFER, M., KÖPF, B., RAEDER, U., MELZER, A., SEELE, S. & TRAUNSPURGER, W. (2001): Kleinseen in Bayern – Ökologische Bewertung von Freiwasser, Sediment, Ufer und Einzugsgebiet. *Informationsberichte* 1/01. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München. 281 S.

- SCHMEDTJE, U., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., LEUKART, P., MELZER, A., MOLLENHAUER, D., SCHNEIDER, S. & TREMP, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophyten-dominierten Fließgewässern – Erarbeitung von Trophieindikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten. Informationsberichte 4/98. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.
- SCHMIDT, D., VAN DER WEYER, K., KRAUSE, W., KIES, L., GARNIEL, A., GEISSLER, U., GUTOWSKI, A., SAMIETZ, R., SCHÜTZ, W., VAHLE, H.-CH., VÖGE, M., WOLFF, P. & MELZER, A. (1995): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28,: 547–566. Bonn-Bad Godesberg.
- SCHÖNFELDER, P. (1987): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns, Neubearbeitung 1986. – Schr. R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 72. 77 S.
- SCHÜTZ, W. (1993): Verbreitung und floristisch-ökologische Zonierung der Wasserpflanzen in der badischen Oberrheinaue nach dem Bau des Rheinseitenkanals. Ber. Inst. Landschafts- u. Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Heft 2: 139–158.
- TÄUSCHER, L. (1997): Entwässerungsgräben als Refugialbiotope für seltene und gefährdete Wasser- und Sumpfpflanzen-Gesellschaften in den Niederungen der Mittleren Elbe und Unteren Havel. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Tagungsbericht 1996: 487–491. Schwedt, Krefeld.
- VOLLENWEIDER, R. & KEREKES, J. (1980): OECD Cooperative Programme for Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Synthesis Report, Paris.
- WILHELM, F. (1972): Verbreitung und Entstehung von Seen in den Bayerischen Alpen und im Alpenvorland. – In: GWF-Wasser/Abwasser, 113. Jahrgang 1972, Heft 9: 393–444.

6 LITERATUR

Anhang

Werte des Makrophyten-Index nach MELZER (1988) auf Basis der Makrophyten-Kartierung von 1985

Abschnitt	Makrophyten-Index	Abschnitt	Makrophyten-Index	Abschnitt	Makrophyten-Index	Abschnitt	Makrophyten-Index
1	3,27	51	2,43	101	3,96	151	3,03
2	3,43	52	2,40	102	3,28	152	3,18
3	3,59	53	2,11	103	3,75	153	2,60
4	2,91	54	4,26	104	3,63	154	2,51
5	3,16	55	3,24	105	4,08	155	2,95
6	3,32	56	3,30	106	4,39	156	2,83
7	3,58	57	3,96	107	3,79	157	2,72
8	3,57	58	3,56	108	4,00	158	2,45
9	3,58	59	3,53	109	2,82	159	2,33
10	3,58	60	3,63	110	3,23	160	3,49
11	3,38	61	3,77	111	2,73	161	2,70
12	3,63	62	3,62	112	2,49	162	3,39
13	3,58	63	3,74	113	3,24	163	2,86
14	3,46	64	3,28	114	3,61	164	2,81
15	3,24	65	3,31	115	2,57	165	2,73
16	3,15	66	3,85	116	2,46	166	2,91
17	3,21	67	4,35	117	2,43	167	2,80
18	3,66	68	3,09	118	2,59	168	3,05
19	3,43	69	3,96	119	2,62	169	2,58
20	4,07	70	5,00 *	120	3,42	170	3,47
21	3,82	71	3,47	121	3,47	171	3,12
22	4,22	72	3,03	122	3,42	172	2,86
23	3,86	73	3,80	123	3,04	173	2,60
24	3,82	74	4,24	124	3,22	174	2,54
25	3,58	75	3,88	125	2,75	175	3,17
26	3,55	76	4,06	126	3,25	176	2,87
27		77	3,30	127	2,67	177	2,93
28	4,00 *	78	3,90	128	3,30	178	3,48
29	4,15	79	3,01	129	3,62	179	2,90
30	2,98	80	2,31	130	3,92	180	3,27
31	2,90	81	2,69	131	3,03	181	3,49
32	3,38	82	3,94	132	2,97	182	3,62
33	2,84	83	2,51	133	2,75	183	3,12
34	3,00	84	3,25	134	2,97	184	3,85
35	3,02	85	3,39	135	2,80		
36	3,08	86	2,97	136	3,12		
37	2,89	87	2,73	137	3,50		
38	2,65	88	2,52	138	3,05		
39	4,12	89	3,75	139	2,89		
40	2,77	90	3,22	140	3,13		
41	2,68	91	2,99	141	3,70		
42	2,97	92	3,09	142	3,31		
43	3,00	93	3,43	143	3,28		
44	3,38	94	3,89	144	3,60		
45	3,08	95	3,01	145	3,54		
46	2,57	96	4,37	146	3,65		
47	3,14	97	4,27	147	3,58		
48	3,16	98	4,28	148	3,96		
49	4,04	99	4,41	149	3,14		
50	3,11	100	4,26	150	2,99		

**) Indexwert nicht gesichert*

Werte des Makrophyten-Index nach MELZER (1988) auf Basis der Makrophyten-Kartierung von 1998

Abschnitt	Makrophyten-Index	Abschnitt	Makrophyten-Index	Abschnitt	Makrophyten-Index	Abschnitt	Makrophyten-Index
1	3,05	51	2,87	101	2,81	151	2,52
2	2,28	52	2,36	102	2,43	152	2,51
3	2,71	53	2,68	103	2,99	153	3,57
4	2,53	54	2,70	104	2,94	154	2,49
5	2,56	55	2,23	105	2,68	155	2,82
6	2,92	56	2,53	106	3,80	156	2,49
7	2,93	57	3,04	107	3,37	157	3,28
8	2,81	58	4,24	108	4,43	158	2,39
9	2,84	59	2,33	109	3,81	159	2,57
10	2,85	60	2,47	110	3,10	160	2,43
11	2,79	61	2,28	111	2,91	161	2,62
12	3,01	62	2,73	112	3,51	162	2,49
13	2,81	63	2,36	113	3,47	163	2,83
14	2,74	64	2,47	114	3,44	164	2,57
15	4,10	65	3,66	115	3,22	165	4,08
16	3,78	66	2,80	116	4,16 *	166	2,33
17	3,08	67	2,82	117	3,88	167	2,41
18	3,34	68	3,27	118	2,95	168	2,26
19	2,95	69	2,60	119	2,74	169	2,50
20	4,26	70	2,70	120	2,52	170	2,06
21	3,83	71	2,74	121	3,70	171	2,43
22	3,12	72	2,55	122	2,75	172	2,26
23	3,32	73	2,34	123	2,80	173	2,30
24	3,80	74	3,58	124	3,37	174	3,14
25	3,98	75	2,45	125	2,59	175	2,39
26	3,62	76	4,50 *	126	2,36	176	2,44
27	3,85	77	3,53	127	2,45	177	2,43
28	3,13	78	4,29	128	2,77	178	2,69
29	3,53	79	2,85	129	2,82	179	2,41
30	4,04	80	2,77	130	2,97	180	2,67
31	4,03	81	3,45	131	2,79	181	2,79
32	3,83 *	82	2,29	132	2,75	182	2,95
33	4,02	83	2,22	133	2,64	183	3,38
34	4,06 *	84	2,53	134	2,87	184	2,78
35	3,85	85	2,63	135	2,85	185	2,75
36	4,01	86	2,27	136	2,27	186	2,44
37	2,74	87	2,23	137	2,81	187	2,57
38	3,55	88	2,70	138	3,17	188	2,37
39	2,96	89	2,69	139	3,06	189	2,38
40	2,81	90	2,58	140	2,35	190	2,72
41	2,35	91	2,43	141	2,21	191	2,90
42	2,48	92	2,52	142	3,16	192	3,19
43	2,36	93	2,68	143	2,50	193	2,59
44	2,24	94	2,39	144	2,21	*) Indexwert nicht gesichert	
45	3,52	95	2,54	145	2,33		
46	4,07	96	2,90	146	2,61		
47	3,78	97	2,38	147	2,76		
48	2,59	98	2,58	148	2,88		
49	2,16	99	2,46	149	3,04		
50	2,32	100	3,66	150	2,28		