



Bayerisches Landesamt  
für Umwelt

**Seelitorale in Bayern:**

**Ammersee**

Makrophyten-Kartierungen  
1986/87 und 2000/01

Materialienband Nr. 124 (Nov. 2005)



**Seelitorale in Bayern:**

**Ammersee**

Makrophyten-Kartierungen  
1986/87 und 2000/01

Materialienband Nr. 124 (Nov. 2005)

**Herausgeber:** Bayerisches Landesamt für Umwelt, Lazarettstraße 67, D-80636 München,  
eine Behörde im Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt,  
Gesundheit und Verbraucherschutz

**Autoren:** Dipl.-Biol. Raimund Harlacher, Germerswang  
Dr. Jochen Schaumburg, Bayerisches Landesamt für Umwelt

**Zeichnungen:** Edith Hoffmeyer, Bayerisches Landesamt für Umwelt

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

**Nachdruck und Wiedergabe – auch auszugsweise – nur mit Genehmigung des Herausgebers**

# Vorwort

In der Reihe „Seelitorale und -sedimente in Bayern“ stellt dieser Materialienband die Ergebnisse der Makrophyten-Kartierungen des Ammersees vor. Dieser wurde mehrfach untersucht: in den Jahren 1986/87 und 2000/01. Damit lassen sich Aussagen über langfristige Veränderungen in der Nährstoffbelastung des Seeufers treffen. Ähnliche Kartierungen fanden in den vergangenen zwei Jahrzehnten an allen großen bayerischen Seen statt: Der Chiemsee wurde ebenfalls zweimal, der Starnberger See bereits dreimal kartiert, über 20 weitere Seen einmal. Von 15 Seen liegen zusätzlich Phytobenthos-Untersuchungen vor; hierfür wurden an ausgewählten Litoralstellen benthische (substratgebundene) Kieselalgen gesammelt und im Labor bestimmt. Proben aus Sedimentkernen geben sogar Auskunft über die Wasserqualität der zurückliegenden Jahre und Jahrhunderte – und damit auch über den „naturnahen“ Zustand einiger Seen.

Die Makrophyten-Kartierungen ergänzen das seit 1981 etablierte gewässerkundliche Seen-Untersuchungsprogramm der Wasserwirtschaft, bei dem aber lediglich der Freiwasserkörper (Pelagial) der Seen beprobt und auf Planktonorganismen und chemisch-physikalische Kriterien hin untersucht wird. Um zusätzlich Informationen über die Entwicklung der Uferzone (Litoral) der größeren Seen zu gewinnen, wurden regelmäßig zusätzliche Untersuchungen durch das ehemalige Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft vergeben: Forschungstaucher wurden beauftragt, Makrophyten (höhere, mit bloßem Auge sichtbare Wasserpflanzen) zu kartieren. Diese geben Auskunft über den Nährstoffgehalt des Sediments und stellen somit Langzeitindikatoren dar. Ebenfalls aufgenommen wurde das Phytobenthos (substratgebundene pflanzliche Mikroorganismen, vor allem Kieselalgen). Es passt sich schnell an wechselnde Umweltbedingungen an und kann daher als Kurzzeitindikator genutzt werden. Dank der Kombination beider Methoden sind Aussagen über die Richtung der Entwicklung der Wasserqualität möglich. Die Veränderungen des Bewuchses der Litoralbereiche spiegeln damit auch die Wirksamkeit der jeweiligen Sanierungsmaßnahmen wider.

Seit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 müssen die Gewässer in ihrer Gesamtheit bewertet werden. Die Organismengruppe „Makrophyten & Phytobenthos“ ist eine der vier biologischen Qualitätskomponenten, die künftig für die Bewertung des ökologischen Gewässerzustands untersucht werden muss. Die in Bayern bereits seit Jahren durchgeführten Untersuchungen sind daher eine wertvolle Grundlage für die neuen Bewertungsverfahren.

Sämtliche Ausgaben der Reihe „Seelitorale und -sedimente in Bayern“ stehen auf der Internetseite des Bayerischen Landesamts für Umwelt als Download-Datei zur Verfügung.

München im November 2005

i. A.



Dipl.-Ing. M. Becker

Ltd. Baudirektor

Abteilungsleiter

Klimawandel, Wasserrahmenrichtlinie, Gewässerkundlicher Dienst



# Inhaltsverzeichnis

<b>Zusammenfassung</b>	<b>7</b>
<b>1 Einleitung</b>	<b>9</b>
<b>2 Methoden</b>	<b>11</b>
2.1 Kartierung	11
2.2 Berechnung des Makrophytenindex	14
<b>3 Artenliste</b>	<b>17</b>
<b>4 Uferbeschreibung</b>	<b>19</b>
4.1 Das Nordostufer zwischen Stegen und Herrschinger Bucht (Abschnitte 1 bis 28)	19
4.2 Herrschinger Bucht (Abschnitte 28 bis 42)	21
4.3 Das Südostufer zwischen Herrschinger Bucht und Aidenried (Abschnitte 43 bis 59)	22
4.4 Das Südufer zwischen Aidenried und Dießen (Abschnitte 60 bis 94)	23
4.5 Das Westufer zwischen Dießen und St. Alban (Abschnitte 95 bis 100)	25
4.6 Von St. Alban bis Riederau (Abschnitte 101 bis 118)	26
4.7 Das Westufer auf Höhe des Naturschutzgebiets Seehölzl (Abschnitte 118 bis 123)	27
4.8 Das Westufer zwischen Holzhausen und Schondorf (Abschnitte 124 bis 146)	28
4.9 Der Nordwestteil des Ammersees (Abschnitt 147 bis 155)	29
<b>5 Die submerse Makrophytenvegetation</b>	<b>31</b>
5.1 Characeen	31
5.1.1 <i>Chara aspera</i>	31
5.1.2 <i>Chara contraria</i>	34
5.1.3 <i>Chara delicatula</i>	36
5.1.4 <i>Chara fragilis</i>	38
5.1.5 <i>Chara tomentosa</i>	40
5.1.6 <i>Nitellopsis obtusa</i>	42
5.1.7 <i>Tolypella glomerata</i>	44
5.2 Höhere Wasserpflanzen	46
5.2.1 <i>Elodea canadensis</i> , <i>Elodea nuttallii</i>	46
5.2.2 <i>Myriophyllum spicatum</i>	50
5.2.3 <i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i>	52
5.2.4 <i>Potamogeton filiformis</i>	54
5.2.5 <i>Potamogeton pectinatus</i>	56

5.2.6	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	58
5.2.7	<i>Potamogeton pusillus</i>	60
5.2.8	<i>Ranunculus circinatus</i>	62
5.2.9	<i>Utricularia australis</i>	64
5.2.10	<i>Zannichellia palustris</i>	66
<b>6</b>	<b>Diskussion</b>	<b>69</b>
6.1	Änderungen in der Artenzusammensetzung	69
6.2	Veränderungen der quantitativen Verbreitung von Indikatorarten	70
6.3	Veränderung der Tiefenpräferenz von <i>Nitellopsis obtusa</i>	71
6.4	Nährstoffbelastung nach dem Makrophytenindex	73
6.5	Mittlerer Makrophytenindex	75
6.6	Veränderung der Nährstoffbelastung in Abschnitten mit Notauslässen des Ringkanals	76
<b>7</b>	<b>Literatur</b>	<b>79</b>

# Zusammenfassung

In den Vegetationsperioden 2000 und 2001 wurde die Makrophytenvegetation im Litoral des Ammersees wiederholt kartiert. Die Bestandsaufnahme umfasste submerse und frei auf der Wasseroberfläche schwimmende Arten, Schwimmblattpflanzen sowie das im unmittelbaren Einflussbereich des Sees wachsende Röhricht. Das methodische Vorgehen sowie die Einteilung des Seeuferes in Abschnitte mit relativ einheitlicher Vegetation und Ufermorphologie entsprachen der ersten Makrophyten-Kartierung aus den Jahren 1986/87.

Im Rahmen der Wiederholungskartierung konnten insgesamt 61 Arten nachgewiesen werden. Darunter finden sich insgesamt 34 submerse Arten sowie vier schwimmblattbildende Arten, die zur enger gefassten Makrophytenflora gerechnet werden. Die Gesamtartenanzahl innerhalb dieser Gruppe hat sich seit der Vegetationsaufnahme in den 1980er Jahren um zwei Arten erhöht.

Die nachgewiesenen Indikatorarten sowie deren quantitative Verbreitung wurden beschrieben und graphisch dokumentiert. Über die quantitative Verbreitung der nachgewiesenen Zeigerpflanzen wurde für die einzelnen Kartierungsabschnitte der Makrophytenindex berechnet und ebenfalls graphisch dargestellt. Die Indexwerte schwanken am Ammersee gegenwärtig zwischen 2,37 (= sehr gering belastet) im Nordwestteil des Sees (Abschnitt 149b) und 4,3 (= sehr stark belastet) am Südufer (Abschnitt 63). Der über die gesamte Uferlänge gemittelte Index hat sich von 3,2 (Vegetationsaufnahme 1986/87) auf 2,97 verbessert, d. h. der See befindet sich im Übergang zwischen „mäßig-erheblicher Belastung“ und „mäßiger Belastung“.

Die Verbesserung spiegelt sich in einer Zunahme oligo-mesotraphenter Characeen und gleichzeitig in einem z. T. deutlichen Rückgang eutraphenter Arten wider. Ein weiteres Indiz ist die Ausdehnung des bewachsenen Litorals in größere Wassertiefen.

Die durchgeführten Untersuchungen zeigen außerdem, dass die Re-Oligotrophierungsprozesse in den verschiedenen Seeteilen in unterschiedlichem Umfang ablaufen. Während das Ostufer sowie die von der zufließenden Ammer beeinflussten Abschnitte von einer z. T. deutlichen Entlastung geprägt werden, bleiben eine Reihe von Uferabschnitten entlang des Westufers von dieser positiven Entwicklung ausgenommen. Offensichtlich wird hier die Tendenz der Re-Oligotrophierung von der permanenten Belastung durch zahlreiche kleinere Zuläufe überlagert.



# 1 Einleitung

Makrophytische Wasserpflanzen gelten als hervorragende Indikatoren zur Beurteilung des trophischen Zustandes von Stillgewässern. Bereits in den 60er und 70er Jahren des vergangenen Jahrhunderts ließen sich an einer Reihe von Still- und Fließgewässern Vegetations-Umschichtungen dokumentieren, die eindeutig in Zusammenhang mit der zunehmenden anthropogen verursachten Eutrophierung standen (z. B. SUOMINEN 1968, UOTILA 1971, KOHLER et al. 1973, 1974, LANG 1967, 1973).

In den vergangenen 25 Jahren wurden an den bayerischen Stillgewässern umfangreiche Vegetationsaufnahmen in Form von Tauchkartierungen durchgeführt (MELZER et al. 1987), welche die Erkenntnisse im Hinblick auf die z. T. bekannten Zeiger-Eigenschaften verschiedener Arten untermauerten. An größeren Seen ließ sich aber auch nachweisen, dass die Vegetationszusammensetzung im ufernahen Litoral – offenbar abhängig vom Nährstoffeintrag aus dem Umland – oft kleinräumig wechselt. Selbst kleine, punktuell einwirkende Belastungsquellen induzieren häufig ein bestimmtes Bewuchsmuster im ufernahen Litoral (vgl. MELZER et al. 1986, 1987, HARLACHER & PALL 1994).

Im Rahmen der Vegetationsaufnahme am Chiemsee wurde der sogenannte Makrophytenindex entwickelt (MELZER et al. 1986). Durch die Einstufung bestimmter makrophytischer Arten in verschiedene Indexklassen in Kombination mit ihrer jeweiligen quantitativen Verbreitung in den einzelnen Uferabschnitten war es möglich, den Belastungsgrad dieser Abschnitte differenziert zu ermitteln und in plakativer Form darzustellen. Die später von MELZER (1988) durchgeführten statistischen Auswertungen bestätigten den Zusammenhang zwischen dem durchschnittlichen, d. h. über die gesamte Uferlinie gemittelten Index und dem Gesamt-P-Gehalt der untersuchten Seen.

Inzwischen liegen für sämtliche größeren bayerischen Seen die Ergebnisse der Makrophytenkartierungen und die daraus abgeleitete Einstufungen ihres trophischen Zustandes vor (SCHAUMBURG 1996). An einigen Seen bzw. Seeteilen wurden bereits Wiederholungskartierungen durchgeführt, die Aufschluss geben hinsichtlich der Effizienz der zwischenzeitlich durchgeführten abwassertechnischen Sanierungsmaßnahmen (z. B. HENSCHHEL et al. 1992, LENHART et al. 1995, HARLACHER 2002, SCHOLZE et al. 2003).

Am Ammersee wurde erstmalig in den Vegetationsperioden 1986/87 eine Vegetationsaufnahme und Beurteilung des trophischen Zustandes nach dem Makrophytenindex durchgeführt (MELZER et al. 1988). Die Untersuchungen dienten als Ergänzung zu den umfangreichen limnologischen Erhebungen zur Beurteilung der Belastungssituation des Sees (vgl. LENHART 1987).

Die 1986/87 durchgeführten Vegetationsaufnahmen ließen eine hohe Nährstoffbelastung im von der Ammer beeinflussten Südtail des Sees erkennen. Eine starke Belastung lag außerdem am Ostufer im Bereich der Herrschinger Bucht sowie im Einflussbereich zufließender Bäche am Westufer vor.

Nachdem zwischenzeitlich die im Einzugsgebiet durchgeführten abwassertechnischen Sanierungsmaßnahmen zu einem deutlichen Rückgang der Phosphorkonzentrationen im Ammersee führten (LENHART 1993), war zu erwarten, dass diese Entwicklung auch Einfluss auf die Zusammensetzung der Wasservegetation nimmt.

Zur Ermittlung der aktuellen trophischen Bedingungen im ufernahen Litoral des Ammersees erfolgte daher in den Jahren 2000 und 2001 eine Wiederholungskartierung der Makrophytenvegetation. Die methodisch analog zu den Erhebungen von 1986/87 durchgeführte Tauchkartierung erlaubt einen direkten Vergleich mit den Ergebnissen der Erstkartierung. Die Veränderung des Makrophyten-Index reflektiert hierbei die zwischenzeitliche trophische Entwicklung im ufernahen Litoral des Sees. Darüber hinaus lassen sich aus den Ergebnissen Hinweise auf bestehende Belastungsquellen ableiten.

## 2 Methoden

### 2.1 Kartierung

Die Makrophytenkartierung am Ammersee erfolgte in den Sommermonaten der Vegetationsperioden 2000 und 2001. Im Rahmen der Untersuchungen wurden im gesamten Litoralbereich die Vorkommen von Wasserschwebern, Schwimmblattgewächsen sowie submerser und amphibischer Arten quantitativ erfasst. Vom Röhricht wurden nur die ständig mit dem Seewasser in Kontakt stehenden Pflanzen aufgenommen. Die sich landseitig anschließende Vegetation, die nur bei Hochwasserereignissen vom Seewasser beeinflusst wird, blieb hingegen unberücksichtigt.

Um unnötige Schäden innerhalb der Röhrichtzone zu vermeiden, unterblieb bei großflächigen, weit in den See vordringenden Schilfbeständen eine Suche nach weiteren Röhrichtarten. Auf Grund der großen Konkurrenzkraft des Schilfrohrs (*Phragmites australis*) ist jedoch davon auszugehen, dass innerhalb des Schilfröhrichts kaum andere Arten vorkommen. Da emerse Röhrichtvorkommen nicht für eine Beurteilung des trophischen Zustandes von Gewässern herangezogen werden können, sind im Rahmen dieser Arbeit eventuelle Lücken bei der Bestandsaufnahme der einen oder anderen Röhrichtart zu vertreten.

Die Kartierung erfolgte durch mehrere Taucher simultan in verschiedenen Tiefenstufen. Auf diese Weise lässt sich neben der quantitativen Artenzusammensetzung auch die Tiefenpräferenz der einzelnen Arten ermitteln. Die Methode wurde im Rahmen der Chiemsee-Kartierung im Jahr 1985 entwickelt und erstmals angewandt (MELZER et al. 1986).

Folgende Aufteilung hat sich dabei bewährt:

- 0–1 m
- 1–2 m
- 2–4 m
- 4 m bis zur unteren Vegetationsgrenze<sup>1</sup>

Um die Geländearbeiten innerhalb einer Vegetationsperiode abschließen zu können, wurde zu Beginn der Untersuchungen in zwei Arbeitsgruppen an unterschiedlichen Stellen des Sees getaucht. Allerdings wurde der vorgegebene Zeitplan durch ein außergewöhnlich starkes Hochwasserereignis in der zweiten Augustwoche nachhaltig beeinträchtigt. Mit dem hochwasserführenden Zulauf des Sees, der Ammer, wurden gewaltige Mengen an Schwebstoffen in den Ammersee verfrachtet, die im gesamten Südtteil des Sees bis auf Höhe der Herrschinger Bucht zu einer nachhaltigen Wassertrübung führten. Im Nordteil des Sees konnte zwar getaucht werden, allerdings stieg der Seepegel innerhalb weniger Tage stark an und lag am Ende der zweiten Augustwoche knapp 1 m über seinem Normalstand. Für die Taucher bedeutete dies, dass die zugewiesenen Tiefenstufen jeden Tag dem aktuellen Pegel angepasst werden mussten. Problematisch wurde vor allem die Aufnahme im Flachwasserbereich, der unter Normalbedingungen bis 1 m Tiefe ohne Tauchflaschen von einem Schnorchler bearbeitet wird. Bei einem Wasserstand von knapp 1 m über dem Normalpegel lag

---

<sup>1</sup> An den meisten bayerischen Voralpenseen erweist sich diese Aufteilung als ausreichend, da die Verbreitung submerser Arten zumeist oberhalb von 8 m Wassertiefe endet. An oligotrophen Seen hingegen, an denen der Makrophytenbewuchs häufig noch bis in größere Wassertiefen reicht, ist eine weitere Aufteilung des Litorals in Form einer zusätzlichen Tiefenstufe unterhalb von 8 m erforderlich (vgl. HARLACHER 1996).

der Arbeitsbereich nunmehr zwischen 1 und 2 m Wassertiefe. Die Vegetationsaufnahme in dieser Tiefenstufe erforderte den Einsatz eines zusätzlichen Tauchers mit Atemgerät.

In den folgenden Wochen ging der Wasserstand zwar wieder langsam zurück, in den südlichen Teilen des Sees führte der hochwasserbedingte Schwebstoffeintrag jedoch zu einer nachhaltigen Wassertrübung. Insbesondere in den beiden Buchten beiderseits der Ammermündung war bis zum Ende der Vegetationsperiode keine Verbesserung der Wassertransparenz festzustellen. Die Sichtweiten lagen unter Wasser bei weniger als 0,5 m, d. h. eine Abschätzung der quantitativen Pflanzenverbreitung war unter diesen Bedingungen kaum möglich. Hinzu kam, dass mit dem Hochwasser gewaltige Mengen Treibholz in den Buchten abgelagert wurden, die bei den gegebenen Sichtverhältnissen eine nicht zu unterschätzende Gefahr für die Taucher darstellten. Sehr rasch führte die drastische Verringerung der Wassertransparenz außerdem zu einer suboptimalen Lichtversorgung der Pflanzen und beschleunigte das Absterben der Vegetation am Ende des Sommers.

Um eine sinnvolle Aufnahme der Vegetation und Bewertung dieses Seeteils zu gewährleisten, wurde daher entschieden, die Bearbeitung der ausstehenden Uferbereiche erst in der folgenden Vegetationsperiode des Jahres 2001 abzuschließen.

Die Tauchgruppe wurde von einem Boot begleitet. Die Bootsführer koordinierten und betreuten die durch Bojen abgesicherten Taucher. Außerdem nahmen sie die Kartierungsprotokolle auf, trugen die Abschnittsgrenzen (s. u.) in die mitgeführten Karten ein und sammelten kritisches Pflanzenmaterial zur Nachbestimmung. Ihnen oblagen außerdem die Erfassung der emersen Röhrichtbestände sowie die Registrierung von Einleitern und kleinen, im Kartenmaterial nicht eingetragenen Zuflüssen.

Die Vegetationsaufnahme erfolgte innerhalb der im Rahmen der Erstkartierung definierten Kartierungsabschnitte. In einigen Fällen ergaben sich innerhalb dieser Abschnitte auffallende Änderungen der Vegetationszusammensetzung. Hier war es unumgänglich, die bereits bestehenden Abschnitte noch differenzierter zu unterteilen. Umgekehrt ermöglichte ein über die bestehenden Abschnittsgrenzen hinweg homogenes Bewuchsbild das Zusammenfassen von Abschnitten. Trotz des zeitlichen Mehraufwands wurde allerdings darauf geachtet, die bestehende Abschnitteinteilung beizubehalten. Der durchschnittliche Makrophyten-Index und der Vergleich mit der früheren Vegetationsaufnahme wären zwar auch mit einer von der Erstkartierung abweichenden Abschnitteinteilung zu ermitteln. Ein Vergleich einzelner Abschnitte im Hinblick auf die Veränderung der trophischen Situation ist jedoch nur möglich, wenn es sich um kongruente Streckenabschnitte handelt.

Die am Ammersee vorgenommene Einteilung der Uferlinie ist in Abbildung 1 dargestellt.

Innerhalb der verschiedenen Kartierungsabschnitte wurde, getrennt nach den Tiefenstufen, die quantitative Verbreitung der vorkommenden Arten nach einer fünfstufigen Schätzskala bewertet. Diese Methode, die neben dem Deckungsgrad auch die Häufigkeit berücksichtigt, wurde erstmals von TÜXEN & PREISING (1942) beschrieben und konnte sich seit Beginn der Tauchkartierungen an bayerischen Seen rasch als geeignete Vorgehensweise etablieren (z. B. MELZER et al. 1986,

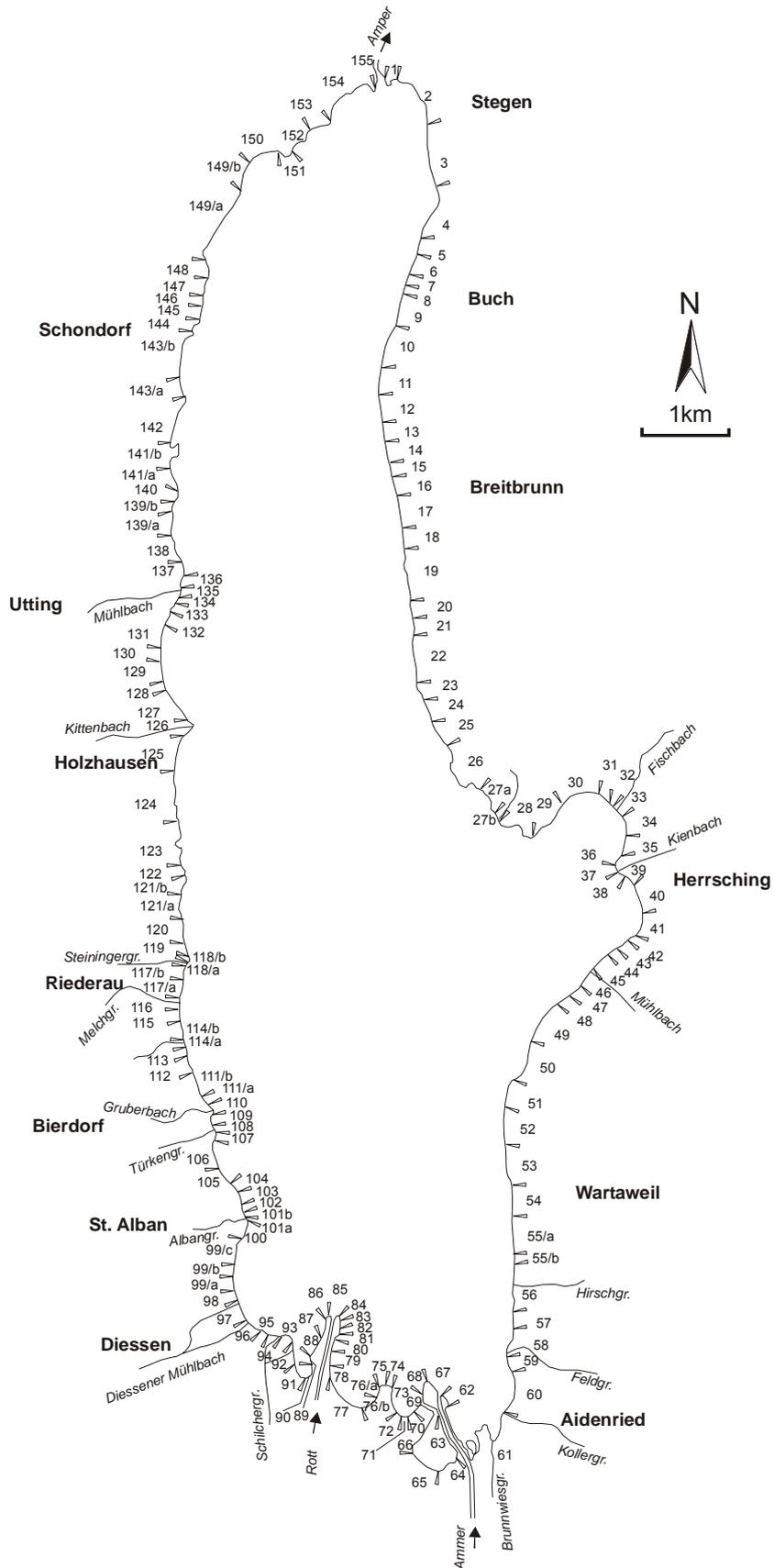


Abbildung 1 Einteilung des Ammerseeufers in Kartierungsabschnitte

1987, 1988, HARLACHER & PALL 1992, 1994, HARLACHER & HANTKE 1994, HARLACHER 1996). Die einzelnen Schätzstufen bedeuten hierbei:

- 1 = sehr selten
- 2 = selten
- 3 = verbreitet
- 4 = häufig
- 5 = massenhaft

## 2.2 Berechnung des Makrophytenindex

Zur Berechnung des Makrophytenindex werden ausschließlich Arten herangezogen, die eine enge Bindung an ein bestimmtes Nährstoffangebot aufweisen. Der Katalog der Indikatorpflanzen umfasst gegenwärtig fast fünfzig Arten. Die Einteilung der einzelnen Arten entspricht weitgehend dem von Melzer und seinen Mitarbeitern erstellten Katalog (MELZER et al. 1986, 1988). Die Indikatorgruppe 1 enthält ausschließlich Arten, die typischerweise an oligotrophen Standorten auftreten. In Gruppe 5 sind dagegen Arten zusammengefasst, die eine enge Bindung an hohe Nährstoffkonzentrationen zeigen. Die Aufstellung in Tabelle 1 enthält die im Ammersee vorkommenden Indikatorarten.

**Tabelle 1** Zuordnung der Arten zu den Indikatorgruppen

<b>Gruppe 1</b>	<b>Gruppe 1,5</b>	<b>Gruppe 2</b>
—	<i>Chara aspera</i> <i>Chara aspera</i> var. <i>subinermis</i>	<i>Chara delicatula</i> <i>Chara tormentosa</i>
<b>Gruppe 2,5</b>	<b>Gruppe 3</b>	<b>Gruppe 3,5</b>
<i>Chara contraria</i> <i>Chara contraria</i> var. <i>hispidula</i> <i>Chara fragilis</i> <i>Nitella opaca</i> <i>Nitellopsis obtusa</i> <i>Potamogeton filiformis</i>	<i>Chara vulgaris</i> <i>Myriophyllum spicatum</i> <i>Potamogeton perfoliatus</i> <i>Utricularia australis</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i> <i>Potamogeton berchtoldii</i> <i>Potamogeton lucens</i> <i>Potamogeton pusillus</i>
<b>Gruppe 4</b>	<b>Gruppe 4,5</b>	<b>Gruppe 5</b>
<i>Fontinalis antipyretica</i> <i>Hippuris vulgaris</i> <i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Elodea canadensis</i> <i>Elodea nuttallii</i> <i>Potamogeton crispus</i> <i>Ranunculus circinatus</i> <i>Ranunculus trichophyllus</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Lemna minor</i> <i>Potamogeton mucronatus</i> <i>Potamogeton nodosus</i> <i>Sagittaria sagittifolia</i> var. <i>vallisneriifolia</i> <i>Zannichellia palustris</i>

In die Berechnung des Makrophytenindex geht neben dem Indikatorwert auch die quantitative Verbreitung der einzelnen Arten ein. Es ist jedoch zu beachten, dass zwischen den Schätzstufen (s. Kapitel 2.1) und den bei der Indexberechnung verwendeten Quantitätsstufen kein linearer, sondern vielmehr ein exponentieller Zusammenhang besteht. Dabei gilt die Zuordnung aus Tabelle 2.

**Tabelle 2** Zuordnung der Schätzstufen zu den Qualitätsstufen

Schätzstufe	Quantitätsstufe (Qu)
1	1
2	8
3	27
4	64
5	125

Die Berechnung des Makrophytenindex (MI) erfolgt nach der Formel in Gleichung 1.

**Gleichung 1** Berechnung des Makrophytenindex (MI)

$$MI = \frac{\sum_{i=1}^4 (IA \cdot QuA_i) + \sum_{i=1}^4 (IB \cdot QuB_i) + \dots + \sum_{i=1}^4 (IZ \cdot QuZ_i)}{\sum_{i=1}^4 (QuA_i) + \sum_{i=1}^4 (QuB_i) + \dots + \sum_{i=1}^4 (QuZ_i)}$$

*MI* = Makrophytenindex  
*I* = Indikatorgruppenwert der vorkommenden Arten (A, B, ..., Z)  
*Qu* = Quantitätsstufe der vorkommenden Arten (A, B, ..., Z)  
*i* = Tiefenstufe (1 = 0–1 m, 2 = 1–2 m, 3 = 2–4 m, 4 = >4 m)

Für jede im Katalog der Indikatorgruppen aufgeführte Pflanzenart wird das Produkt aus Quantitätsstufe und Indikatorwert für die verschiedenen Tiefenstufen errechnet. Die Summe dieser Produkte wird anschließend durch die Summe der Quantitätsstufenwerte dividiert. Daraus ergibt sich der Indexwert für den entsprechenden Uferabschnitt.

Um zu verhindern, dass Einzelfunde bestimmter Indikatorarten in vegetationsarmen Uferbereichen überbewertet werden, gilt für die Berechnung des Makrophytenindex folgende Einschränkung: Sie ist nur zulässig, wenn in dem entsprechenden Uferabschnitt mindestens eine Indikatorart mit der Schätzstufe 4 oder zwei Arten mit der Schätzstufe 3 vorkommen.

Zur farblichen Darstellung der Makrophyten-Indizes wurde das im Rahmen der ersten Ammerseekartierung entwickelte sechsstufige System (MELZER et al. 1988) auf das von SCHAUMBURG et al. (2001) um eine Stufe erweiterte System umgestellt. Die siebenstufige Einteilung ermöglicht eine Anpassung an den Diatomeen-Index. Durch die stärkere Aufsplittung der mittleren Belastungsklassen führen kleinere Schwankungen im Makrophytenindex sehr rasch zu einem Farbwechsel innerhalb der Indexkarte. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass gerade die in den mittleren Indikatorgruppen enthaltenen Arten häufig eine relativ weite ökologische Amplitude aufweisen, d. h. die unterschiedliche Farbgebung kann Belastungsunterschiede suggerieren, die in dieser Form nicht vorliegen.

Ein weiterer Nachteil der erweiterten Aufteilung liegt darin, dass sich die Belastungsunterschiede der Uferabschnitte oligotropher Seen kaum noch darstellen lassen. Beispielsweise würden nach dem aktuellen Klassifizierungssystem am oligotrophen Walchensee (vgl. HARLACHER 1996) rund die Hälfte aller Kartierungsabschnitte in einheitlicher dunkelblauer Farbgebung erscheinen, obwohl sich die Abschnitte im Hinblick auf die Vegetationszusammensetzung und die damit indizierten trophischen Bedingungen z. T. deutlich unterscheiden.

Zwischen dem Makrophytenindex, der Nährstoffbelastung sowie der verwendeten Farbe bestehen die in Tabelle 3 dargestellten Zusammenhänge.

Aus sämtlichen Makrophyten-Indizes der verschiedenen Uferabschnitte lässt sich unter Berücksichtigung der jeweiligen Abschnittslängen der durchschnittliche Makrophytenindex errechnen.

**Tabelle 3** Zusammenhang zwischen Makrophytenindex und Nährstoffbelastung (SCHAUMBURG et al. 2001)

Belastungsgrad	Trophiestufe	TP µg/l]	Makrophytenindex	Farbe
sehr gering	oligotroph	$0 \leq x < 10$	$1,00 \leq x < 2,40$	dunkelblau
gering	oligo-mesotroph	$10 \leq x < 15$	$2,40 \leq x < 2,70$	hellblau
mäßig	mesotroph 1	$15 \leq x < 20$	$2,70 \leq x < 2,95$	grün
mäßig-erheblich	mesotroph 2	$20 \leq x < 30$	$2,95 \leq x < 3,30$	oliv
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 Artenliste

Im Rahmen der durchgeführten Vegetationsaufnahme wurden in den Vegetationsperioden 2000/2001 im Litoral des Ammersees 34 makrophytische Arten in submerser Wuchsform sowie vier schwimtblattbildende Arten nachgewiesen. Entlang des Gewässerrands wurden außerdem 23 Arten in halbsubmerser Wuchsform aufgenommen. Die detaillierten Ergebnisse der Vegetationsaufnahme liegen dem Bayerischen Landesamt für Umwelt als Datenbank vor.

**Tabelle 4** Artenliste

<b>Röhrichtarten (nur Nachweise im direkten Einflussbereich des Sees berücksichtigt)</b>	<b>Untergetauchte Arten</b>
<p><i>Acorus calamus</i> L.  <i>Alisma plantago-aquatica</i> L.  <i>Carex elata</i> ALLIONI  <i>Caltha palustris</i> L.  <i>Eleocharis acicularis</i> (L.) ROEMER et SCHULTES  <i>Eleocharis palustris</i> (L.) ROEMER et SCHULTES  <i>Equisetum palustre</i> L.  <i>Iris pseudacorus</i> L.  <i>Juncus articulatus</i> L. em. RICHTER  <i>J. inflexus</i> L.  <i>Lycopus europaeus</i> L.  <i>Lysimachia vulgaris</i> L.  <i>Lythrum salicaria</i> L.  <i>Mentha aquatica</i> L.  <i>Nasturtium officinale</i> R.BR.  <i>Phalaris arundinacea</i> L.  <i>Phragmites communis</i> TRIN.  <i>Sagittaria sagittifolia</i> L.  <i>Schoenoplectus lacustris</i> L.  <i>Sium erectum</i> HUDSON  <i>Sparganium emersum</i> REHMANN  <i>Typha latifolia</i> L.  <i>Veronica beccabunga</i> L.</p>	<p><i>Chara aspera</i> DETH.  <i>C. aspera</i> var. <i>subinermis</i> GROVES  <i>C. contraria</i> A. BR. ex KÜTZ  <i>C. contraria</i> var. <i>hispidula</i> A. BR.  <i>C. delicatula</i> AG.  <i>C. fragilis</i> DESV.  <i>C. tomentosa</i> L.  <i>C. vulgaris</i> L.  <i>Elodea canadensis</i> MICHX.  <i>Elodea nuttallii</i> (PLANCHON) ST. JOHN  <i>Fontinalis antipyretica</i> L.  <i>Hippuris vulgaris</i> L.  <i>Myriophyllum spicatum</i> L.  <i>M. verticillatum</i> L.  <i>Najas marina</i> ssp. <i>Intermedia</i> WOLFGANG  <i>Nitella opaca</i> AGARDH  <i>Nitellopsis obtusa</i> (DESV.) J. GROVES  <i>Potamogeton berchtoldii</i> FIEBER  <i>P. crispus</i> L.  <i>P. x decipiens</i> NOLTE ex KOCH  <i>P. filiformis</i> PERSOON  <i>P. lucens</i> L.  <i>P. mucronatus</i> SCHRADER ex SONDER  <i>P. x nitens</i> WEBER  <i>P. nodosus</i> POIRET  <i>P. pectinatus</i> L.  <i>P. perfoliatus</i> L.  <i>P. praelongus</i> WULFEN  <i>P. pusillus</i> L.  <i>Ranunculus circinatus</i> SIBTHORP  <i>R. trichophyllus</i> CHAIX in VILLARS  <i>Sagittaria sagittifolia</i> var. <i>vallisneriifolia</i> L.  <i>Sparganium emersum</i> f. <i>fluitans</i> GODRON et GRENIER  <i>Tolypella glomerata</i> v. LEONH.  <i>Zannichellia palustris</i> L.</p>
<b>Schwimblattarten und frei auf der Wasseroberfläche schwimmende Arten</b>	
<p><i>Lemna minor</i> L.  <i>Nuphar lutea</i> (L.) SM  <i>Nymphaea alba</i> L.  <i>Polygonum amphibium</i> L.</p>	
<b>Wasserschweber</b>	
<p><i>Ceratophyllum demersum</i> L.  <i>Lemna trisulca</i> L.  <i>Utricularia australis</i> R. BROWN</p>	



## 4 Uferbeschreibung

### 4.1 Das Nordostufer zwischen Stegen und Herrschinger Bucht (Abschnitte 1 bis 28)

Im Nordteil des Ammersees erstreckt sich eine flach abfallende, streckenweise mehr als 500 m breite Flachwasserzone. Erst unterhalb von 2 m Tiefe geht die Flachwasserzone in eine mäßig steil abfallende Halde über. Das Sediment setzt sich aus kompakten Seekreideablagerungen zusammen, die im Flachwasser von sandigen Auflagerungen, zur Tiefe hin zunehmend von Kalkschlamm überdeckt werden.

Östlich der Amper, die den Ammersee an seiner Nordspitze verlässt, schließen sich zunächst stark anthropogen geprägte Uferabschnitte an. Dem Werftgelände der Staatlichen Seenschiffahrt folgen das Hafenbecken mit den Dampferliegeplätzen sowie der Landungssteg Stegen. Im gesamten Bereich wurde der Seegrund auf ca. 3 m Tiefe ausgebaggert und der Gewässerrand durch Spundwände befestigt. Außerdem quert eine auf 3 m vertiefte Fahrrinne die Flachwasserzone bis zum Landungssteg. Dem Hafengelände schließen sich betonierte Ufermauern von Ausflugsgaststätten sowie Kiesaufschüttungen und Befestigungen aus Fels- bzw. Betonbrocken bis zum Strandbad der Gemeinde Inning an.

Die künstliche Uferbefestigung verhindert ein Aufkommen von Röhrichtbeständen, doch liegen auch für submerse Flachwasserarten infolge der künstlichen Strukturen im Werft- bzw. Hafengelände sowie der Ufermauern und Aufschüttungen ungünstige Standortbedingungen vor. Im östlich davon anschließenden Badebereich wird die Entwicklung der submersen Vegetation bis ca. 1,5 m Tiefe zusätzlich durch die vom Badebetrieb ausgehende Trittbelastung beeinträchtigt.

Unterhalb davon trifft man allerdings auf rasenförmige Bestände von oligo- bis mesotraphenten Characeen. Zwischen 1,5 und 2,7 m dominiert die Armleuchteralge *Chara aspera*, durchsetzt vom Fadenförmigen Laichkraut (*Potamogeton filiformis*), unterhalb davon erstrecken sich rasenförmige Vorkommen von *Chara contraria*, stellenweise durchsetzt von den wurzellosen Sprossen des Südlichen Wasserschlauchs (*Utricularia australis*). Knapp unter 3 m Wassertiefe werden die Bestände von der Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa* abgelöst. Die Art bildet geschlossene, ca. 30 cm hohe Wiesen, die sich erst unterhalb von 5 m Tiefe fleckenförmig auflösen und in 7,3 m Tiefe die Vegetationsgrenze markieren.

Im Vergleich zur Erstkartierung nahmen die Vorkommen von *Nitellopsis obtusa* in quantitativer Hinsicht deutlich zu, darüber hinaus breiteten sich die Bestände in größere Wassertiefe aus. Bemerkenswert ist außerdem, dass die Art inzwischen auch im Bereich der Landungsstelle Stegen und dem ausgebaggerten Hafenbecken der Staatlichen Seenschiffahrt dominiert. Diese Standorte wurden in den Jahren 1986/87 noch von den Vorkommen des nährstoffliebenden Kammlaichkrauts (*Potamogeton pectinatus*) beherrscht. Interessanterweise wurde auch das auffallend starke Aufkommen von fädigen Grünalgen im Bereich des Seeabflusses nicht mehr bestätigt. Im Rahmen der Erstkartierung wurde noch auf dieses deltaförmig ausgeprägte Phänomen im Sog der abfließenden Amper hingewiesen.

Südlich des Badegeländes von Stegen verläuft ein weitgehend natürlicher Uferstreifen bis zum Beginn der Herrschinger Bucht. Nur im Ortsbereich der beiden Gemeinden Buch und Breitbrunn finden sich entlang des Gewässerrandes vermehrt Bootshäuser und Slipanlagen kleinerer Segelhäfen sowie die Landungsstege der staatlichen Seenschifffahrt. In den dazwischenliegenden Abschnitten überwiegt natürliches Kiesufer, das landseitig von einem zügig ansteigenden, mit Mischwald bewachsenen Höhenrücken abgelöst wird. Von hier aus fließen dem See mehrere von Hangquellen gespeiste Rinnsale zu.

Auf der flach abfallenden Uferbank überwiegt grobkiesiges, von Dreikantmuscheln besiedeltes Substrat. Zwischen 1,5 und 2 m Tiefe steht über eine lange Uferstrecke ein Horizont aus Kalktuff an. Nördlich von Buch (Abschnitt 4) handelt es sich noch um einzelne Blöcke, während zwischen Buch und dem Beginn der Herrschinger Bucht über längere Strecken riffartige Formationen mit z. T. 1 m hohen Abbrüchen vorliegen. Unterhalb dieser Kante führt die Uferhalde mit relativ gleichförmigem Böschungswinkel in die Tiefe. Hier überdeckt sandiges, z. T. auch grobkörniges, aus Kalktuff zusammengesetztes Material den Seegrund. Unter der körnigen Auflage stehen kompakte Kalkschlamm-Ablagerungen an. Insbesondere an den beiden Landungsstegen von Buch und Breitbrunn wurden durch die vom Schiffverkehr verursachte Wasserströmung trichterförmige Vertiefungen in den kompakten Untergrund aus Seekreide gefräst. Aus den Flanken dieser Eintiefungen ragen noch bis 2,5 m Wassertiefe die Wurzelreste von Pflanzen. Vermutlich handelt es sich um Relikte ehemaliger Teichsimsen-Bestände (*Schoenoplectus lacustris*). Gegenwärtig tritt die Art nur noch selten, oft nur in ihrer submersen Ausprägung in 1–2 m Tiefe auf.

Die Vorkommen von Schilfröhricht konzentrieren sich auf die Uferabschnitte südlich von Breitbrunn. Hier säumt über weite Strecken ein fast geschlossener Schilfgürtel den Gewässerrand. Nur im Bereich von Badestellen wird der Schilfgürtel von Schneisen unterbrochen.

Infolge der wellenexponierten Lage und dem damit verbundenen Mangel an Feinsedimenten bietet das Flachwasser am Ostufer keine optimalen Standorte für ausgedehnte Makrophyten-Vorkommen. So treten in den Lücken zwischen den groben Steinen zumeist nur kleinere büschelförmige Vorkommen der Armleuchteralgen *Chara aspera* und *Chara contraria* sowie des Fadenförmigen Laichkrauts (*Potamogeton filiformis*) auf. Dagegen bietet der Kalktuffhorizont in 1,5 m Tiefe offensichtlich gute Standortbedingungen für das Nixenkraut (*Najas marina* f. *intermedia*) sowie den Südlichen Wasserschlauch (*Utricularia australis*). Während der Bewuchs unterhalb des Abbruchs zunächst wieder etwas auflockert, beginnen in ca. 2,5 m Tiefe in dem beschriebenen See- teil oft dichte Bestände des Nixenkrauts sowie der Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa*, die von hochwüchsigen Exemplaren des Durchwachsenen Laichkrauts (*Potamogeton perfoliatus*) durchsetzt werden. Unterhalb von 3 m Tiefe dominieren ausgedehnte *Nitellopsis*-Wiesen mit eingestreuten Exemplaren des Südlichen Wasserschlauchs. Nicht selten reichen die Vorkommen bis 8 m Wassertiefe. Eine auffallende Abweichung von dieser Zonierung liegt in den Abschnitten 12–14 vor. Hier reduziert sich die Verbreitung makrophytischer Arten auf Einzelexemplare und unterhalb von 5,5 m Tiefe bedecken Grünalgen den blanken Kiesuntergrund. Eine hohe Wassertransparenz, verbunden mit deutlich kühlerer Wassertemperatur über dem Untergrund lässt auf den großflächigen Zutritt von Grundwasser aus der kiesigen Uferhalde schließen.

In den beschriebenen Uferabschnitten beschränkt sich die Verbreitung eutraphenter Arten auf eng begrenzte Flächen. So liefern beispielsweise die Vorkommen des Kammlaichkrauts (*Potamogeton pectinatus*) im Bereich von Ankerbojen Hinweise auf Nährstoffeinträge. Ob an diesen Stellen Nährstoffe im Rahmen der Bootspflege in den See gelangen, oder aber eine Freisetzung durch Re-Suspension von Sedimenten infolge der am Seegrund schleifenden Ankerketten erfolgt, ließ sich im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen nicht klären. Hingegen ist das Vorkommen eutraphenter Arten wie Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*), Spreizender Hahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) und Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia* f. *vallisnerifolia*) in Uferabschnitt 8 eindeutig auf Nährstoffeinträge durch einen kleineren, auf Höhe eines Bootshauses einmündenden Bachs zurückzuführen. Eine Belastung liegt außerdem in einem kleinen Uferabschnitt am Eingang zur Herrschinger Bucht vor (Abschnitt 27b). In die U-förmig angelegte Uferausbuchtung unmittelbar vor Beginn des Vogelbrutgebietes mündet ein kleinerer Zulauf, der einen Fischteich entwässert. Die zum See hin führenden, künstlich eingetieften, von Fadenalgen überwucherten Kanäle werden von Wasserpest (*Elodea canadensis*), Teichfaden (*Zannichellia palustris*) und Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*) bewachsen.

## 4.2 Herrschinger Bucht (Abschnitte 28 bis 42)

Entlang des Nordufers der Herrschinger Bucht erstrecken sich bebaute Privatgrundstücke. Ein schmaler, von Weidengebüsch bewachsener Uferstreifen sowie ein parallel zum Gewässerrand angelegter Spazierweg trennt sie vom Ufer. Seeseitig folgt ein 10 bis 20 m breiter Schilfgürtel, der am nördlichen Eingang zur Bucht durch eine künstliche Uferbefestigung, im weiteren Verlauf schließlich mehrfach durch Steganlagen mit vorgelagerten Bootshäusern unterbrochen wird.

Die gesamte Bucht wird von einer breiten, sehr flach abfallenden Uferbank geprägt. Insbesondere im Nordwesten der Bucht erstreckt sich eine Untiefe mehrere hundert Meter weit in den See. Die wellenexponierten Flachwasserbereiche in denen grobsteiniges, von Dreikantmuscheln besiedeltes Substrat vorherrscht, werden nur spärlich vom Fadenlaichkraut (*Potamogeton filiformis*) sowie den Armelechteraigen *Chara aspera* und *Chara contraria* bewachsen. Unterhalb von 2,5 m Tiefe wird der steinige Untergrund von Kalkschlammablagerungen überdeckt. Hier gedeihen ausgedehnte Bestände des Nixenkrauts (*Najas marina* f. *intermedia*), durchsetzt von kleineren Flecken der Armelechteraige *Nitellopsis obtusa* und hochwüchsigen Exemplaren des Durchwachsenen Laichkrauts (*Potamogeton perfoliatus*). Im Rahmen der Vegetationsaufnahmen wurde in diesen Bereichen eine verstärkte Entwicklung fädiger Grünalgen sowie das Auftreten von Blaualgen in 4 m Wassertiefe festgestellt (Abschnitt 28). Primär lag der Verdacht nahe, dass ein Zusammenhang zwischen diesem Phänomen und mit Nährstoffeinträgen durch den einmündenden Notauslass des Ringkanals bestand. Recherchen im unmittelbaren Umfeld des unterseeisch einmündenden Notauslasses ergaben allerdings keine auffallende Häufung makrophytischer Belastungsanzeiger.

Im weiteren Verlauf der Bucht wurde der Gewässerrand durchgehend künstlich verändert. Abschnitte mit Betonverbauung und Spundwänden in Werftanlagen bzw. Hafengelände und Kies-

aufschüttungen in Badebereichen erstrecken sich bis zum südlichen Ausgang der Bucht. Infolge der künstlichen Uferstrukturen fehlen in dem Teil der Bucht – abgesehen von submers nachgewiesenen Einzelexemplaren der Flechtsimse (*Schoenoplectus lacustris*) – Röhrichtvorkommen. Künstliche Ausbaggerungen in Hafenanlagen sowie die Trittbelastung in Badebereichen beeinträchtigt darüber hinaus eine ungestörte Entwicklung der submersen Flachwasservegetation. Unterhalb von 2 m Wassertiefe hingegen beginnen Bestände der Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa*, die sich entlang der flach abfallenden Uferbank zu großflächigen Wiesen verdichten und bis 6,5 m Wassertiefe reichen. Größere Lücken weisen die Vorkommen nur im Bereich des Landungsstegs sowie im Einflussbereich des Kienbachs auf. An den zahlreichen Ankerbojen für Segelboote werden darüber hinaus durch die über den Seeboden schleifenden Ankerketten vegetationsfreie kreisrunde Flächen aus den Beständen gefräst.

Verglichen mit den Ergebnissen aus den 1980er Jahren fällt insbesondere die positiv zu wertende Zunahme der *Nitellopsis obtusa*-Bestände vor dem einmündenden Fischbach auf. Auch im Umfeld des Notauslasses der Ringkanalisation, wo früher deutliche Hinweise auf regelmäßige Nährstoffeinträge abzuleiten waren, erstrecken sich gegenwärtig ausgedehnte Bestände der Armleuchteralge. Eine Anhäufung eutraphenter Arten wurde im Bereich der Hafenanlagen des Akademischen Segelclubs (Abschnitt 31) sowie des Herrschinger Segelclubs (Abschnitt 42) verzeichnet. Großflächige Vorkommen des Gemeinen Quellmooses (*Fontinalis antipyretica*) sowie vereinzelte Exemplare des Teichfadens (*Zannichellia palustris*) weisen außerdem auf Höhe des Landungsstegs von Herrsching auf einsickerndes nährstoffreiches Grundwasser hin. Eindeutige Hinweise auf Nährstoffeinträge liegen des Weiteren im Hafengelände der Rhein-Main-Donau AG vor (Abschnitt 35). Innerhalb der künstlichen Ausbuchtung bildet die nährstoffliebende Nuttalls Wasserpest (*Elodea nuttallii*) auffallend dichte, ca. 1,5 m hohe Reinbestände aus. Das Hafenbecken wird außerdem durch ein massives Auftreten von Fadenalgen geprägt, die als wolkenartige Formationen in der Wassersäule stehen.

### 4.3 Das Südostufer zwischen Herrschinger Bucht und Aidenried (Abschnitte 43 bis 59)

Südlich der Herrschinger Bucht reihen sich entlang des Ufers auf einer Strecke von mehreren Kilometern die bebauten Privatgrundstücke der Ortsteile Mühlfeld und Wartaweil. Die von Herrsching nach Pähl führende Straße trennt den bebauten Uferstreifen von einem zügig ansteigenden bewaldeten Höhenrücken im Hinterland des Sees. Zwischen den Grundstücken und dem Gewässerrand verläuft ein wenige Meter breiter, durch einen Rundwanderweg erschlossener Uferstreifen. Seeseitig schließt sich bis knapp 2 m Tiefe eine flach abfallende Uferbank an. Als Untergrund steht im Flachwasser grober, von Dreikantmuscheln besiedelter Kies an. Zur Tiefe hin folgen Feinsedimente mit sandigen Anteilen, die mit zunehmender Wassertiefe von Kalkschlamm ersetzt werden. Häufig finden sich in den obersten Sedimentschichten körnige Partikel aus Kalktuff.

Entlang des Gewässerrandes beginnen südlich des zufließenden Mühlbachs lückige, im weiteren Verlauf (ab Uferabschnitt 49) dichte Schilfbestände. Sie erstrecken sich bis auf Höhe des Badegeländes von Wartaweil (Abschnitt 56), werden jedoch an Stegen, häufig auch an Zugängen, die von den Privatgrundstücken zum See führen immer wieder unterbrochen. Seeseitig des Schilfröhrichts, das kaum unter 20 cm Wassertiefe vordringt, ragen in einer Entfernung von etwa 50 m zum Ufer regelmäßig einzelne Halme der Flechtsimse aus dem Wasser.

Die Vegetation im Flachwasser wird von büschelförmigen Vorkommen der Armleuchteralgen *Chara aspera* und *Chara contraria* geprägt. Als dominierende Gefäßpflanze gedeiht zwischen den groben Steinen das Fadenförmige Laichkraut (*Potamogeton filiformis*). Erst unterhalb von 2 m Tiefe verdichten sich die *Chara contraria*-Vorkommen zu rasenförmigen Beständen. Nördlich von Wartaweil werden sie ab 3 m Tiefe von *Nitellopsis obtusa*-Wiesen, in den südlich folgenden Abschnitten von *Chara delicatula* abgelöst. Verglichen mit den Erhebungen in den Jahren 1986/87 indiziert das Bewuchsbild eine verringerte Nährstoffbelastung in den beschriebenen Abschnitten. Insbesondere von den hochwüchsigen Beständen des Belastungsanzeigers *Zannichellia palustris*, die früher an Standorten in knapp 3 m Tiefe offensichtlich von nährstoffreichen Grundwasserzutritten profitierten (z. B. Abschnitt 45), konnten nur noch wenige Einzelexemplare nachgewiesen werden. Auch die großflächigen Ansammlungen von Fadenalgen, die früher in diesen Abschnitten dokumentiert wurden ließen sich nicht mehr bestätigen. Generell war jedoch auch im Rahmen der aktuellen Vegetationsaufnahme – ausgehend von den unteren Tiefenstufen – eine Verschlechterung der Wasserqualität in Richtung Süden feststellen. Sie äußert sich sowohl in einer Zunahme eutrapher Arten wie z. B. dem Spreizenden Hahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) als auch in einer Abnahme der quantitativen Verbreitung der Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa*. Ein weiteres Indiz für eine ansteigende Nährstoffbelastung ist die Tatsache, dass sich nach Süden hin zunehmend Blaualgen in die Makrophyten-Vorkommen mischen. Anfangs (Abschnitt 50) liegt die Verbreitungsgrenze der Blaualgen noch bei 4 m Wassertiefe, während auf Höhe von Wartaweil bereits in 3 m Tiefe Kolonien von Cyanobakterien dokumentiert wurden. Mit dem Anstieg der Blaualgenverbreitung nimmt umgekehrt die maximale Tiefenverbreitung der makrophytischen Arten ab. Während das bewachsene Litoral auf Höhe des Mühlbachs (Abschnitt 46) noch bis 7,5 m Tiefe reicht, enden die Makrophyten-Vorkommen in den Abschnitten nördlich von Aidenried bereits 2,3 m unter der Wasseroberfläche.

#### 4.4 Das Südufer zwischen Aidenried und Dießen (Abschnitte 60 bis 94)

Zwischen Aidenried und Dießen erstreckt sich das weitgehend naturbelassene, als Vogelschutzgebiet ausgewiesene Südufer des Ammersees. Eine morphologische Gliederung ergibt sich durch das ehemalige Delta der Ammer, über welches gegenwärtig die Rott in den See entwässert sowie den künstlich zwischen Dämmen angelegten Ammerkanal. Hinzu kommen mehrere kleinere Landzungen, die von der Ammer in früheren Zeiten angetragen wurden. Subaquatisch erstrecken sich

die Vorsprünge noch weit in den See. Oft bedeckt nur eine dünne Auflage an Feinsedimenten die Plateaus dieser allochthon angetragenen Kiesbänke, während in den dazwischenliegenden Buchten als Untergrund tiefgründige Schlammablagerungen dominieren.

Das Südufer wird über weite Strecken von ausgedehnten Röhrichtvorkommen gesäumt. Nur selten dringen die Pflanzen jedoch tiefer als 20 cm unter die Wasserlinie vor. Im Rahmen der Vegetationsaufnahmen waren häufig auffallende Schneisen in den Beständen festzustellen, die auf die mechanische Einwirkung von angeschwemmtem Totholz zurückzuführen sind.

Innerhalb der wind- und wellengeschützten Buchten dominieren großflächige Vorkommen der Gelben Teichrose (*Nuphar lutea*). Submerse Arten kommen innerhalb dieser Abschnitte infolge der intensiven Beschattung nur in Form von Einzelexemplaren vor. Dagegen herrschen in Abschnitten ohne Schwimmblattpflanzen oft ausgedehnte Bestände eutraphenter Laichkrautarten (*Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton pusillus*) vor. Kleinere dazwischenliegende Abschnitte bieten aber auch begrenzten Lebensraum für empfindlichere Arten. So wächst *Chara aspera* entlang der Flanken des Ammerdeltas auf einem von abgestorbenen Röhrichtpflanzen gebildeten Wurzelhorizont. *Chara contraria* hingegen besiedelt das subaquatische Plateau des vorgelagerten Geschiebdeltas, das sich bis 3 m Tiefe flach abfallend ca. 300 m in den See erstreckt.

Streckenweise liegen jedoch stark eutrophierte Zonen vor, die bereits eine fortgeschrittene Tendenz der Verödung an submersen Pflanzen erkennen lassen. So gedeihen in den südlichen Teilen der Bucht bei Aidenried trotz geringer Wassertiefe ausschließlich in den ufernahen Litoralzonen untergetauchte Pflanzen. Bis 1,5 m Wassertiefe finden sich zwar noch ausgedehnte Bestände eutraphenter Arten wie z. B. Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*) und Spreizender Hahnenfuß (*Ranunculus circinatus*). Ein Aufkommen makrophytischer Arten in den zentralen, etwas tieferen Buchtteilen wird durch die geringe Wassertransparenz verhindert. Wie im Rahmen der Vegetationsaufnahmen festzustellen war, beruht die Trübung nicht auf Schwebstoffen, die von der Ammer eingebracht werden, denn zum gleichen Zeitpunkt lag an der Ammermündung eine deutlich bessere Wassertransparenz vor. Die Trübung wird vielmehr durch resuspendierte Sedimentpartikel verursacht. Bereits ein geringes Windaufkommen führt in den wellenexponierten Buchtteilen zur Aufwirbelung von Sedimenten. Gleichzeitig lösen sich in den Flachwasserzonen insbesondere bei intensiver Sonneneinstrahlung ständig kleinere Flecken aus den großflächigen, die Sedimentoberfläche bedeckenden Blaualgentepichen. Mit den zur Wasseroberfläche auftreibenden Blaualgen werden Feinsedimente mitgerissen und im Wasserkörper verteilt.

Ähnliche Bedingungen liegen im Binnsee vor, einer beim Bau des Ammerkanals vom See weitgehend abgetrennten Bucht. Während jedoch in den 1980er Jahren bereits ein völliges Verschwinden submerser Arten aus der Bucht erwartet wurde, durchsetzen inzwischen wieder vermehrt eutraphent submerse Arten die Teichrosenbestände.

Im Einflussbereich der Rott indiziert der Makrophytenbewuchs hingegen noch keine Verbesserung der trophischen Bedingungen. Beiderseits der Mündung dominieren im Flachwasser dichte Bestände des Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*). Unter 1 m Wassertiefe werden sie von horstartigen Vorkommen des Spreizenden Hahnenfusses (*Ranunculus circinatus*) und dem Pfeilkraut

(*Sagittaria sagittifolia* f. *vallisnerifolia*) durchsetzt. Zusammen mit eingeschwemmtem Totholz und gewaltigen Watten fädiger Grünalgen bilden die Bestände eine nahezu undurchdringbare Barriere bei den Unterwasserarbeiten. Offensichtlich beeinflusst die Nährstofffracht der Rott jedoch nicht das gesamte, in der Vergangenheit von der Ammer angetragene Delta. Hinweise ergeben sich vor allem aus dem Phänomen, dass auf dem Plateau des Geschiebedeltas in 3 m Tiefe ca. 300 m seeseitig der Mündung verbreitet die mesotraphente Art *Chara contraria* nachgewiesen wurde.

#### 4.5 Das Westufer zwischen Dießen und St. Alban (Abschnitte 95 bis 100)

Auf Höhe des Strandbads am südlichen Ortsrand von Dießen endet das naturbelassene Südufer des Ammersees. Nach Norden hin folgen die künstlich befestigte, von der betonierten Rinne des Dießener Mühlbachs unterbrochene Strandpromenade, Bootshäuser sowie das Gelände des Dießener Segelclubs mit Steganlagen und vorgelagerten Bojenfeldern. Nördlich von Dießen schließen sich Uferabschnitte mit Schilfröhricht und Weidengebüsch an. Am südlichen Ortsrand von St. Alban, auf Höhe des zufließenden St. Alban-Grabens wird der Bewuchs in Ufernähe durch Vorkommen der Flechtsimse sowie seeseitig vorgelagerten Beständen der Gelben Teichrose ergänzt.

Die submerse Vegetation wird entlang der breiten, flach abfallenden Flachwasserzone bei Dießen von ausgedehnten Beständen des Kammlaichkrauts (*Potamogeton pectinatus*) dominiert. Die massiven Vorkommen der eutraphenten Art weisen auf ein hohes Angebot an Nährstoffen in dem Seeteil hin. Auch die Tatsache, dass die Verbreitung der Vegetation bereits in 3 m Tiefe endet, ist als Zeichen für erhöhte trophische Bedingungen in dem Seeteil zu werten. Die großräumige Förderung der Kammlaichkrautbestände geht mit Sicherheit von Nährstoffdepots aus, die sich in der Vergangenheit im Sediment akkumulieren konnten. Aus der Zonierung anderer eutraphenter Arten wird allerdings auch ersichtlich, dass die zufließenden Bäche eine permanente Belastungsquelle für den See darstellen. Neben dem Dießener Mühlbach gilt dies insbesondere auch für einen kleineren Graben, der südlich des Clubhauses des Segelvereins einmündet (Abschnitt 97). Im Mündungsbereich gedeihen dichte Bestände makrophytischer Belastungszeiger, wie z. B. Spreizender Hahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) und Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*).

Eine weitere Belastungsquelle stellt ein Notauslass des Ringkanals dar, der in Uferabschnitt 99b über eine betonierte Rinne in den See mündet. Die Nährstoffbelastung manifestiert sich neben einer Förderung von Kammlaichkraut und dem massiven Auftreten von Fadenalgen auch im Fehlen von Armelechtralgen in dem Abschnitt.

## 4.6 Von St. Alban bis Riederau (Abschnitte 101 bis 118)

Zwischen St. Alban und Riederau verläuft ein von Privatgrundstücken gesäumter Uferstreifen. Dazwischen liegen die Strandbäder von St. Alban und Riederau, die Hafen- und Steganlagen des Landsberger Segelclubs und das Gelände des Campingplatzes. Die Uferlinie wird durch mehrere, von Zuläufen angetragene Landvorsprünge untergliedert. Sie zeichnen sich durch eine steil abfallende, kiesige Uferhalde aus, die von eingeschwemmtem Falllaub und Totholz durchsetzt wird. In den dazwischenliegenden Abschnitten hingegen wird der kiesige Gewässerrand von einer flach abfallenden Uferbank mit sandiger Auflage abgelöst. Auf der Sedimentoberfläche liegen oft Schalen toter Teichmuscheln, die von Dreikantmuscheln besiedelt werden. Zur Tiefe hin wird der sandige Untergrund zunehmend von Kalkschlammablagerungen überdeckt. In ca. 2,5 m Wassertiefe schließt sich eine stufenförmig ausgeprägte Abbruchkante an. Sie wird von abgestorbenen Pflanzenwurzeln durchsetzt und markiert die ehemalige seeseitige Ausdehnung von Röhrichtvorkommen.

Infolge der intensiven anthropogenen Nutzung der Uferstrecke liegen gegenwärtig keine optimalen Bedingungen für die Entwicklung ausgedehnter Röhrichtbestände vor. Die Verbreitung konzentriert sich auf den Uferabschnitt zwischen Türkengraben und Gruberbach (Abschnitt 109) sowie auf Höhe des Gasthauses Seehaus (Abschnitt 112). Schwimmblattbestände in Form der der Gelben Teichrose treten regelmäßig im Bereich der Zuflüsse auf, wo sich durch eingeschwemmtes Falllaub und Totholz Sedimente mit hohen organischen Anteilen akkumulieren.

Die Zusammensetzung der submersen Vegetation wechselt sehr kleinräumig und deutet auf sehr unterschiedlich ausgeprägte trophische Bedingungen im ufernahen Litoral des Sees hin. Während nördlich des Strandbads von St. Alban (Abschnitte 103, 104) sowie südlich des Türkengrabens (Abschnitt 107) z. T. rasenförmige Bestände der oligotraphenten Armleuchteralgen *Chara aspera* vorherrschen, zeichnen sich die von zufließenden Bächen beeinflussten Abschnitte regelmäßig durch ein eutraphentes Bewuchsmuster aus. Im Mündungsbereich des Albangrabens (Abschnitt 101a) werden die Nährstoffeinträge durch horstartige Vorkommen von *Elodea canadensis* und *Ranunculus circinatus*, an der Mündung von Türkengraben (Abschnitt 108) Gruberbach (Abschnitt 110) sowie Melchgraben (Abschnitt 116) aber auch durch die submersen Vorkommen des Pfeilkrauts (*Sagittaria sagittifolia* var. *vallisnerifolia*) angezeigt.

Nicht in jedem Falle ist ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Belastungsanzeigern und einer Belastungsquelle herzustellen. Dies betrifft z. B. den Uferabschnitt 113, wo sich aufgelockerte Vorkommen des Kleinen Laichkrauts (*Potamogeton pusillus*) sowie des Kammlaichkrauts (*Potamogeton pectinatus*) bis 1,3 m Tiefe parallel zum Ufer erstrecken. Im Hafengelände des Landsberger Segelclubs wurde ein auffallend dichtes Vorkommen des Kleinen Laichkrauts südlich der Steganlage dokumentiert. Möglicherweise profitieren die Pflanzen von Nährstoffen, die bei der Bootspflege ins Wasser gelangen.

## 4.7 Das Westufer auf Höhe des Naturschutzgebiets Seehölzl (Abschnitte 118 bis 123)

Nördlich des zufließenden Steiningergrabens (Abschnitt 118a) beginnt das Naturschutzgebiet Seehölzl. Entlang des Gewässerrandes erstreckt sich ein geschlossener Schilfgürtel, der landseitig von Mischwald abgelöst wird. Entlang des Gewässerrandes erreicht das Schilfrohr eine beachtliche Wuchshöhe von bis zu 3 m. Die aquatischen Bestände erreichen zwar eine Breite von 5 bis 10 m, dringen jedoch nur bis maximal 20 cm Wassertiefe vor. Entlang der seeseitigen Grenze der Schilfvorkommen treten auch in diesem Teil des Ammersees regelmäßig Schneisen in den Beständen auf, die offensichtlich durch die Einwirkung von Treibholz entstanden.

Die flach abfallende Uferbank trägt eine Auflage von sandigen Ablagerungen, die stellenweise von abgestorbenen Wurzeln zurückgedrängter Röhrichtbestände durchsetzt werden. Auf der relativ eintönig wirkenden Sedimentoberfläche fallen immer wieder Aggregationen von Dreikantmuscheln auf, in deren Zentrum sich Gesteinsbrocken oder Schalen toter Teichmuscheln finden.

Grundsätzlich bieten windgeschützte Flachwasserzonen, die von Wurzeln und Rhizomen ehemaliger Röhrichtvorkommen durchsetzt werden einen bevorzugten Lebensraum für Characeen. Da im Hinterland das anthropogen unbeeinflusste Naturschutzgebiet liegt, überrascht die geringe Verbreitung oligo- bis mesotraphenter Armelechthermalgen. Stattdessen treten auf den breiten Flachwasserzonen vorwiegend nährstoffliebende Arten wie z. B. der Teichfaden (*Zannichellia palustris*) und das Kleine Laichkraut (*Potamogeton pusillus*) auf. Auch die seeseitig anschließenden Litoralflächen unterhalb von 1 m Tiefe zeichnen sich durch eine vergleichsweise geringe Verbreitungsfrequenz von Armelechthermalgen aus. Auffallend ist des Weiteren die Tatsache, dass der Makrophytenbewuchs bereits in 4 m Wassertiefe endet. Sowohl die Vegetationszusammensetzung als auch die geringe Tiefenverbreitung indizieren erhöhte trophische Bedingungen in den beschriebenen Abschnitten. Als Belastungsquellen kommt der Steiningergraben aber auch ein Notauslass der Ringkanalisation in Betracht, der in Abschnitt 120 über einen Stichkanal in den See führt. Hinzu kommen mehrere, z. T. nur temporär Wasser führende Gräben, die auf Höhe des Naturschutzgebietes einmünden. Als potentielle Nährstoffquellen sind in diesem Fall die landwirtschaftlichen Nutzflächen in Betracht zu ziehen, die westlich des NSG das Einzugsgebiet der Gräben bilden. Aus der Tatsache, dass im direkten Mündungsbereich der Zuläufe keine auffallende Häufung eutraphenter Arten vorliegt, ist abzuleiten, dass die Nährstoffeinträge nicht permanent sondern stoßweise erfolgt. Im See können sich die eingebrachten Nährstoffe anschließend über die breiten Flachwasserzonen verteilen.

## 4.8 Das Westufer zwischen Holzhausen und Schondorf (Abschnitte 124 bis 146)

Zwischen Holzhausen und Schondorf wird das Ammerseeufer, wie südlich des Naturschutzgebiets, von bebauten Seegrundstücken gesäumt. Dazwischen liegen Segelhäfen und Campingplätze sowie – im Ortsbereich von Utting und Schondorf – Strandbäder und Uferpromenaden. Eine strukturelle Gliederung des Ufers ergibt sich durch mehrere Landvorsprünge, die von einmündenden Bächen angetragen wurden.

Zwischen den Ortschaften erstrecken sich lückige, von mehreren Steganlagen unterbrochene Röhrichtbestände. Auf den mit steilem Böschungswinkel abfallenden Schuttkegeln der Zuläufe, die im Sommer z. T. als Badestellen genutzt werden, wird das Schilf von Weidengebüsch ersetzt. Nur selten, wie innerhalb eines abgegrenzten Bereichs nördlich des Uttinger Mühlbachs (Abschnitt 136), trifft man auf geschlossene Röhrichtvorkommen, die etwa 10 m weit in den See vordringen.

Die submerse Vegetation wechselt auf der flach abfallenden, von sandigen Ablagerungen bedeckten Uferbank oft sehr kleinräumig. Bemerkenswert sind vor allem ausgedehnte Flachwasserbestände der Armleuchteralge *Chara tomentosa* zwischen dem einmündenden Kittenbach und Utting. Bereits von der Wasseroberfläche aus erkennt man allerdings deutliche Schäden in den Characeen-Wiesen in Form von kreisrunden, pflanzenfreien Zonen. Sie werden durch die über den Seegrund schleifenden Ketten verankerter Segelboote in die Bestände gefräst. Seeseitig der Characeenbestände, entlang einer stufenförmig ausgeprägten Abbruchkante, verläuft ein unterbrochenes Band aus hochwüchsigen Exemplaren des Durchwachsenen Laichkrauts (*Potamogeton perfoliatus*). Auf den von Kalkschlamm bedeckten Litoralflächen unterhalb von 2 m Tiefe dominieren Bestände der Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa*.

Eutraphente Arten treten vor allem im Ortsbereich von Utting auf. Im Einflussbereich eines kleinen Quellgrabens, der nördlich des Strandbads unter einem Bootshaus einmündet (Abschnitt 133), bildet die Nuttalls-Wasserpest (*Eloдея nuttallii*) großflächige, von Fadenalgen umhüllte Bestände aus. Nördlich davon, im Einflussbereich des Uttinger Mühlbachs, wurde ebenfalls eine Häufung nährstoffliebender Arten dokumentiert. Verglichen mit den Ergebnissen aus den Jahren 1987/88 deutet das Bewuchsmuster hier sogar auf eine Verschlechterung der Wasserqualität hin.

Die gleiche Einschätzung gilt für den nördlich bis Schondorf folgenden Teil des Ammersees. Während die breite Flachwasserzone früher von rasenartigen Beständen der oligotraphenten Armleuchteralge *Chara aspera* geprägt wurde, beschränkt sich die Verbreitung der Art gegenwärtig auf kleinere Pflanzenbüschel bzw. Einzelexemplare. Ein kausaler Zusammenhang zwischen dem Rückgang und einer Belastungsquelle war im Rahmen der Vegetationsaufnahme nicht herzustellen. Es ist allerdings nicht auszuschließen, dass eine Abschwemmung von Nährstoffen aus den Rasenflächen der ans Ufer grenzenden Privatgrundstücke erfolgt, die zügig zum See hin abfallen.

Leichter fällt die Interpretation der schlechten Wasserqualität nördlich des Landungsstegs von Schondorf. Hier mündet neben einem kleineren Zulauf auch ein Regenauslass der Ringkanalisation. Bereits auf Höhe des Landungsstegs war im Rahmen der Kartierungsarbeiten unterhalb von

1,5 m Tiefe ein starkes Aufkommen fädiger Grünalgen zu verzeichnen. Auf Höhe des Überlaufs (Abschnitt 145) sowie in dem nördlich davon anschließenden Abschnitt werden von diesem Phänomen auch die ufernahen Zonen erfasst. Umhüllt von einem Gespinnst aus Fadenalgen gedeihen hier großflächige Bestände des Kammlaichkrauts, die nur auf Höhe des Strandbads von Schondorf etwas auflockern.

#### 4.9 Der Nordwestteil des Ammersees (Abschnitt 147 bis 155)

Nördlich von Schondorf verläuft ein anthropogen gering beeinflusster Uferstreifen. Das zügig ansteigende Hinterland wird von Mischwald bewachsen. Im weiteren Verlauf folgen locker bebaute Privatgrundstücke der Gemeinde Eching. Zum Nordende des Sees hin schließt sich ein Landschaftsschutzgebiet an. Während der Sommermonate bieten die ausgedehnten, von Sand bedeckten Flachwasserzonen mit vorgelagerten Inseln ein attraktives Ziel für Badegäste.

Infolge seiner windgeschützten Lage liefert das Nordwest-Ende des Sees günstige Voraussetzungen für die Entwicklung ausgedehnter Röhrichtbestände. Die Morphologie und Konsistenz der Uferbank weist allerdings darauf hin, dass es sich bei den gegenwärtig anzutreffenden Vorkommen, die kaum unter der Wasserlinie wurzeln, nur um die Relikte ehemaliger ausgedehnter Bestände handelt. So lassen sich entlang des Übergangs von der Uferbank zur steil abfallenden Uferhalde oft noch 300 m seeseitig der aktuellen Bestandsgrenzen Wurzelreste abgestorbener Röhrichtpflanzen im Sediment nachweisen.

Die breiten Flachwasserzonen werden unterhalb von 0,5 m Tiefe von *Chara aspera* und *Potamogeton filiformis* in Form von aufgelockerten Rasen bewachsen. Belastungsanzeiger wie z. B. der Teichfaden (*Zannichellia palustris*) finden sich nur punktuell in unmittelbarer Nähe von Bootshäusern. Unterhalb von ca. 3 m Tiefe dominieren hingegen ausgedehnte, bis zu 50 cm hohe Wiesen der Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa*, die in diesem Seeteil noch bis 8 m Wassertiefe vordringt. Aus den flächendeckenden Vorkommen der Armleuchteralge ragen zerstreut die hochwüchsigen Sprosse des Durchwachsenen Laichkrauts (*Potamogeton perfoliatus*) heraus.

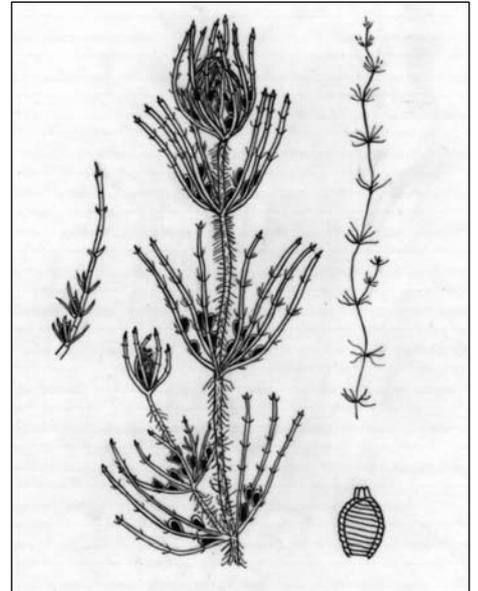


# 5 Die submerse Makrophytenvegetation

## 5.1 Characeen

### 5.1.1 *Chara aspera*

*Chara aspera* zählt zu den makrophytischen Indikatorarten mit einer sehr engen Bindung an oligotrophe Standorte. Bereits Mitte der 1970er Jahre ließ sich infolge der Eutrophierung des Bodensees ein massiver Rückgang der Art nachweisen (LANG 1973, 1981). Umgekehrt reagiert die Art sehr rasch auf eine Verbesserung der Wasserqualität. Sehr eindrucksvoll ließ sich dieses Phänomen in der Nordbucht des Kochelsees dokumentieren, wo die Re-Oligotrophierung des Sees im Zeitraum zwischen 1988 und 1999 eine großflächige Ausbreitung der Bestände induzierte (LEHNHART et al. 1995). Nachdem die zartwüchsige Armeleuchteralge Standorte in den ufernahen Litoralbereichen bevorzugt, ergeben sich aus dem Bewuchsmuster oft hervorragende Hinweise auf Nährstoffeinträge aus dem angrenzenden Ufer der Seen (MELZER et al. 1986, HARLACHER & PALL 1991).

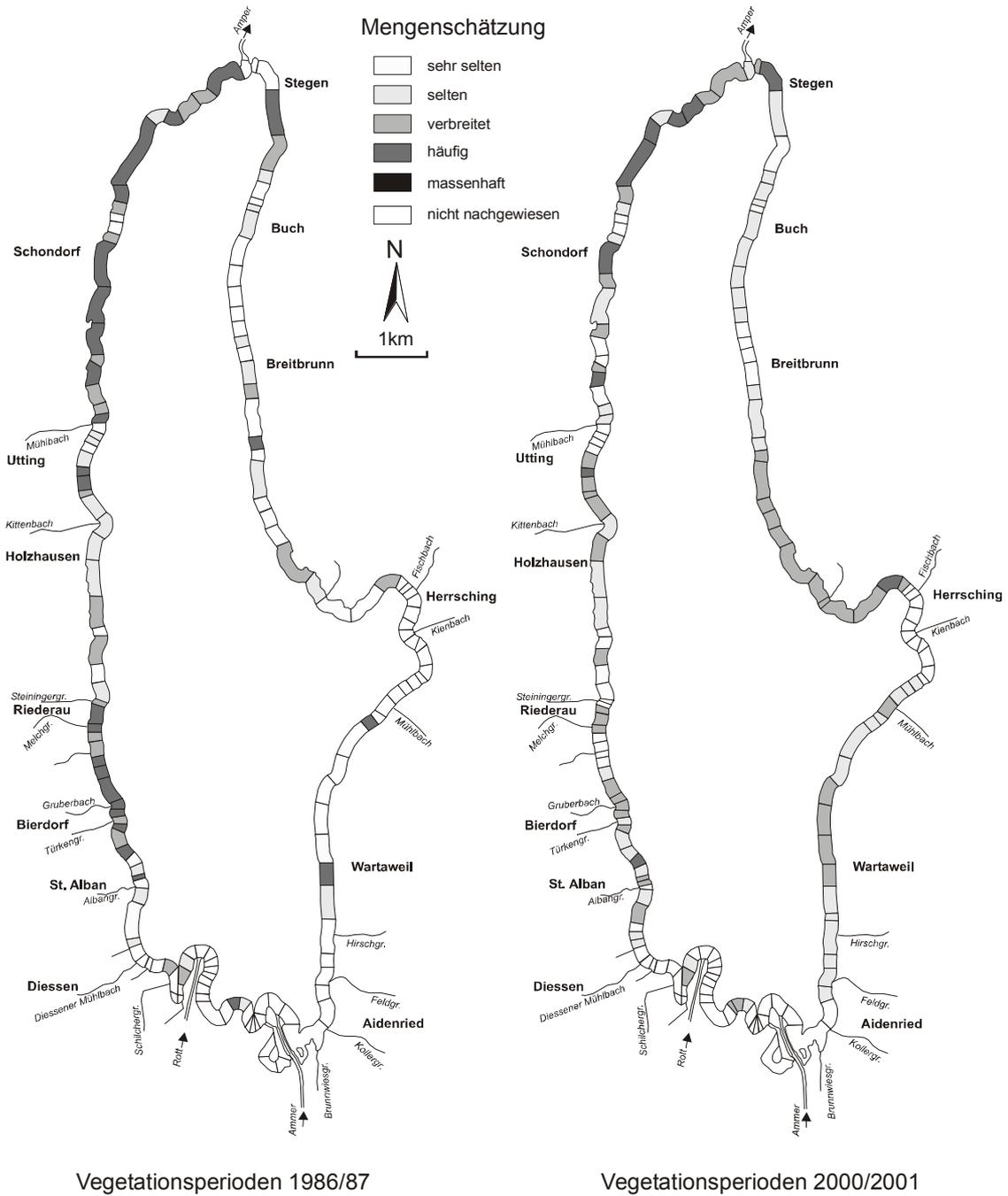


Zurückliegende Untersuchungen ergaben außerdem, dass nicht nur das Vorkommen sondern insbesondere die Tiefenverbreitung der Art den Belastungszustand von Seen reflektiert. Während die Art unter nährstoffarmen Bedingungen, wie z. B. dem Walchensee oder dem österreichischen Attersee noch bis 8 m Tiefe vordringt (HARLACHER 1996), beschränkt sich die Verbreitung der Art in mesotrophen Gewässern ausschließlich auf Flachwasserzonen (HARLACHER & HANTKE 1994). Nicht selten lässt die Art sogar innerhalb ein und desselben Sees eine unterschiedliche Tiefenpräferenz erkennen. So zieht sich die Art oft bereits im weiteren Umfeld von einmündenden nährstoffreichen Zuflüssen ins Flachwasser zurück (z. B. MELZER et al. 1986, HARLACHER & PALL 1991).

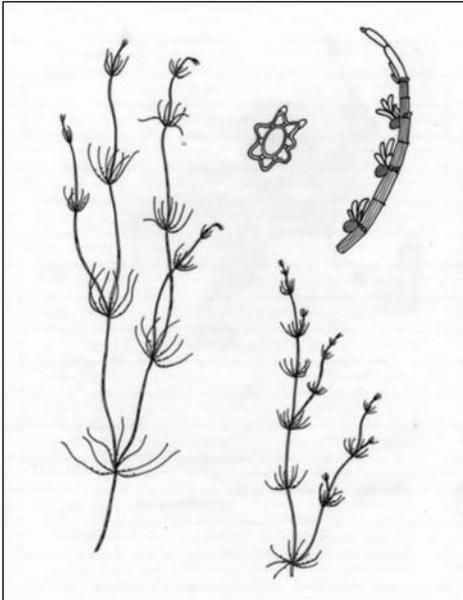
Im Litoral des Ammersees liegen die Verbreitungsschwerpunkte von *Chara aspera* im Nord- und Nordwestteil des Sees. Zusammenhängende, großflächige Rasen bildet die Art jedoch auch hier nur an wenigen Stellen aus. Sie beschränken sich z. B. auf einen Uferabschnitt auf Höhe des Badegeländes bei Stegen (Abschnitt 2). Die Bestände beginnen in ca. 1,5 m Tiefe, d. h. unterhalb der Zone, die der Trittbelastung durch Badegäste ausgesetzt ist und erstrecken sich auf sandigem Untergrund bis etwa 2,7 m Tiefe. Seeseitig werden sie von *Chara contraria* abgelöst. Weitere *Chara aspera*-Rasen wurden zwischen 0,5 und 2,5 m Wassertiefe beiderseits des Badegeländes von Eching dokumentiert (Abschnitte 149a, b, c bzw. 151, 152), während die Art im dazwischenliegenden, stärker frequentierten Badebereich (Abschnitt 150) nur selten nachzuweisen war. In den übrigen Teilen des Ammersees bildet *Chara aspera* zumeist unscheinbare, oft nur aus wenigen Pflanzen zusammengesetzte Vorkommen aus, die im Wechsel mit *Chara contraria* in den steinigen Flachwasserzonen des Sees anzutreffen sind.

Verglichen mit den Ergebnissen aus den Jahren 1986/87 hat die Verbreitung von *Chara aspera* im Litoral des Ammersees zugenommen. Während die Art im Rahmen der früheren Vegetationsaufnahme in 56 % der gesamten Uferstrecke nachgewiesen wurde, hat sich die Verbreitung auf 75 % des Gesamtufers erhöht. Die stärkste Ausbreitung liegt entlang des Ostufers (Abschnitte 1–74) vor, wo sich die bewachsene Uferstrecke von 34 % auf 72 % nahezu verdoppelte. Insbesondere zwischen Buch und Herrsching sowie südlich der Herrschinger Bucht konnte sich die Art deutlich ausbreiten. Außerdem reicht die Verbreitung gegenwärtig näher an die von der Ammer beeinflussten Südtteile des Sees, was als Zeichen einer großräumigen Verbesserung der Wasserqualität zu werten ist.

Im Gegensatz hierzu hat sich die Verbreitung entlang des Westufers (Abschnitte 75 bis 155) von 82 % auf 78 % reduziert. Besonders deutlich zeigt sich der Rückgang zwischen Riederau und Bierdorf sowie auf Höhe von Schondorf. Im Rahmen der Geländearbeiten ließ sich kein kausaler Zusammenhang zwischen dem Rückgang der oligotraphenten Art und punktuellen Belastungsquellen herstellen. Auf Höhe von Schondorf wurde jedoch neben dem Rückgang von *Chara aspera* gleichzeitig ein stärkeres Aufkommen von Grünalgen in den Flachwasserbereichen festgestellt. Möglicherweise erfolgt in den Abschnitten eine Abschwemmung von Nährstoffen aus den Rasenflächen angrenzender Privatgrundstücke, die mit relativ steilem Böschungswinkel zum See hin abfallen.



**Abbildung 2**      Verbreitung von *Chara aspera* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

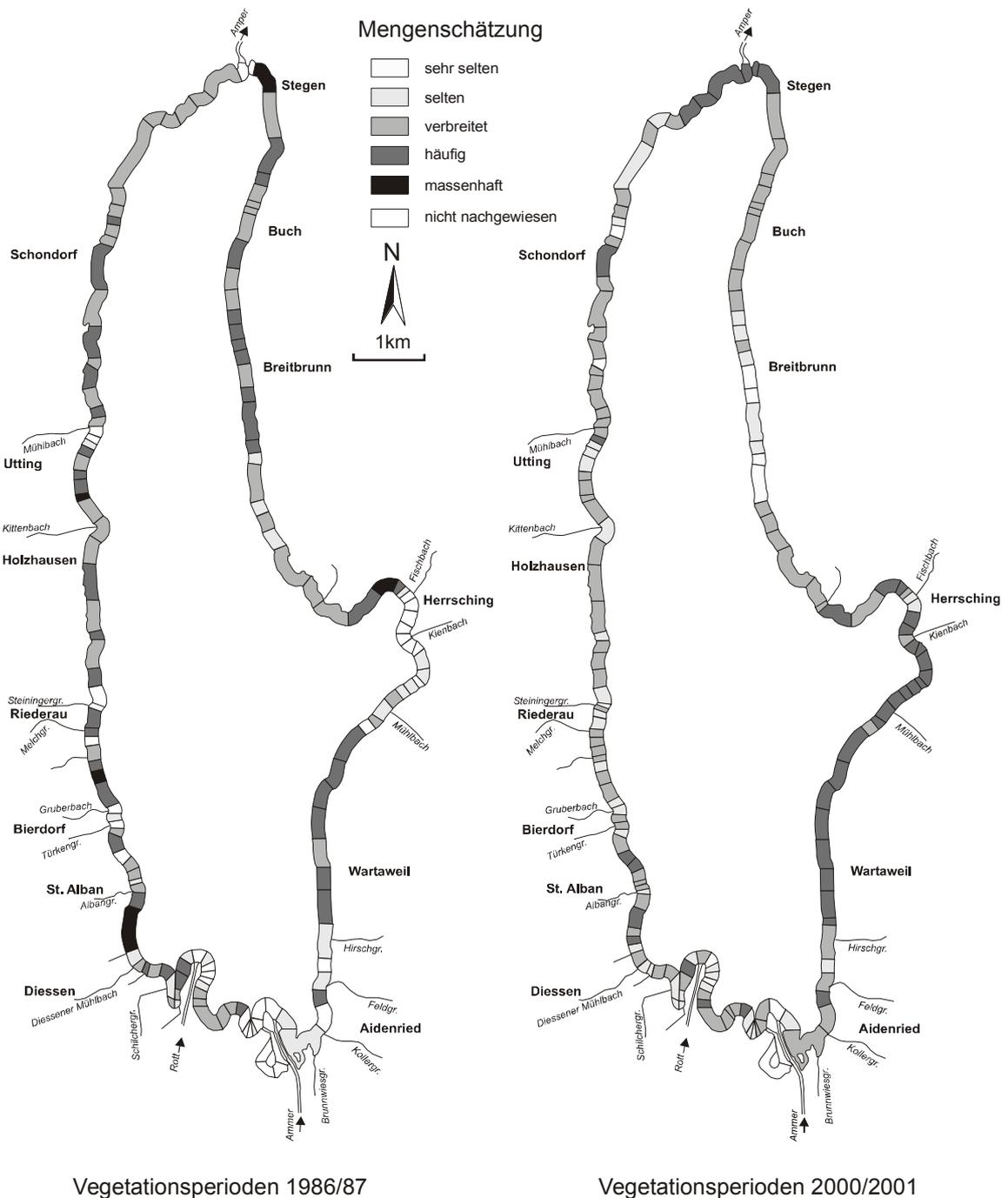
5.1.2 *Chara contraria*

*Chara contraria* ist die häufigste Chara-Art im Litoral der bayerischen Seen. Die weite Verbreitung beruht nicht zuletzt auf der Tatsache, dass die Art etwas geringere Ansprüche an die Wasserqualität stellt als die streng oligotraphenten Vertreter unter den Armleuchteralgen. Im Rahmen zurückliegender Makrophyten-Kartierungen konnte z. B. oft dokumentiert werden, dass *Chara contraria* noch Standorte besiedelt, die z. B. von *Chara aspera* infolge eines zu hohen Nährstoffangebots bereits gemieden werden (MELZER et al. 1986, 1988, HARLACHER & PALL 1991). Unter derartigen Bedingungen beschränkt sich die Verbreitung von *Chara contraria* allerdings stets auf den ufernahen Flachwasserbereich, während die Art ihre Bestände an oligotrophen Standorten häufig noch in größerer Wassertiefe ausbildet (MELZER et al. 1987, HARLACHER 1996).

Bereits im Rahmen der Vegetationsaufnahme in den 1980er Jahren zählte *Chara contraria* im Litoral des Ammersees zu den häufigsten makrophytischen Arten. Sei dieser Untersuchungen konnte sich die Armleuchteralge noch stärker ausbreiten. Die von der Art bewachsenen Abschnitte summieren sich inzwischen auf knapp 95 % des Gesamtufers, verglichen mit 86 % in den Jahren 1986/87. Besonders auffallend erscheint die Zunahme der Vorkommen in der Herrschinger Bucht, wo die Art die früher vorherrschenden Bestände von *Chara fragilis* ersetzen konnte. Nachdem *Chara contraria* gegenüber Eutrophierung empfindlicher als *Chara fragilis* reagiert, ist die Ausbreitung als Zeichen einer verbesserten trophischen Situation zu werten. Auch im Südteil des Sees deutet die leichte Zunahme der Vorkommen auf eine Verringerung der Nährstoffbelastung hin.

Wie aus den Verbreitungskarten hervorgeht, hat in einigen Seeteilen die quantitative Verbreitung der Art abgenommen. Ein auffälliger Rückgang prägt den Uferabschnitt nördlich bzw. südlich der Gemeinde Breitbrunn, wo sich die Art aus den steinigen Flachwasserbereichen fast vollständig zurückgezogen hat. In den betroffenen Abschnitten ist der Rückgang von *Chara contraria* allerdings nicht als Zeichen einer verschlechterten Wasserqualität zu werten, zumal die Zusammensetzung der Vegetation eher auf einen Rückgang der Nährstoffbelastung hinweisen. Vielmehr ist anzunehmen, dass die Re-Oligotrophierungsprozesse am Ammersee eine veränderte Tiefenpräferenz von *Chara contraria* induzierte, wie sie z. B. im Rahmen von mehrfach durchgeführten Untersuchungen in der Nordbucht des Kochelsees dokumentiert wurden (HARLACHER 1999). Am Ostufer des Ammersees dominieren gegenwärtig jedoch in der von *Chara contraria* präferierten Tiefezone hochwüchsige Bestände des Mittleren Nixenkrauts (*Najas intermedia*) bzw. geschlossene Wiesen der Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa*. Die konkurrenzkräftigen, bis zu 0,5 m hohen Vorkommen verhindern bislang eine Ansiedelung kleinwüchsiger Armleuchteralgen.

*Chara contraria* bildet im Litoral des Ammersees verschiedene, habituell unterschiedliche Wuchsformen aus. Neben der dominanten, rasenbildenden Ausprägung im Flachwasser tritt die Art insbesondere in größerer Wassertiefe bisweilen in lang bestachelter Form als *Chara contraria* var. *hispidula* auf.



**Abbildung 3** Verbreitung von *Chara contraria* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

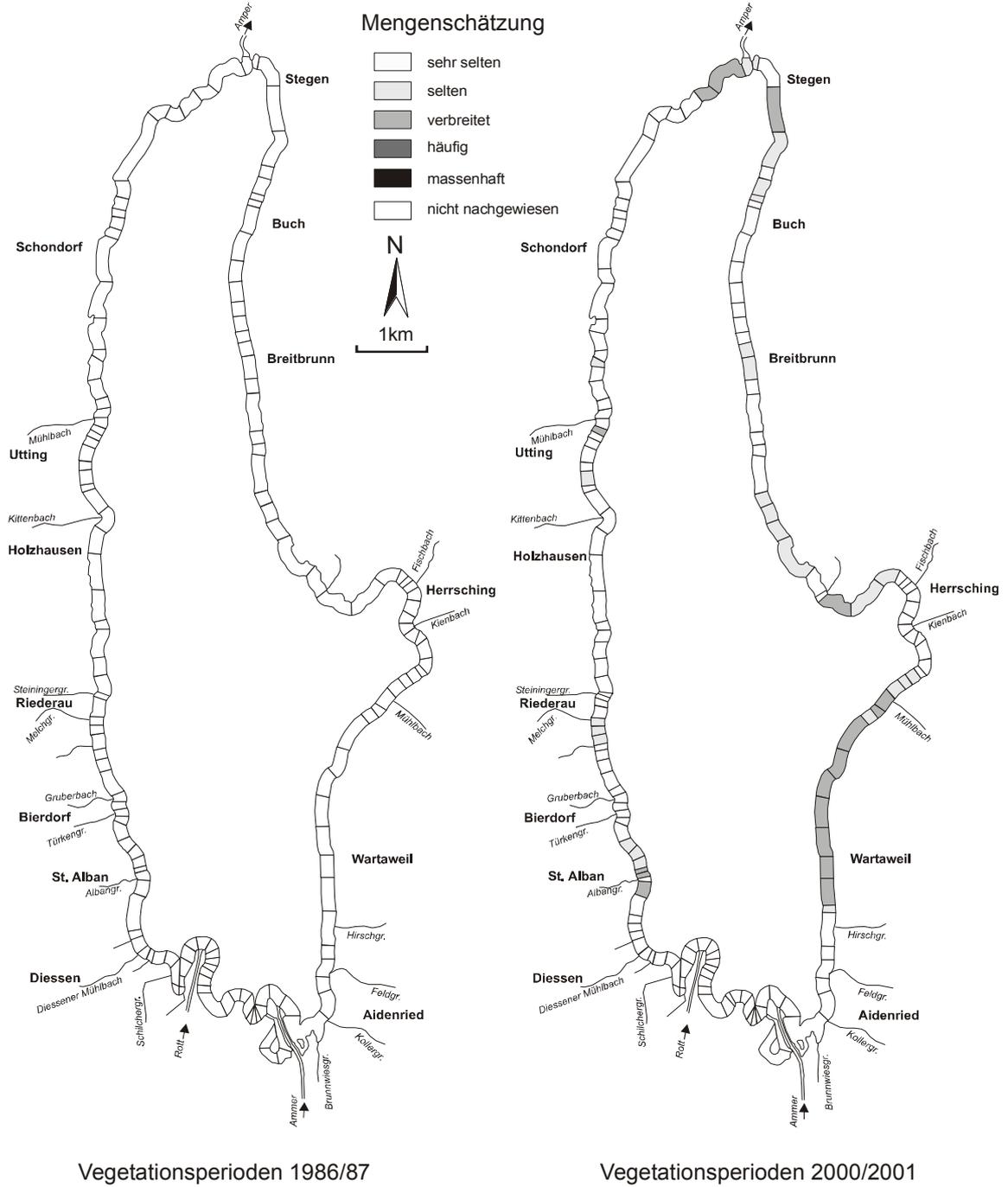
5.1.3 *Chara delicatula*

Die Verbreitung von *Chara delicatula* umfasst elektrolytarne Moorgewässer (KRAUSE 1997) aber auch kalkreiche Seen im bayerischen Voralpengebiet (MELZER et al. 1986, 1987, HARLACHER 1996). Während die Art in den 1980er Jahren im Litoral des Ammersees noch nicht nachgewiesen wurde, summieren sich die von der Art besiedelten Uferabschnitte inzwischen bereits auf ein Drittel der gesamten Uferstrecke. Da die Art nährstoffärmere Standorte bevorzugt (MELZER et al. 1986, HARLACHER 1996), ist davon auszugehen, dass die Ausbreitung am Ammersee in kausalem Zusammenhang zur Verbesserung der trophischen Situation steht.

Im Hinblick auf die Tiefenzonierung bestätigen sich die Beobachtungen früherer Kartierungen am Chiemsee (MELZER et al. 1986). So umfasst die Verbreitung zwar sowohl die

Flachwasserzone als auch die Litoralflächen nahe der unteren Vegetationsgrenze, die bevorzugten Standorte finden sich jedoch in 2,5 bis 3,5 m Tiefe. An oligotrophen Standorten, wie z. B. am Walchensee, wächst die Art hingegen häufig noch in größerer Wassertiefe (HARLACHER 1996).

Schwerpunktmäßig tritt *Chara delicatula* zwischen dem südlichen Ende der Herrschinger Bucht und Wartaweil auf. Auf sandigem Untergrund durchsetzt sie die Bestände des Mittleren Nixenkrauts und der Armlauchteralge *Nitellopsis obtusa*. Streckenweise verdichten sich die Pflanzen aber auch zu rasenartigen Beständen, die sich in Form eines schmalen Gürtels in ca. 3 m Tiefe parallel zum Ufer erstrecken.

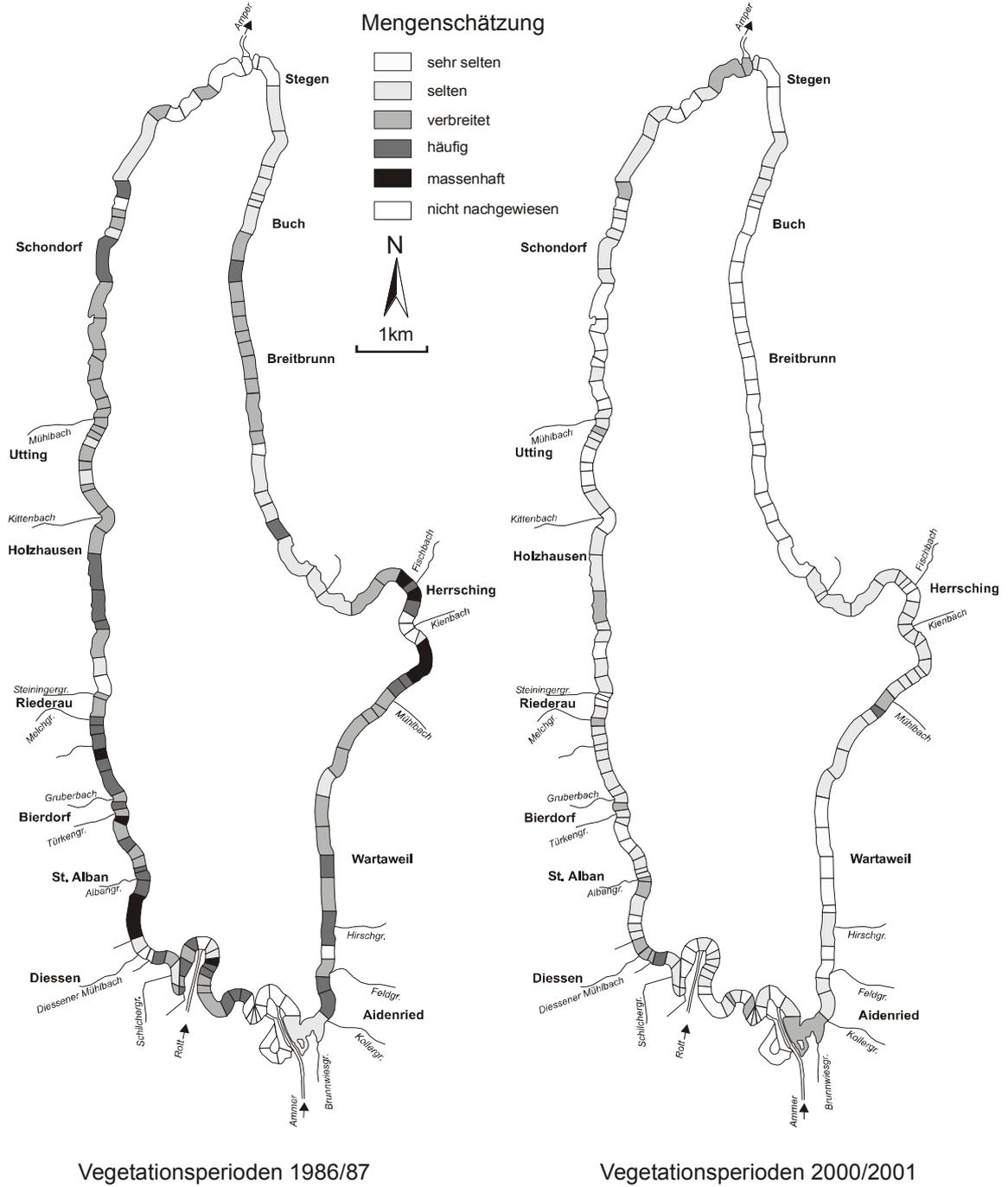


**Abbildung 4** Verbreitung von *Chara delicatula* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

#### 5.1.4 *Chara fragilis*

Im Rahmen der 1986/87 durchgeführten Vegetationsaufnahmen umfasste die Verbreitung von *Chara fragilis* noch 89 % der Gesamtuferlänge. Zu dieser Zeit befand sich die Art offensichtlich gerade in einer Ausbreitungsphase, die von der einsetzenden Re-Oligotrophierung des Ammersees induziert wurde. So wurde seinerzeit beispielsweise südlich der Herrschinger Bucht nahe der unteren Vegetationsgrenze ein großflächiges Aufkommen von Jungpflanzen der Art registriert, was sich als Hinweis auf eine Wiederbesiedelung bereits verödeter Flächen interpretieren ließ (MELZER et al. 1988).

Inzwischen hat die Verbreitung der Art wieder abgenommen. *Chara fragilis* kommt gegenwärtig noch in 77 % der Uferstrecke vor. Die Verbreitungskarten verdeutlichen außerdem einen starken quantitativen Rückgang der Bestände. Großflächige Vorkommen treten gegenwärtig an keiner Stelle mehr auf. Im Falle von *Chara fragilis* ist diese Entwicklung jedoch nicht als Zeichen einer inzwischen wieder erhöhten Nährstoffbelastung zu interpretieren. Armleuchteralgen reagieren zwar generell empfindlich gegenüber Eutrophierung, doch bestehen auch innerhalb dieser Pflanzengruppe artspezifisch ausgeprägte Unterschiede hinsichtlich der Sensitivität. *Chara fragilis* zählt zu den Arten, die noch ein gewisses Maß an Eutrophierung tolerieren. Oft wurde die Art in den bayerischen Seen noch an Standorten nachgewiesen, an denen für andere Characeen keine geeigneten Lebensbedingungen mehr vorlagen (z. B. MELZER et al. 1986, HARLACHER & PALL 1994). Hingegen wird die Art bei einer Verbesserung der trophischen Bedingungen durch empfindlichere Characeen ersetzt. Entlang des Ammersee-Ostufers wurde *Chara fragilis* über weite Strecken von *Nitellopsis obtusa* abgelöst. Besonders augenfällig wird diese Veränderung in der Herrschinger Bucht, wo früher großflächige Bestände von *Chara fragilis* dokumentiert wurden, während gegenwärtig *Nitellopsis obtusa* geschlossene Wiesen ausbildet. Obwohl beide Arten in der gleichen Indexklasse eingestuft sind, scheint *Nitellopsis obtusa* in der gegenwärtigen Phase der Re-Oligotrophierung des Ammersees stärker zu profitieren. In einigen Abschnitten südlich der Herrschinger Bucht wird der Rückgang von *Chara fragilis* inzwischen durch eine Ausbreitung empfindlichere Arten wie *Chara delicatula* und *Chara contraria* kompensiert.



**Abbildung 5**      Verbreitung von *Chara fragilis* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

### 5.1.5 *Chara tomentosa*

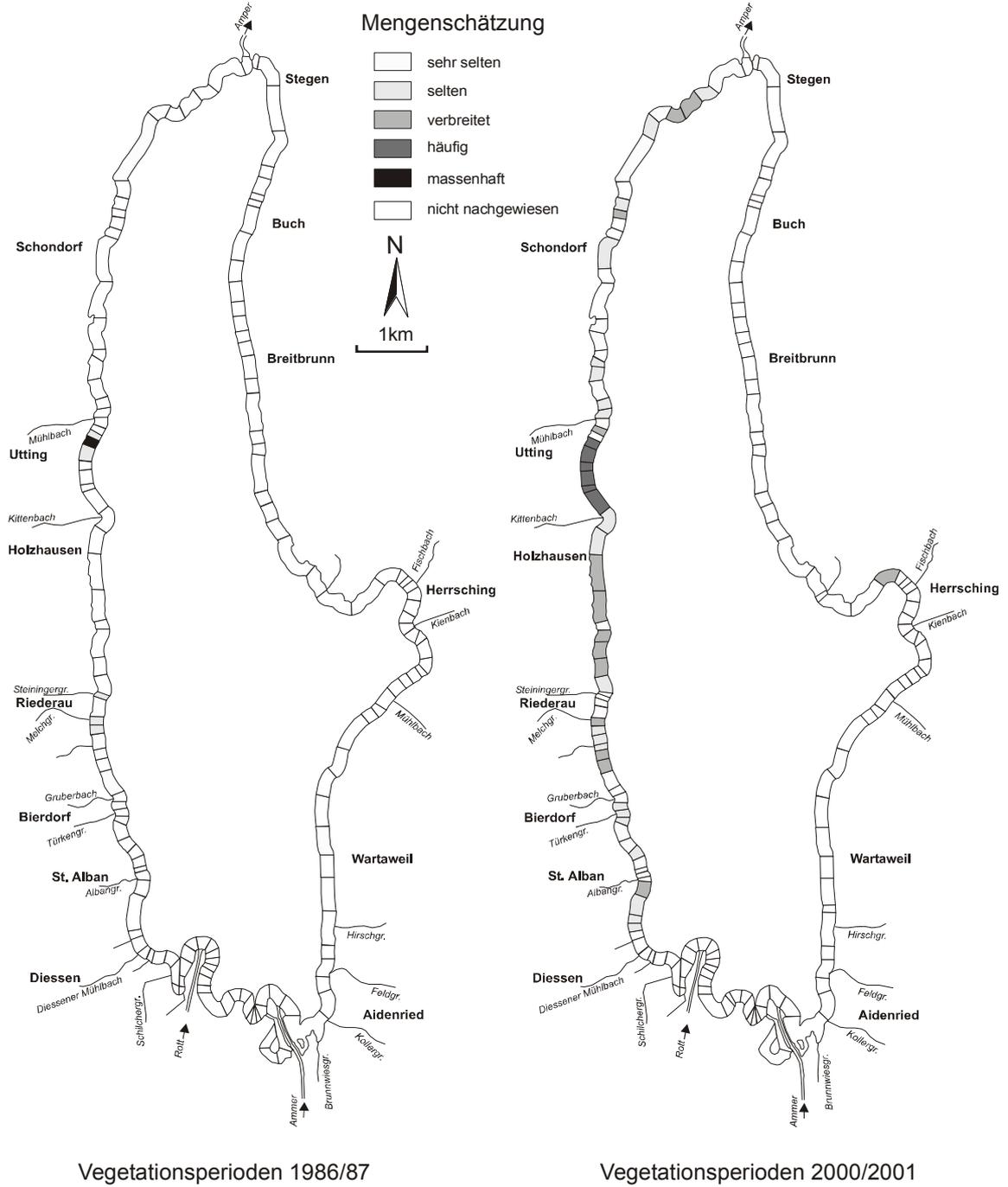
*Chara tomentosa* gehört zu den habituell auffälligsten Arten der bayerischen Characeenflora. Ihre Größe sowie der sparrige, geweihähnliche Sprossaufbau verleiht der Art ein unverwechselbares Aussehen. Nicht selten bildet die getrenntgeschlechtliche Art ausgedehnte Dominanzbestände aus, wobei der braunrote Farbton der männlichen Pflanzen, die oft mit leuchtendrot gefärbten Antheridien besetzt sind, ein weithin sichtbares Kennzeichen liefert.

*Chara tomentosa* verhält sich zwar nicht streng oligotroph, allerdings dringt die Art nur unter nährstoffarmen Bedingungen in größere Wassertiefen vor. So bildet die Art z. B. am österreichischen Attersee nach eigenen Beobachtungen bis 8 m Tiefe ausgedehnte Dominanzbestände aus. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde die Art am Bodensee sogar noch in 30 m Wassertiefe nachgewiesen (SCHROETER & KIRCHNER 1902 zit. in LANG 1973). Bei einer Erhöhung der Nährstoffbelastung verlagern sich die Vorkommen ins Flachwasser, wo die kalkinkrustierten, zerbrechlichen Pflanzen allerdings dem Wellenschlag exponiert sind. Vermutlich erklärt sich damit das Phänomen, dass ausgedehnte Flachwasserbestände an den bayerischen Seen primär in windgeschützten Uferabschnitten auftreten (vgl. MELZER et al. 1986, 1988).

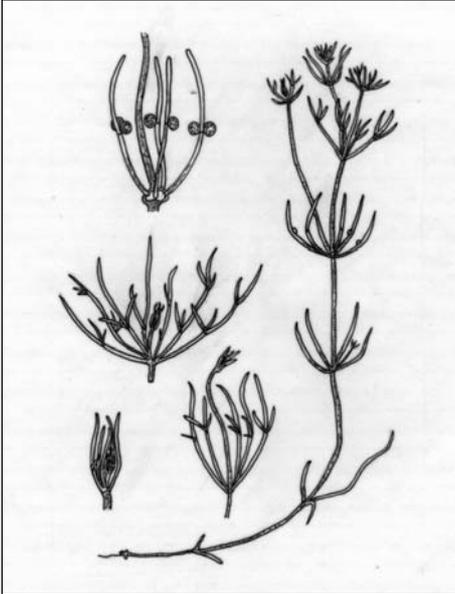
Im Litoral des Ammersees hat die Verbreitung von *Chara tomentosa* seit der Vegetations-Aufnahme in den 1980er Jahren deutlich zugenommen. Die Art konnte sich von 9 % auf gegenwärtig bereits 37 % der gesamten Uferlänge ausbreiten. Im vorliegenden Verbreitungsmuster spiegelt sich allerdings eine klare Präferenz wellengeschützter Standorte wider. Abgesehen von den Vorkommen im geschützten Nordwestteil der Herrschinger Bucht, konnte sich die Art in erster Linie entlang des Ammersee-Westufers ausbreiten, an dem die Pflanzen generell in geringerem Umfang der Einwirkung von Wind und Wellen ausgesetzt sind.

Bereits in den 1980er Jahren wies die Art am Westufer nahe dem Landungssteg bei Utting einen Verbreitungsschwerpunkt auf. Während die Bestände früher allerdings kaum unter 1 m Wassertiefe reichten, liegt die untere Verbreitungsgrenze der Art jetzt bereits bis 3,5 m Wassertiefe. Außerdem konnte *Chara tomentosa* ihr Vorkommen deutlich nach Süden hin ausdehnen. Gegenwärtig erstrecken sich ausgehend vom Landungssteg Utting bis kurz vor den zufließenden Kittenbach sehr dichte Bestände der Art.

Rund um die zahlreichen Ankerbojen für Segelboote sind auffallende Lücken in den Characeenwiese zu beobachten. Sie werden von den Ketten verursacht, mit denen die Bojen verankert sind und mit mehreren Metern Spielraum rund um den Anker über den Untergrund schleifen. Während im Flachwasser dadurch kreisrunde, vegetationsfreie Flächen entstehen, werden an den weiter seeseitig vorgelagerten Ankerplätzen, an denen bereits ein größerer Böschungswinkel vorliegt, von den Ketten kraterförmige Vertiefungen in den Untergrund gefräst.



**Abbildung 6** Verbreitung von *Chata tomentosa* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

5.1.6 *Nitellopsis obtusa*

Seit der ersten Untersuchung des Ammersees hat die quantitative Verbreitung von *Nitellopsis obtusa* deutlich zugenommen. Während die Art früher nur in wenigen Abschnitten bestandsbildend auftrat, kommt sie gegenwärtig bereits über weite Strecken in Form von zusammenhängenden unterseeischen Rasen vor. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt eindeutig im tieferen Bereich des Litorals. Häufig beginnen die Vorkommen in ca. 2,5 m Tiefe und formen bis etwa 3 m Tiefe Mischbestände mit anderen makrophytischen Arten wie dem Südlichen Wasserschlauch, dem Nixenkraut sowie dem Durchwachsenen Laichkraut. Unterhalb davon bildet die Art oft Dominanzbestände aus, die häufig erst unterhalb von 5 m Wassertiefe auflockern. Im Nordteil des Sees endet die Verbreitung der Art nicht selten erst in 7,5 m Tiefe, stellenweise wurden noch in 8,5 m Tiefe Exemplare nachgewiesen (Ab-

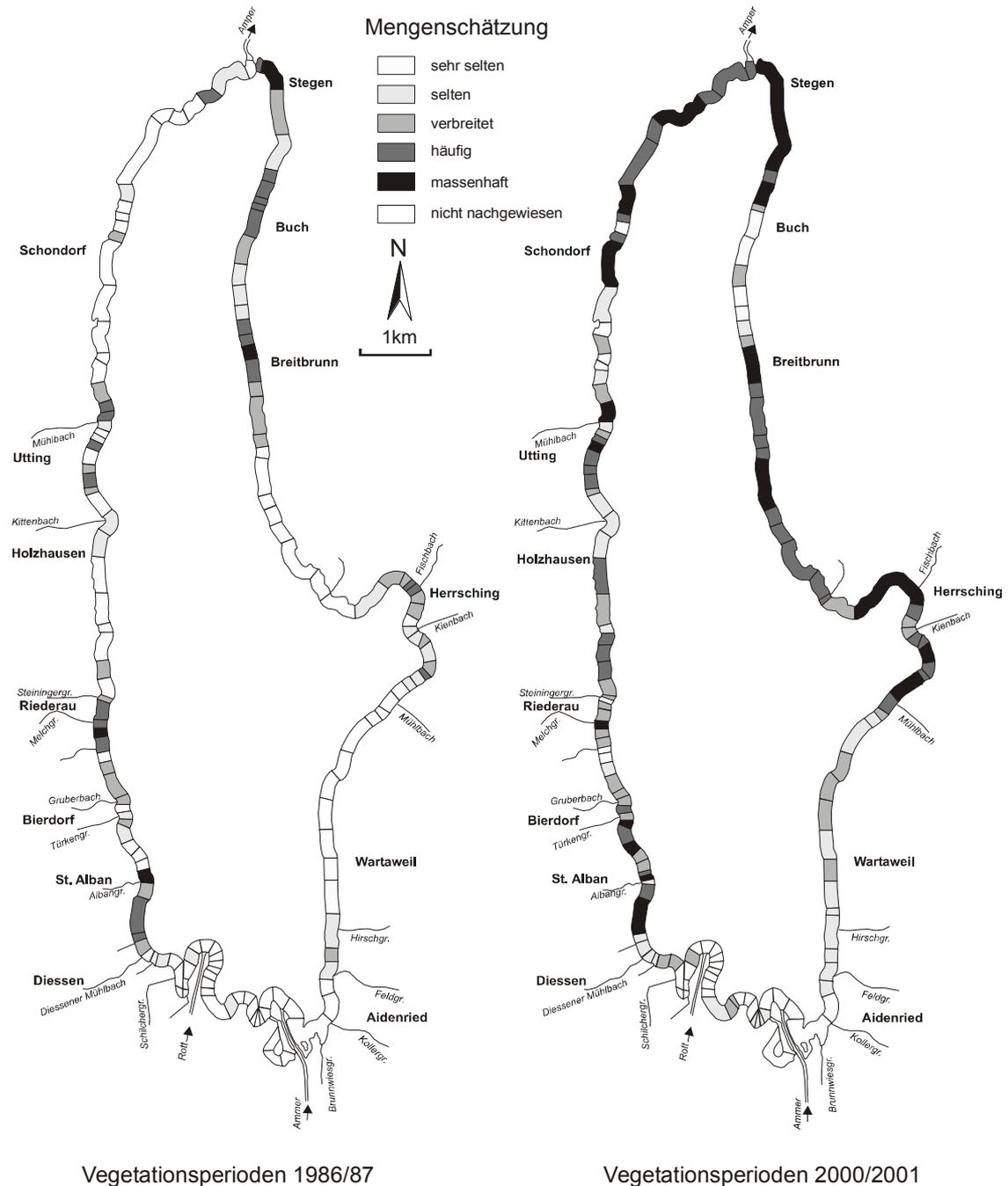
schnitt 3). In Ufernähe tritt die Armleuchteralge hingegen nur im ausgebaggerten Hafenbecken der staatlichen Seenschiffahrt sowie in der zur Dampferanlegestelle führenden Fahrinne auf. Erwähnenswert sind außerdem die Flachwasserstandorte im Bereich der Segelhäfen am Westufer (Abschnitte 105 und 129). Hier bildet *Nitellopsis obtusa* vitale Bestände, die sich vom See her entlang der Steganlagen als schmales Band bis nahe ans Ufer erstrecken.

Stark ausbreiten konnte sich die Art insbesondere im Nordteil des Sees sowie entlang der Uferstrecke zwischen Breitbrunn und der Herrschinger Bucht. Selbst in Abschnitten, in denen sie früher völlig fehlte (z. B. Abschnitte 22 und 23), wurden im Rahmen der aktuellen Untersuchungen bereits geschlossene Vorkommen nachgewiesen. In der Herrschinger Bucht wurde auf Höhe des zufließenden Fischbachs eine deutliche Zunahme der Bestände verzeichnet. Hier enden die bis zu 50 cm hohen *Nitellopsis*-Wiesen erst in 6 bis 6,8 m Wassertiefe (Abschnitte 33, 34), d. h. in einer Entfernung zum Ufer von mehreren Hundert Metern.

Im Südteil des Ammersees ist die Art noch immer etwas geringer verbreitet, trotzdem ist auch hier eine Zunahme zu verzeichnen. Nur die Mündungsbereiche von Ammer und Rott werden völlig gemieden. Es ist zu berücksichtigen, dass sich *Nitellopsis obtusa* vorwiegend in vegetativer Form über stärkegefüllte Bulbillen verbreitet, die unterirdisch an Rhizoidzellen gebildet werden. Die Besiedelung von Abschnitten, in denen die Art Ende der 1980er Jahre noch fehlte, dürfte von diesen im Sediment deponierten Verbreitungseinheiten ausgehen. Sie könnten von Beständen stammen, die durch die zwischenzeitliche Verschlechterung der Wasserqualität von ihren ehemaligen Standorten verdrängt wurden und gegenwärtig wieder bessere Standortbedingungen vorfinden.

*Nitellopsis obtusa* zählt zwar nicht zu den streng oligotraphenten Characeen, toleriert jedoch nur ein gewisses Maß an Belastung. Im Rahmen einer Untersuchung des ultra-oligotrophen Attersees war festzustellen, dass die Art nur im Umfeld einmündender Zuläufe auftrat, die zu einer lokal begrenzten Erhöhung des Nährstoffangebots im See führten. Im direkten Einflussbereich der Bäche wurde die

Art hingegen regelmäßig von *Chara fragilis* ersetzt, einer Chara-Art, die geringere Ansprüche an die Wasserqualität stellt. Aus der räumlichen Verteilung der beiden Arten war abzuleiten, dass *Nitellopsis obtusa* zwar von einer leichten Erhöhung des Nährstoffangebots profitiert, im Vergleich zu *Chara fragilis* jedoch eine geringere Toleranz gegenüber Eutrophierung aufweist. Die Tatsache, dass die am Ammersee früher vorherrschenden Bestände von *Chara fragilis* von *Nitellopsis obtusa* ersetzt wurden, ist demzufolge als Zeichen einer Verbesserung der Wasserqualität zu werten.



**Abbildung 7** Verbreitung von *Nitellopsis obtusa* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

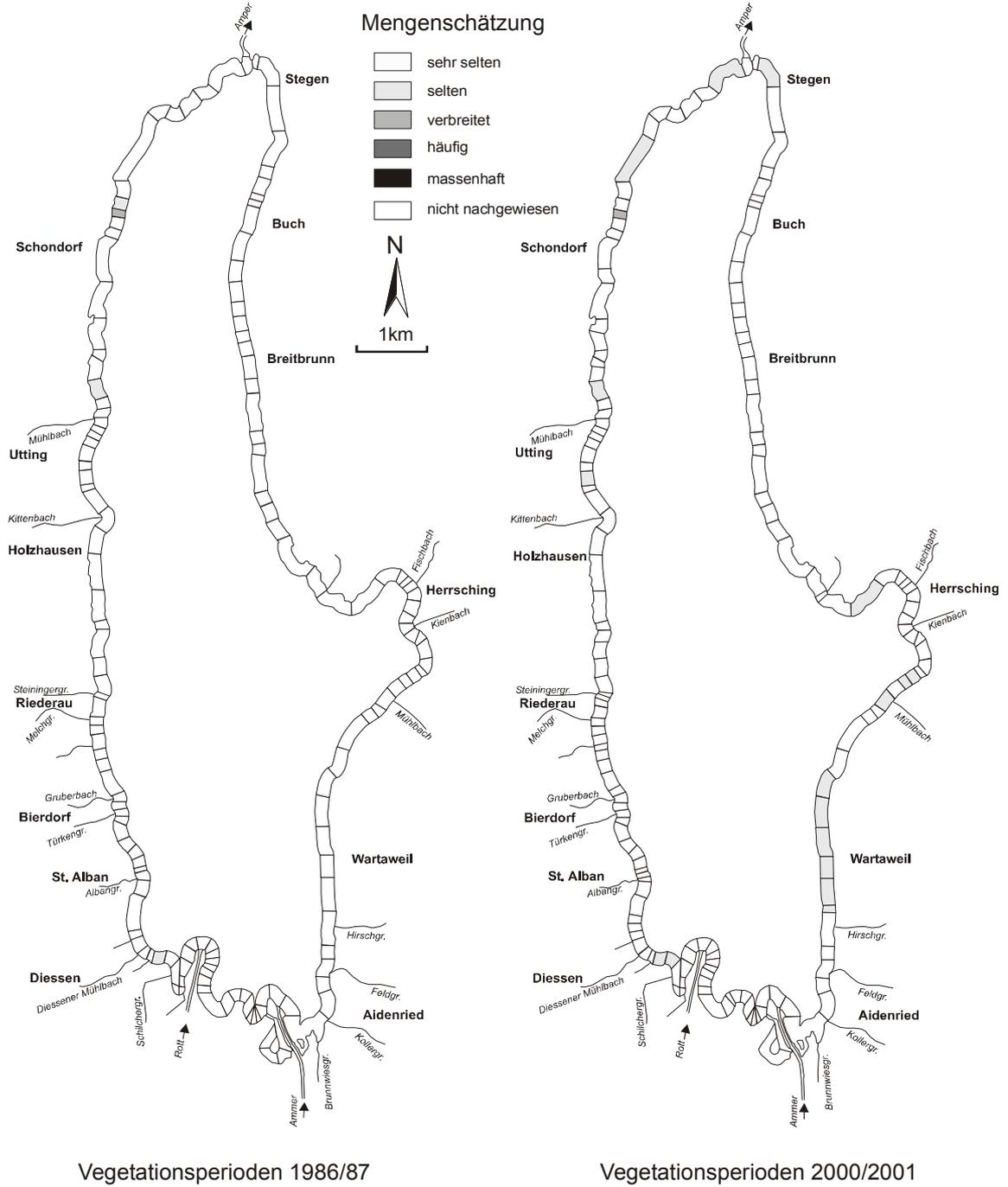
### 5.1.7 *Tolypella glomerata*

*Tolypella glomerata*, gemäß Roter Liste eine in Deutschland vom Aussterben bedrohte Armleuchteralge (SCHMIDT et al. 1996), kommt an den bayerischen Voralpenseen zumeist nur sporadisch vor. Größere Bestände konnten im Rahmen von durchgeführten Tauchkartierungen im Litoral des Walchen- und Tegernsees dokumentiert werden (MELZER & HÜNERFELD 1990, HARLACHER 1996). Auffallend häufig wurde die Art jedoch zu Beginn der 1990er Jahre im Litoral des Kochelsees nachgewiesen (HARLACHER & PALL 1992). Hier ließ sich außerdem im Zeitraum von 1988 bis 1993 infolge der Re-Oligotrophierung des Sees eine deutliche Zunahme der Bestände belegen (HARLACHER 1994).

Im Litoral des Ammersees wurde *Tolypella glomerata* in den 1980er Jahren ausschließlich entlang des Westufers nachgewiesen. Einige dieser Vorkommen konnten im Rahmen der aktuellen Vegetationsaufnahme bestätigt werden, größere Bestände bildete die Art jedoch auch im Sommer 2000 an keiner Stelle aus. *Tolypella glomerata* durchsetzt vielmehr zerstreut die Vorkommen von *Chara contraria* oder *Nitellopsis obtusa*.

Verglichen mit den Ergebnissen der Vegetationsaufnahme aus den 1980er Jahren fällt auf, dass sich die Vorkommen etwas weiter in die Tiefe verlagerten. Während die Art früher fast ausschließlich in Ufernähe nachgewiesen wurde, bevorzugt *Tolypella glomerata* gegenwärtig Standorte in 3 bis 4 m Tiefe. Das gleiche Phänomen, d. h. eine durch Re-Oligotrophierung induzierte Verlagerung der Tiefenpräferenz ließ sich am Kochelsee dokumentieren (HARLACHER 1994). An oligotrophen Seen tritt die Art grundsätzlich in größerer Wassertiefe auf (MELZER & HÜNERFELD 1990, HARLACHER 1996).

Neben den Standorten am Westufer wurde die Art inzwischen auch bei Stegen, in der Herrschinger Bucht sowie entlang des Ostufers auf Höhe von Wartaweil nachgewiesen. In den meisten Abschnitten scheint die Ausbreitung von *Tolypella glomerata* jedoch durch die rasenbildenden Vorkommen von *Nitellopsis obtusa* limitiert zu werden.



**Abbildung 8** Verbreitung von *Tolypella glomerata* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

## 5.2 Höhere Wasserpflanzen

### 5.2.1 *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii*



Die beiden Wasserpest-Arten gehörten ursprünglich zur Flora Nordamerikas. *Elodea canadensis* wurde bereits zu Beginn des 19. Jahrhunderts nach Europa eingeschleppt und entwickelte sich infolge einer massenhaften Ausbreitung rasch zu einem Problem für Fischerei und Schifffahrt. Die Bestände gingen jedoch sehr schnell zurück, wobei als Ursachen neben biotischen Faktoren (WALKER 1912) eine Erschöpfung des Sediments an Spurenelementen wie Eisen und Mangan (CHITTENDEN et al. 1976) diskutiert wurden. Inzwischen gehört *Elodea canadensis* an den bayerischen Stillgewässern zu den weniger häufigen Arten; lediglich in kleineren Seen und Weihern im Allgäu, z. B. im Niedersonthofener See sowie im Eschacher- und Notzenweiher bei Kempten (MELZER et al. 1986), wurden noch zu Beginn der 1980er Jahre Massenvorkommen dokumentiert.

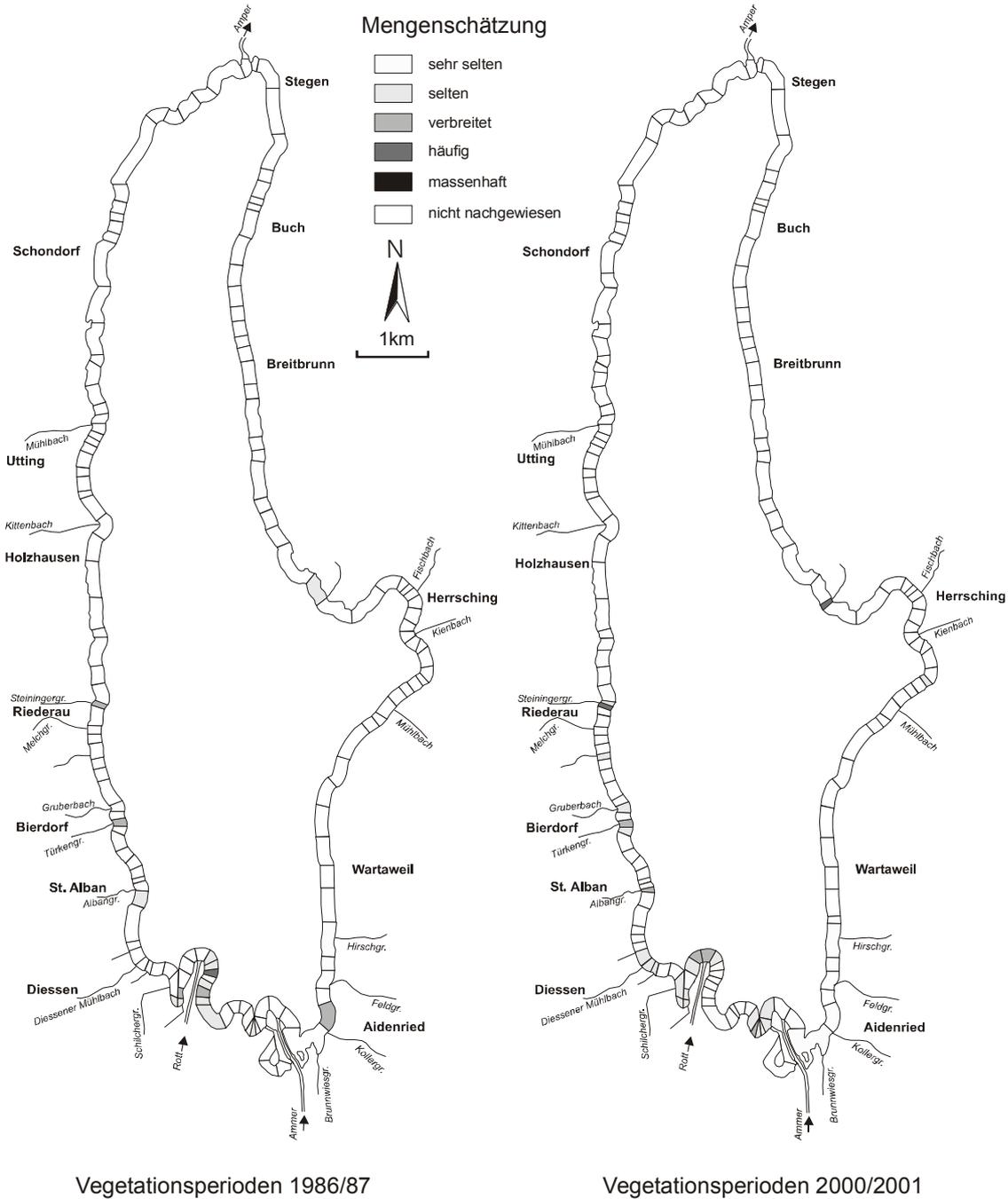
*Elodea nuttallii* hingegen gelangte erst in jüngerer Zeit über Belgien und die Niederlande in die deutschen Gewässer. Inzwischen zählt die Art auch in bayerischen Seen und Flüssen zu den verbreiteten Arten. Gegenwärtig verhält sich *Elodea nuttallii* gegenüber der Kanadischen Wasserpest deutlich konkurrenzkräftiger, denn nach eigenen Erkenntnissen konnte die Art, z. B. in verschiedenen Stauhaltungen an Donau und Lech innerhalb weniger Jahre die Bestände von *Elodea canadensis* fast vollständig ersetzen. Analoge Vegetationsumschichtungen wurden bereits Anfang der 1980er Jahre in Großbritannien beschrieben (SIMPSON 1984).

An den bayerischen Voralpenseen treten die Wasserpest-Arten bevorzugt im Einflussbereich nährstoffreicher Zuläufe auf. Nicht selten gedeihen die Arten auch im Einfluss subaquatischer Quelltutritte. An diesen Standorten profitieren die beiden Arten insbesondere von einem erhöhten Angebot an Ammonium – ein Pflanzennährstoff, der als typischer Verschmutzungs-Indikator gilt. Aus Laborversuchen ist bekannt, dass die Wasserpestarten Ammonium als Stickstoffquelle bevorzugen (MÜNCH 1989, OZIMEK et al. 1993).

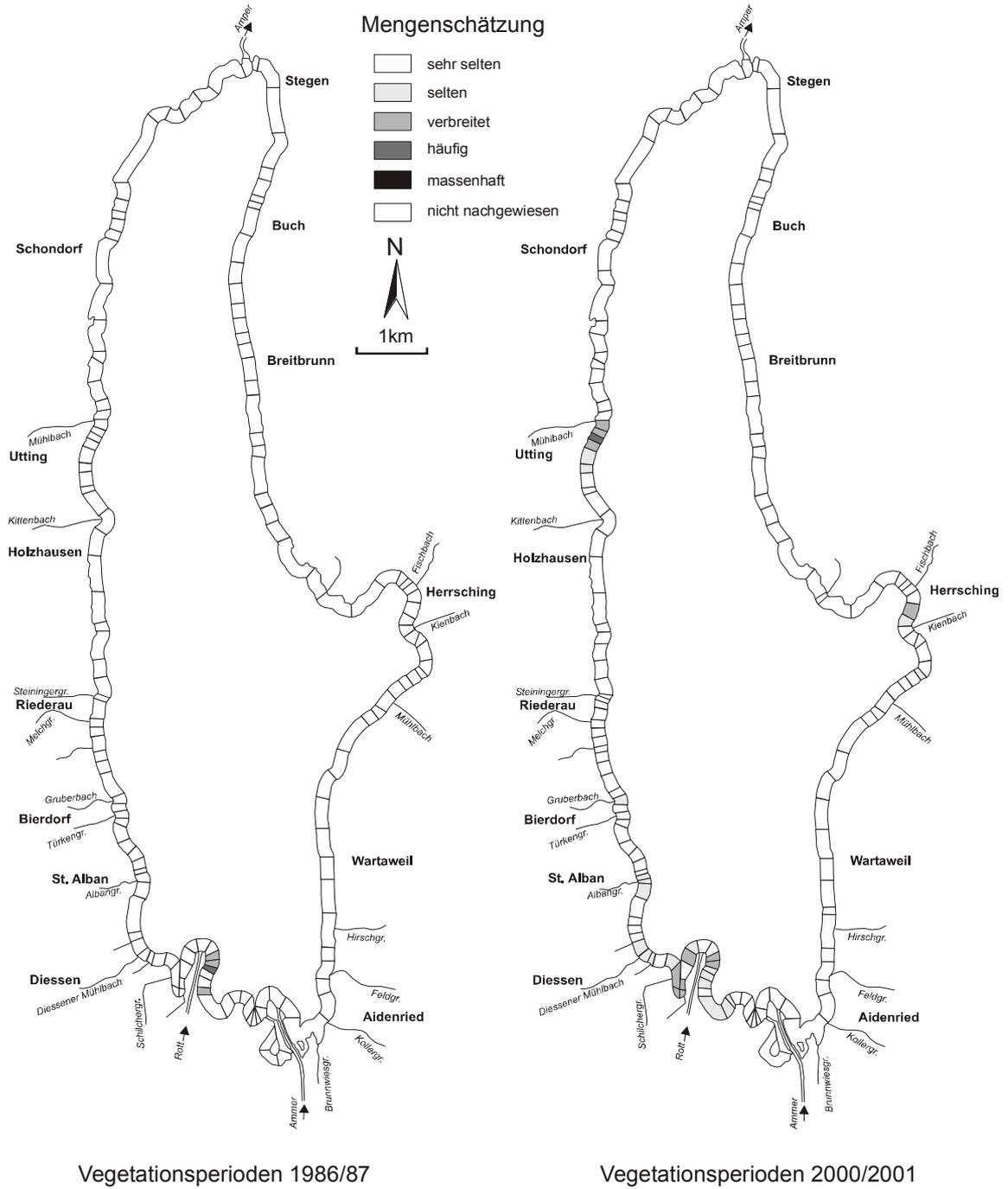
Im Litoral des Ammersees konzentriert sich die Verbreitung der Wasserpest-Arten auf die südlichen Seeteile. Sie bevorzugen Abschnitte, die von zufließenden Bächen beeinflusst werden. So gedeihen beide Arten z. B. entlang des Mündungsdeltas der Rott sowie im Einflussbereich der Bäche zwischen Dießen und Riederau.

Ein auffallendes, in den 1980er Jahren noch nicht dokumentiertes Vorkommen bildet *Elodea nuttallii* in den Uferabschnitten auf Höhe von Utting. Die Förderung geht von einem zufließenden Quellgraben aus, dessen hohes Belastungspotential bereits im Rahmen der ersten Makrophytenkartierung aufgezeigt wurde (vgl. MELZER et al. 1988).

Weitere Bestände der Art wurden in der Herrschinger Bucht dokumentiert. Bei dem Standort handelt sich um das Hafengelände der Rhein-Main-Donau AG. In der Ausbuchtung bildet *Elodea nuttallii* großflächige, ca. 1,5 m hohe Bestände, die von wolkenartigen Formationen fädiger Grünalgen durchsetzt werden. Die Vorkommen sind ebenfalls als sicheres Zeichen von massiven Nährstoffeinträgen zu werten, wenngleich im Rahmen der Geländearbeiten kein kausaler Zusammenhang zu einer oberirdischen Belastungsquelle abzuleiten war.

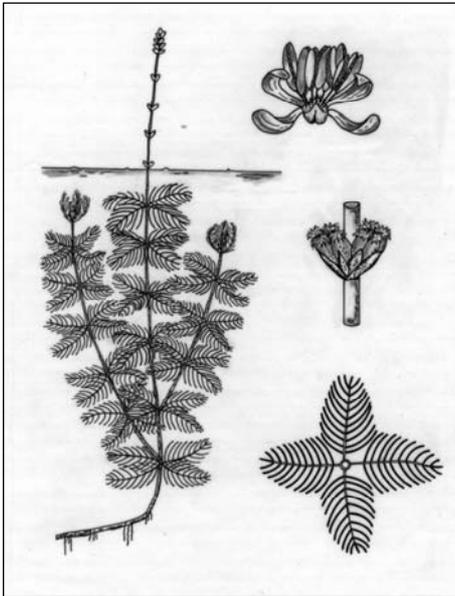


**Abbildung 9** Verbreitung von *Elodea canadensis* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001



**Abbildung 10** Verbreitung von *Elodea nuttallii* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

### 5.2.2 *Myriophyllum spicatum*



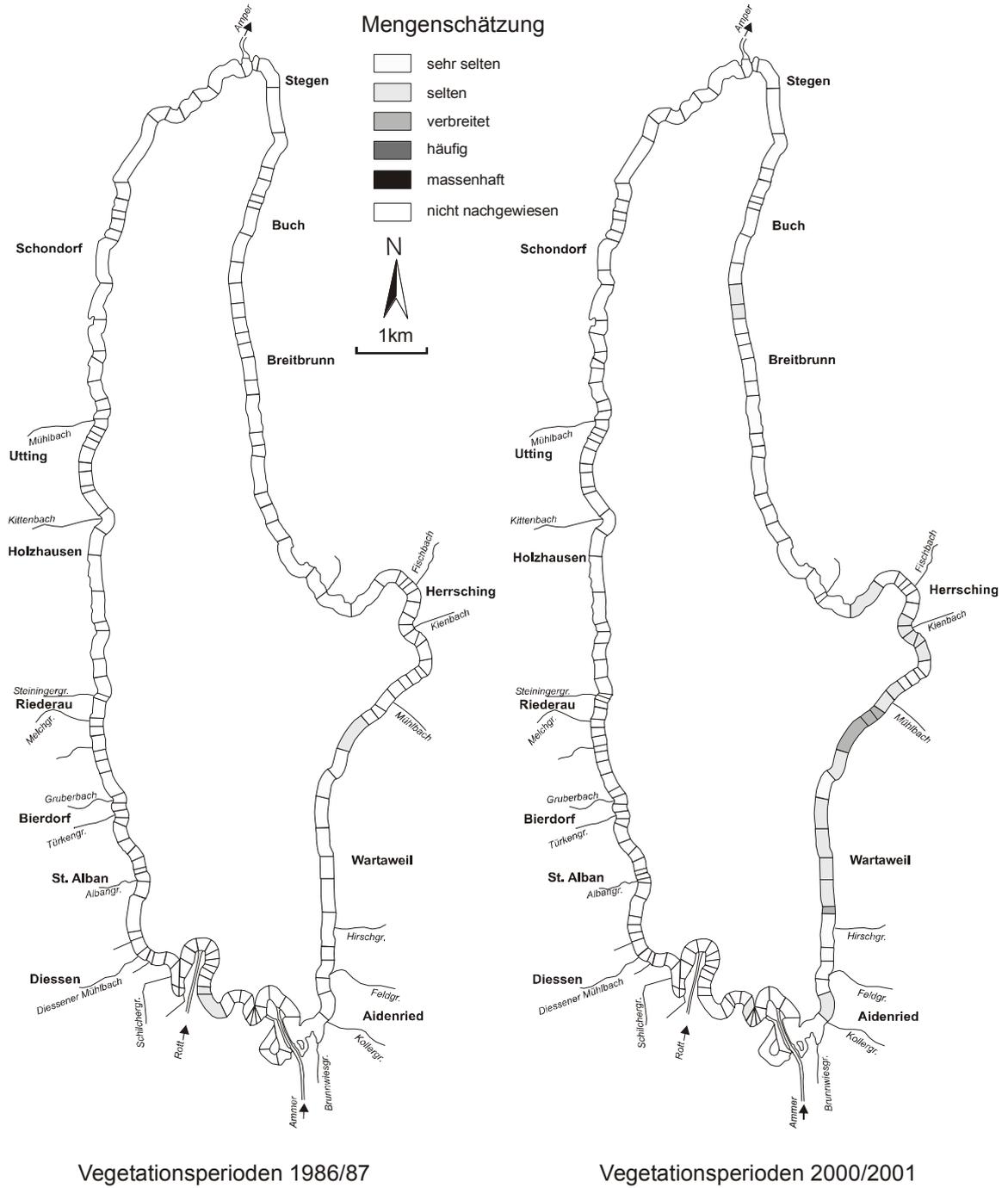
An den bayerischen Voralpenseen gedeiht das Ährige Tausendblatt an eutrophierten aber auch an oligotrophen Standorten. Die quantitativ bedeutsamsten Vorkommen wurden allerdings in mäßig belasteten Seen nachgewiesen, so z. B. im Staffelsee und Riegsee (vgl. HARLACHER & HANTKE 1994, HARLACHER 2002). Möglicherweise wird die Verbreitung der „leicht wärmeliebend“ (CASPER & KRAUSCH 1981) eingestuften Art durch eine erhöhte sommerliche Wassertemperatur dieser Seen begünstigt. Hierfür spricht auch die Tatsache, dass die Art kühle Seen, wie z. B. den Kochelsee oder Walchensee weitestgehend meidet.

Das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) gehört zu den makrophytischen Arten, die unter günstigen Standortbedingungen bisweilen dichte Massenvorkommen ausbilden.

Durch Beschattung (AIKEN et al. 1979) sowie durch die Abgabe von allelopathisch wirkenden, phenolischen Verbindungen (PENNAK 1973, AGAMI & WAISEL 1985) kann die Art sogar das Wachstum anderer Wasserpflanzen unterdrücken.

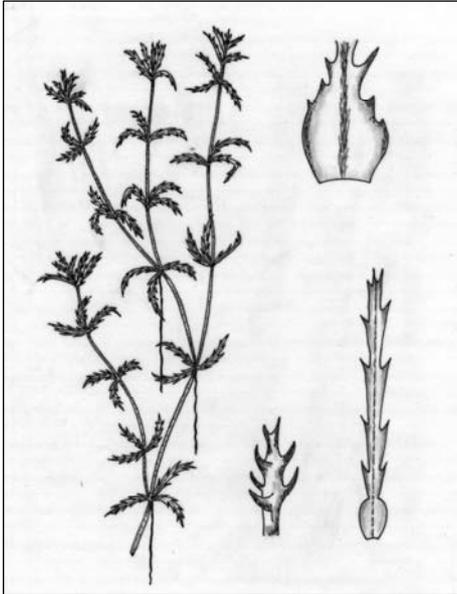
Im Litoral des Ammersees zählt das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) zu den seltenen makrophytischen Arten. Bereits die Ergebnisse der ersten Vegetationsaufnahme (vgl. MELZER et al. 1988) zeigten, dass der See für die Art keine günstigen Standortbedingungen bietet. Inzwischen konnte sich die Art zwar stellenweise etwas ausbreiten, größere Bestände, wie sie z. B. im Litoral des benachbarten Pilsensees sowie des Wörthsees nachgewiesen wurden, treten am Ammersee an keiner Stelle auf.

Abgesehen von kleineren Vorkommen am Ostufer zwischen Breitbunn und Buch sowie wenigen Einzelfunden entlang des Westufers beschränkt sich die Verbreitung des Tausendblatts auf die Uferstrecke zwischen Herrschinger Bucht und Aidenried. Bestandsbildend tritt die Art jedoch auch in diesem Seeteil nur südlich des einmündenden Mühlbachs auf (Abschnitte 47 bis 49). Auf kiesig-sandigem Untergrund bildet *Myriophyllum spicatum* bevorzugt in 2 bis 3 m Tiefe kleinere horstartige Vorkommen zwischen den dominierenden Vorkommen des Nixenkrauts sowie der Armleuchteralge *Chara contraria*. Vereinzelt wächst das Tausendblatt (Abschnitt 47) aber auch noch an der unteren Grenze des bewachsenen Litorals in 6,5 m Wassertiefe.



**Abbildung 11** Verbreitung von *Myriophyllum spicatum* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

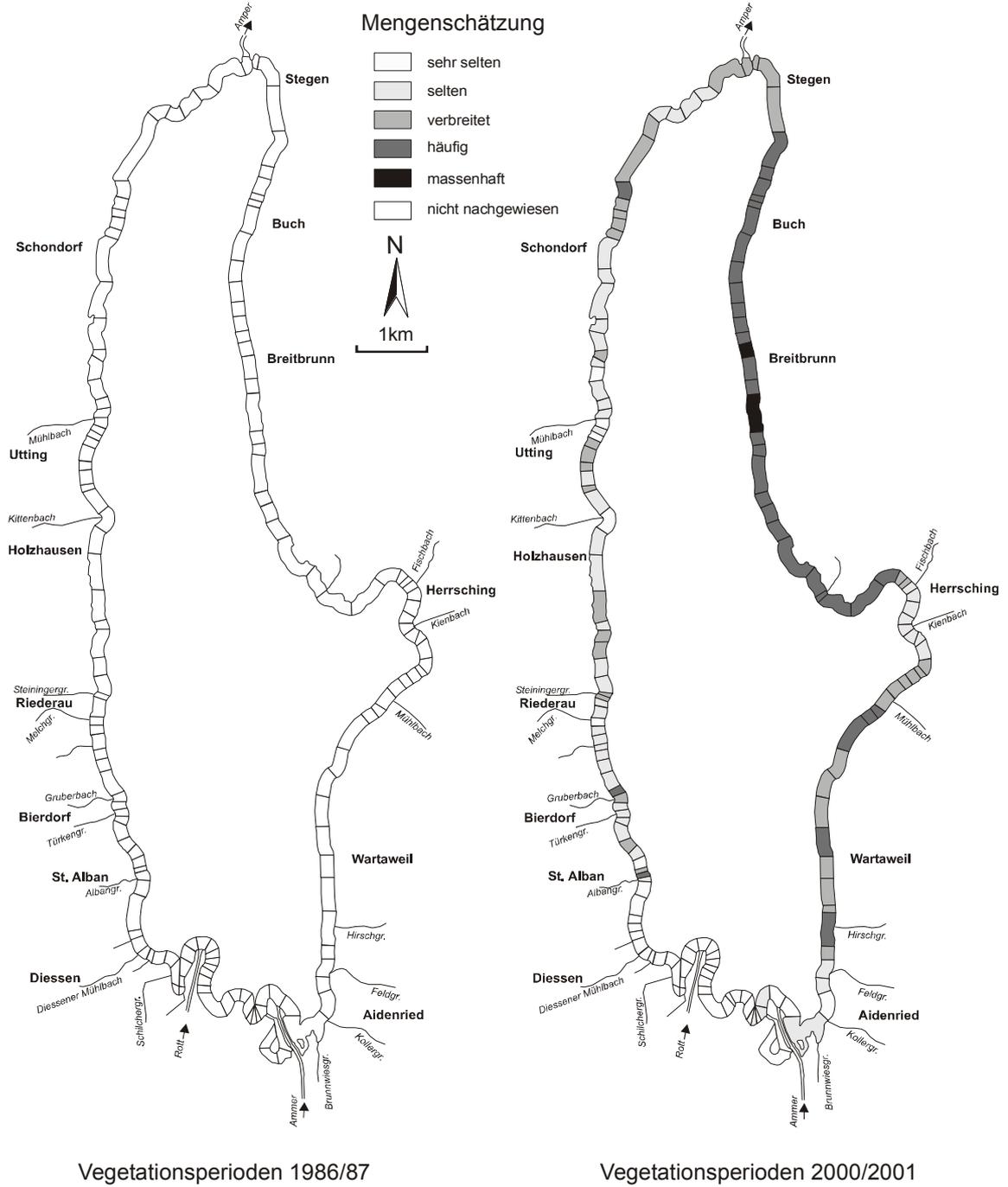
### 5.2.3 *Najas marina* ssp. *intermedia*



An den bayerischen Seen gehörte das Mittlere Nixenkraut früher zu den seltenen makrophytischen Arten. Im Rahmen der zurückliegenden Vegetationsaufnahmen wurde die Art nur an den Seen bei Eggstätt-Hemhof sowie an den beiden dem Ammersee benachbarten Wörth- und Pilsensee in größerer Verbreitungsfrequenz nachgewiesen. In der Roten Liste Bayerns und Deutschlands wird die Art als „stark gefährdet“ eingestuft (BFN 1996).

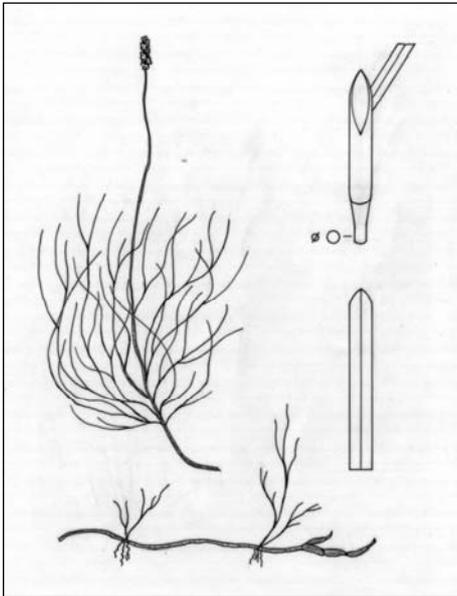
Am Ammersee kam das Nixenkraut in den Jahren 1986/87 nur vereinzelt am nördlichen Ausgang der Herrschinger Bucht vor. Es war anzunehmen, dass die Art über den Fischbach – die Verbindung zum Pilsensee – in den Ammersee gelangte. Inzwischen konnte sie sich außergewöhnlich stark ausbreiten und gehört gegenwärtig entlang des Ostufers bereits zu den

dominierenden makrophytischen Pflanzen. Die Verbreitung reicht vom Flachwasser, wo die Art büschelförmig zwischen Steinen wächst, bis an die untere Vegetationsgrenze in 7 bis 8 m Tiefe. Ihre Hauptbiomasse bildet die Art allerdings bevorzugt in mittleren Tiefen aus. Vor allem am Ostufer verläuft ein dichter Pflanzengürtel entlang der Kalktuffformationen, die sich in knapp 2 m Tiefe als Abbruchkante zwischen Buch und Herrschinger Bucht erstrecken. Hier verdichten sich die Pflanzen gegen Ende der Vegetationsperiode zu geschlossenen, 40 bis 50 cm hohen Dominanzvorkommen, die nur von den wurzellosen Sprossen des Südlichen Wasserschlauchs durchsetzt werden. Erst unterhalb von 3 m Tiefe wird das Nixenkraut von hochwüchsigen Beständen der Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa* abgelöst.



**Abbildung 12** Verbreitung von *Najas marina* ssp. *intermedia* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

### 5.2.4 *Potamogeton filiformis*



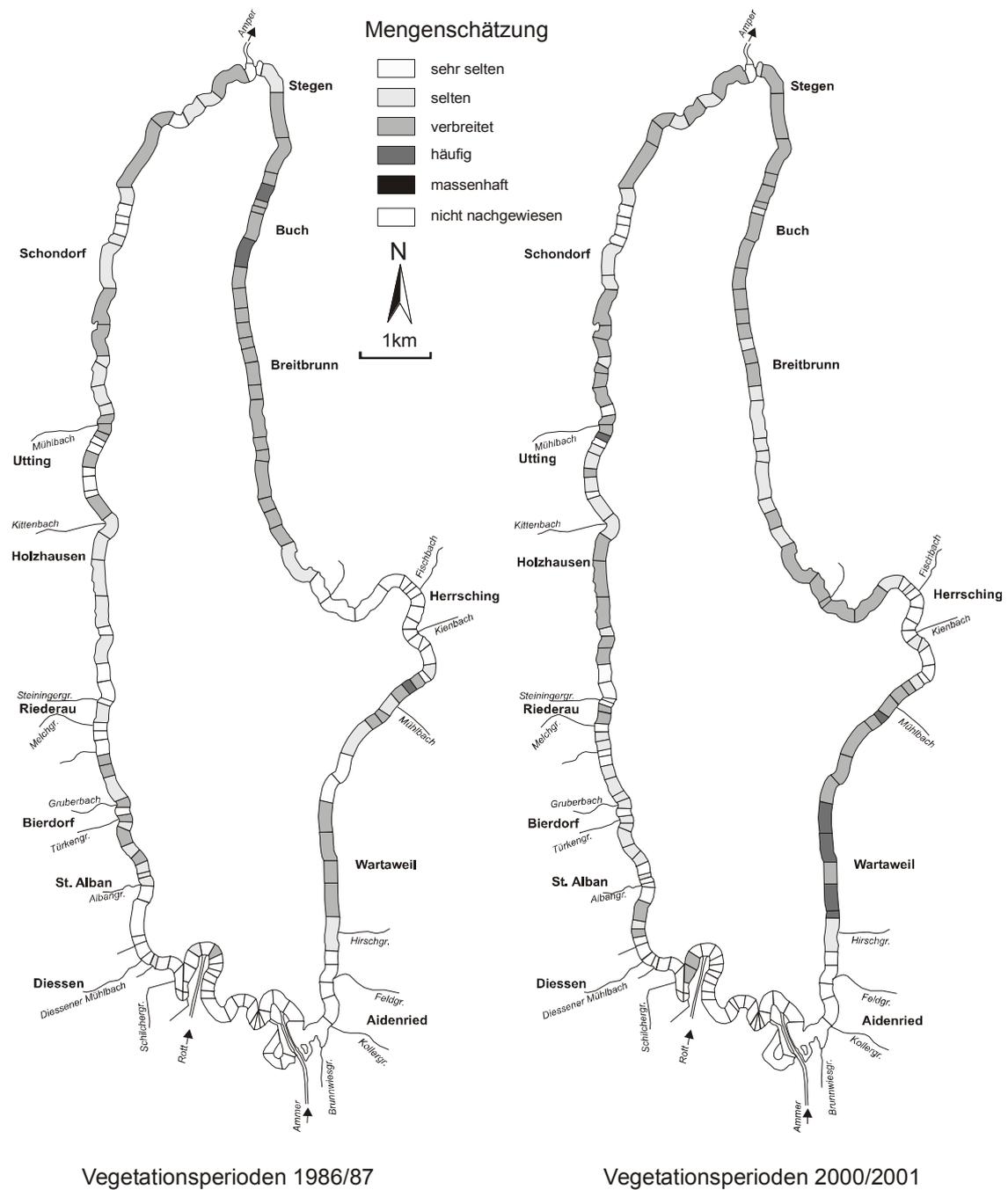
Das Fadenblättrige Laichkraut (*Potamogeton filiformis*) gilt allgemein als typische Flachwasserpflanze, deren bevorzugte Standorte in Ufernähe zwischen 0,5 und 1,5 m Wassertiefe liegen (HUTCHINSON 1975, MELZER et al. 1986, 1988). Die Vorliebe für Flachwasserbereiche ließ sich im Rahmen zurückliegender Makrophyten-Kartierungen am Ammersee und Chiemsee bestätigen, allerdings scheint diese Präferenz in erster Linie auf einem hohen Lichtbedarf der Pflanzen zu beruhen, denn in oligotrophen Gewässern mit hoher Wassertransparenz kann die Art durchaus noch in größere Wassertiefen vordringen. Am Wörth- und Tegernsee reichen die Vorkommen bis ca. 4 m (MELZER et al. 1988, MELZER & HÜNERFELD 1990), im Litoral des Walchensees sogar bis 5,5 m Tiefe (HARLACHER 1996).

Während die Art im Litoral des Chiem- und Ammersees noch eine gewisse Toleranz gegenüber erhöhter Nährstoffbelastung erkennen ließ, deutet das Verbreitungsmuster an anderen Seen doch eher auf eine Bevorzugung nährstoffarmer Standorte hin (HARLACHER 1995, 1996). Diese Beobachtung steht in Einklang mit früheren Erkenntnissen, die der Art ein oligotraphentes Verhalten bescheinigen (HUTCHINSON 1975, KRAUSE 1969, CASPAR & KRAUSCH 1981). Ein weiteres Indiz hierfür ist das Ausbreitungsverhalten in der Nordbucht des Kochelsees. Hier ließ sich Anfang der 1990er Jahre eine gleichzeitige Zunahme von Armleuchteralgen und *Potamogeton filiformis* dokumentieren, die mit Sicherheit durch Re-Oligotrophierungsprozesse induziert wurde (HARLACHER 1994). Das Fortschreiten der Nährstoffverarmung führte allerdings später zu keiner weiteren Zunahme der Bestände. Möglicherweise weist die Art ein enges Nährstoffoptimum zwischen oligo- und mesotrophen Bedingungen auf. Diese Ergebnisse rechtfertigen eine Neu-Einstufung der Art bei der Berechnung des Makrophytenindex (Klasse 2,5 statt 3).

Im Rahmen der aktuellen Vegetationsaufnahme am Ammersee konnte *Potamogeton filiformis* auf einer Strecke von 72 % des Gesamtufers nachgewiesen werden. Bezogen auf die Vorkommen in den 1980er Jahren errechnet sich eine Zunahme um ca. 20 %. Aus den Verbreitungskarten wird deutlich, dass sich die Art vor allem im nördlichen Teil der Herrschinger Bucht sowie südlich der Bucht ausbreiten konnte. In diesen Abschnitten ist gleichzeitig ein Rückgang der eutraphenten Arten festzustellen. Größere Verbreitungslücken liegen noch immer im Südteil des Ammersees sowie in einigen Uferabschnitten der Herrschinger Bucht vor.

Die Vorkommen von *Potamogeton filiformis* am Ammersee rekrutieren sich in der Regel aus einzelnen Pflanzenbüscheln, die im Wechsel mit *Chara aspera* und *Chara contraria* in lockerer Verteilung die Uferbank besiedeln. In windgeschützten Bereichen mit sandigem Untergrund verdichten sich die Vorkommen auch zu ca. 1 m<sup>2</sup> großen, rasenartig ausgeprägten Beständen. Die bereits erwähnte Vorliebe der Art für Flachwasserstandorte lässt sich auch im Rahmen der vorliegenden Vegetationsaufnahme bestätigen. Entlang des windexponierten Ostufers, an dem grob-

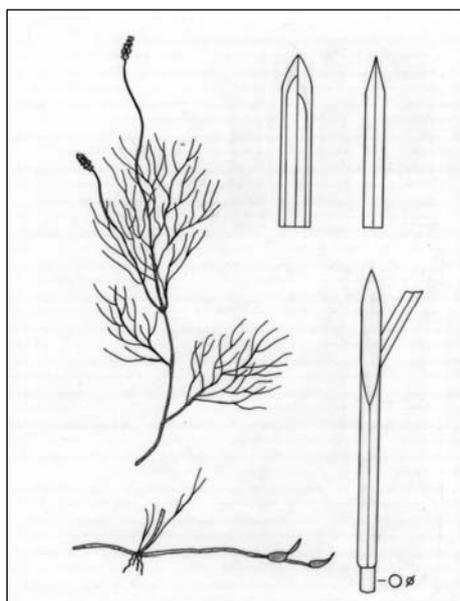
kiesiges Substrat dominiert, bildet die Art ihre Vorkommen bevorzugt zwischen 0,5 und 1,5 m Tiefe aus. Stellenweise, z. B. zwischen Buch und Breitbrunn, reicht die Verbreitung allerdings bis in den Spülsaum der Wellen, und südlich der Herrschinger Bucht wurde die Art noch nahe des Ufers zwischen den Halmen von Schilfpflanzen nachgewiesen. Entlang des Westufers besiedelt *Potamogeton filiformis* sowohl das Plateau des organischen Wurzelhorizonts, der sich als Relikt früherer Röhrichtbestände über längere Strecken entlang des Ufers erstreckt.



**Abbildung 13** Verbreitung von *Potamogeton filiformis* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

Während die Art in den 1980er Jahren nur an einem einzigen Standort noch unter 2 m Wassertiefe nachgewiesen wurde, reicht die Tiefenverbreitung gegenwärtig bereits in verschiedenen Seeteilen bis an die 3 m Grenze. Auf der sandbedeckten Uferbank südlich von Schondorf (Abschnitt 142) wurde die Art noch in 3,2 m Tiefe nachgewiesen. Bis 2,8 m reichen die Vorkommen westlich der Herrschinger Bucht (Abschnitt 26). Am Nordende des Sees, auf Höhe des Badegeldes von Stegen wurde die Art schwerpunktmäßig zwischen 1,5 und 2,7 m Tiefe gefunden, d. h. unterhalb der Zone, die einer direkten Trittbelastung durch Badebetrieb ausgesetzt ist. Im südlichen Teil des Ammersees beschränkt sich die Verbreitung hingegen noch immer auf Standorte in Ufernähe.

### 5.2.5 *Potamogeton pectinatus*

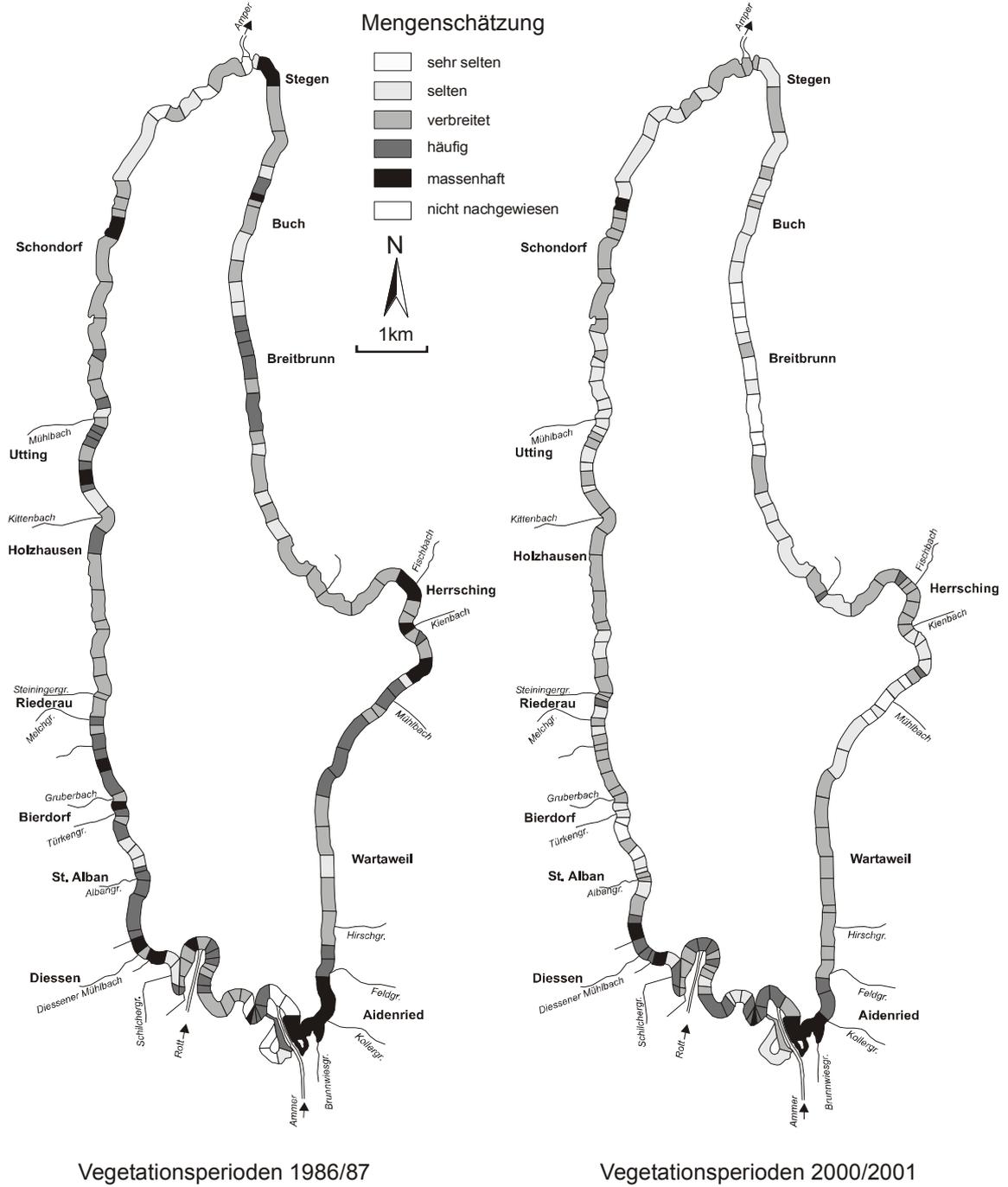


*Potamogeton pectinatus* zählt zu den Wasserpflanzen, deren Massenentwicklung zu ernststen Problemen bei der ökonomischen Nutzung von Gewässern führen kann (vgl. MADSEN et al. 1988). Das Wachstum der Art wird durch ein erhöhtes Nährstoffangebot gefördert. Sowohl am Bodensee (LANG 1967, 1973) als auch am Genfer See (LACHAVANNE & WATTENHOFER 1975) ließ sich in der Vergangenheit eine starke Zunahme infolge der Eutrophierung der Seen belegen. Dagegen konnte z. B. in der früher extrem stark verkrauteten Nordbucht des Kochelsees infolge der Re-Oligotrophierung des Sees ein Rückgang der Bestände dokumentiert werden.

Das Kamm-Laichkraut gehört zu den häufigsten Gefäßpflanzen im Litoral des Ammersees. Abgesehen von einer kleineren Verbreitungslücke südlich von Breitbrunn, wurde die Art in

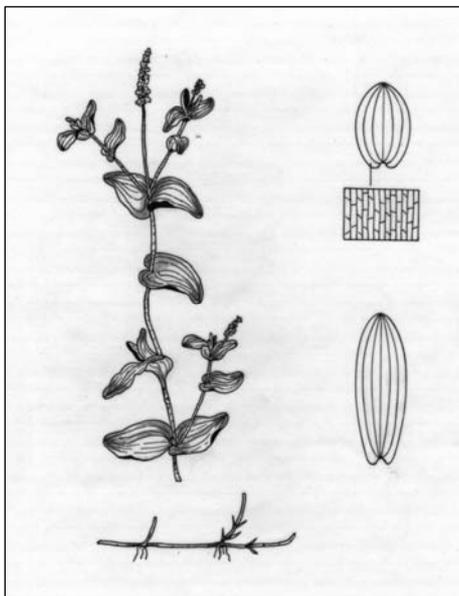
sämtlichen Kartierungsabschnitten nachgewiesen. Damit hat zwar die besiedelte Uferstrecke seit der Vegetationsaufnahme aus den Jahren 1986/87 nicht abgenommen, jedoch manifestiert sich in den verschiedenen Uferabschnitten ein deutlicher Rückgang der quantitativen Verbreitung. Mit Ausnahme des Südufers, wo die Art noch immer dichte Bestände ausbildet, haben sich die übrigen Vorkommen verringert, bzw. völlig aufgelöst. Stellenweise – z. B. auf Höhe des Badegeldes von Stegen oder vor der Mündung des Fischbachs – wurden die Bestände von flächendeckenden Characienwiesen abgelöst.

Eine hohe Biomassenentwicklung liegt noch immer im Südteil des Sees vor. Die in der Vergangenheit abgelagerten Sedimente dürften noch längere Zeit als Nährstoffdepot wirken. Weitere Verbreitungsschwerpunkte ergeben sich nördlich der Werftanlage des Dießener Segelclubs, wo die Art äußerst dichte, bis zu 2 m hohe Bestände ausbildet. Die Förderung ist in diesem Falle auf Nährstoffeinträge über den Notauslass der Ringkanalisation zurückzuführen. In gleichem kausalem Zusammenhang sind die massenhaft ausgebildeten Kammlaichkrautbestände bei Schondorf zu sehen. Hier wirkt sich die Förderung offensichtlich vor allem auf die nördlich des Regenüberlaufs angrenzenden Flachwasserbereiche aus.



**Abbildung 14** Verbreitung von *Potamogeton pectinatus* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

### 5.2.6 *Potamogeton perfoliatus*



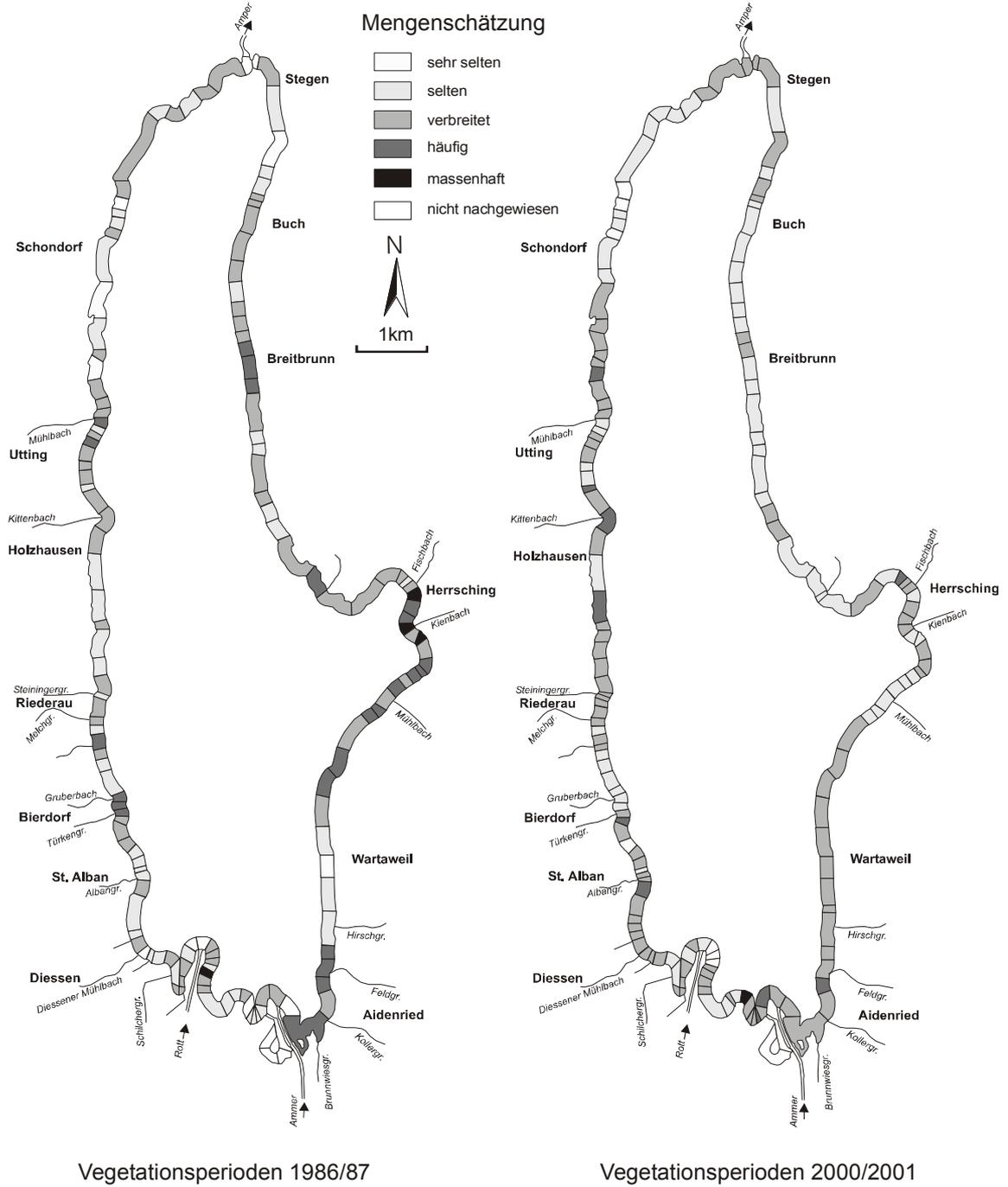
Das Durchwachsene Laichkraut ist eine der häufigsten Gefäßpflanzen der bayerischen Voralpenseen. Bevorzugte Standortbedingungen bieten meso- bis leicht eutrophierte Gewässer, bei zunehmender Nährstoffbelastung wird die Art durch schmalblättrige Potamogeton-Arten, wie *P. pectinatus* und *P. pusillus*, ersetzt (LACHAVANNE & WATTENHOFER 1975, LANG 1981, HARLACHER & PALL 1992).

*Potamogeton perfoliatus* gehört auch im Litoral des Ammersees zu den weitverbreiteten makrophytischen Arten. Eine größere Verbreitungslücke liegt nur im Binnsee, einer stark eutrophen Bucht westlich des Ammerkanals vor, die infolge ihrer geringen Wassertransparenz äußerst ungünstige Standortbedingungen für submerse Arten bietet.

In den übrigen Seeteilen bildet das Durchwachsene Laichkraut seine Bestände bevorzugt zwischen 2 und 3 m Wassertiefe aus. Entlang des Westufers handelt es sich um kleinere, horstartige Vorkommen; streckenweise formen die einzelnen Bestände in ihrer Gesamtheit aber auch ein mehr oder weniger lückiges Band parallel zum Gewässerrand. Eine geringere quantitative Verbreitung erreicht die Art hingegen nördlich von Schondorf sowie entlang des Ostufers bis in die Herrschinger Bucht. Hier durchsetzen über weite Strecken nur Einzelexemplare die dominierenden Bestände von *Nitellopsis obtusa* und *Najas intermedia*.

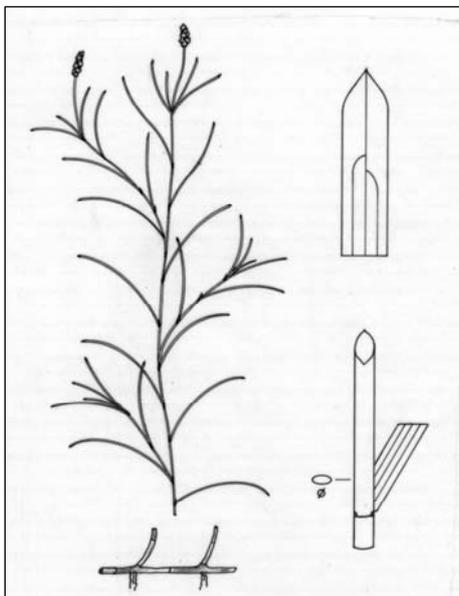
Bevorzugt wächst die Art – oft in Gesellschaft des Kammlaichkrauts – im Umkreis von Ankerbojen von Segelbooten, die mit Eisenketten an versenkten Betongewichten fixiert werden. Die Förderung ist als Zeichen eines erhöhten Nährstoffangebots für die Pflanzen zu werten. Möglicherweise profitiert die Art von Nährstoffen, die durch die schleifenden Ketten aus dem Sediment freigesetzt werden. Denkbar ist aber auch, dass ein lokal begrenzter Eintrag von Nährstoffen im Rahmen der Pflege der verankerten Boote erfolgt.

Eine interessante Veränderung ergibt sich im Hinblick auf die Tiefenverbreitung der Art. Wie bereits erwähnt, liegt der gegenwärtige Verbreitungsschwerpunkt – analog der ersten Vegetationsaufnahme – zwischen 2 und 3 m Wassertiefe. Im Südtel des Sees endet die Verbreitung regelmäßig oberhalb der 4 m Grenze. In ca. einem Drittel der gesamten Uferabschnitte reicht die Verbreitung gegenwärtig jedoch noch unter die 4 m-Grenze, während sie Mitte der 1980er Jahre nur in zehn der insgesamt 155 Uferabschnitte in dieser Tiefenstufe nachgewiesen wurde. Die Ausweitung des Lebensraums reflektiert die verbesserte Wassertransparenz infolge der Re-Oligotrophierung des Ammersees.



**Abbildung 15** Verbreitung von *Potamogeton perfoliatus* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

### 5.2.7 *Potamogeton pusillus*



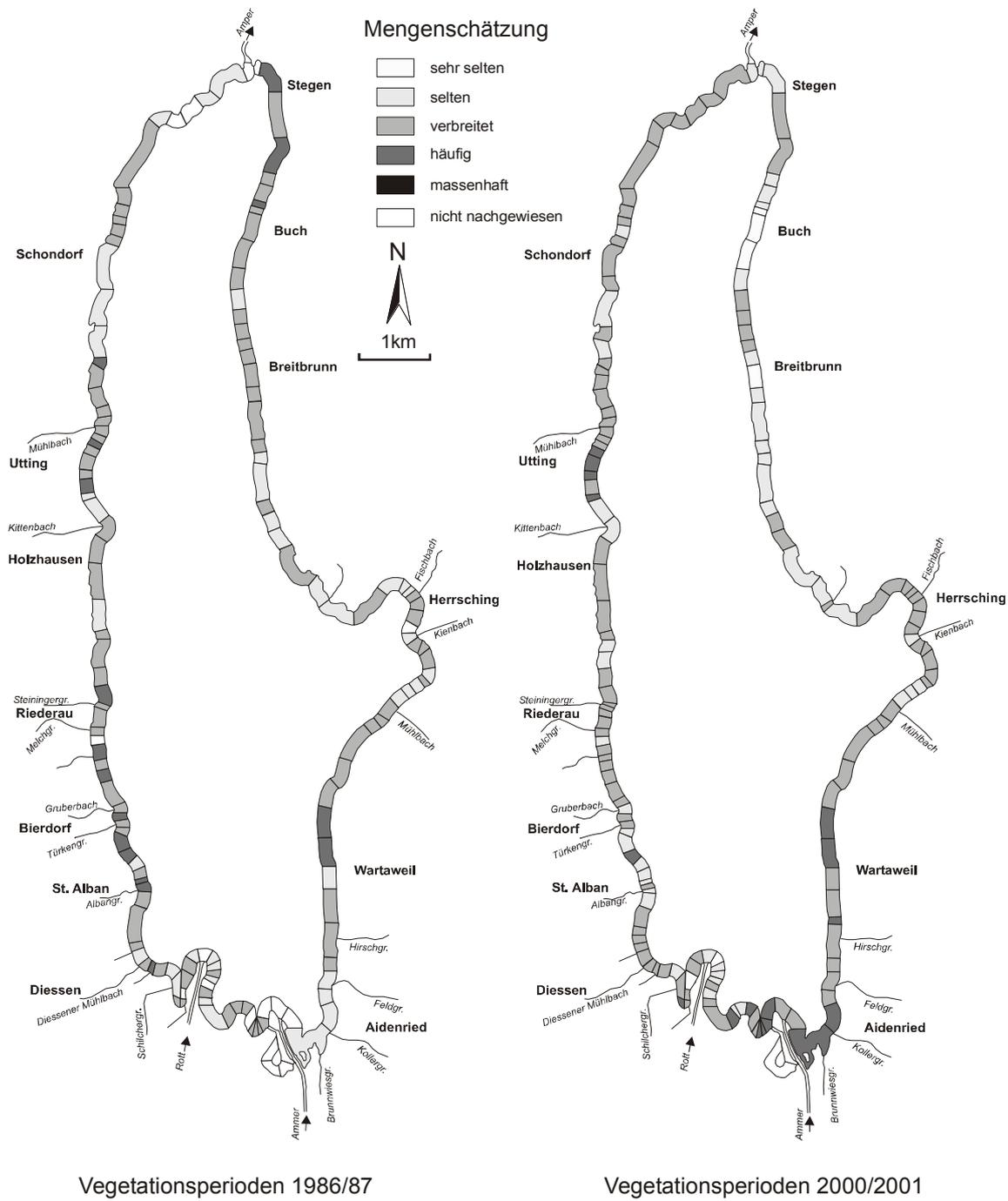
Das Kleine Laichkraut wurde bereits von LANG (1973, 1981) nach seinem Ausbreitungsverhalten am Bodensee in die Gruppe der euträphenten makrophytischen Arten eingestuft. Auch das Verbreitungsmuster an den bayerischen Voralpenseen spricht für eine Bevorzugung nährstoffreicher Standorte (MELZER et al. 1986, 1988, HARLACHER & PALL 1991, 1992). Auch die Ergebnisse von mehrfach durchgeführten Rasterkartierungen in einem 50 ha großen Teil des Kochelsees untermauern den euträphenten Charakter der Art. Während *Potamogeton pusillus* Ende der 1980er Jahre gemeinsam mit dem euträphenten Kammlaichkraut noch eine massive Verkräutungsproblem verursachten, führte die Re-Oligotrophierung des Sees in den Folgejahren zu einem raschen Rückgang der Bestände.

Im Litoral des Ammersees zählte das Kleine Laichkraut bereits im Rahmen der Erstkartierung zu den häufigsten makrophytischen Arten. Wie die aktuellen Ergebnisse zeigen, konnte sich die Art inzwischen sogar noch etwas stärker ausbreiten. Gegenwärtig fehlt sie nur noch in der Ausbuchtung südwestlich der Ammer, wo ein steiler Uferabbruch in Verbindung mit der starken Wassertrübung das Vorkommen submerser Pflanzen weitgehend unterdrückt.

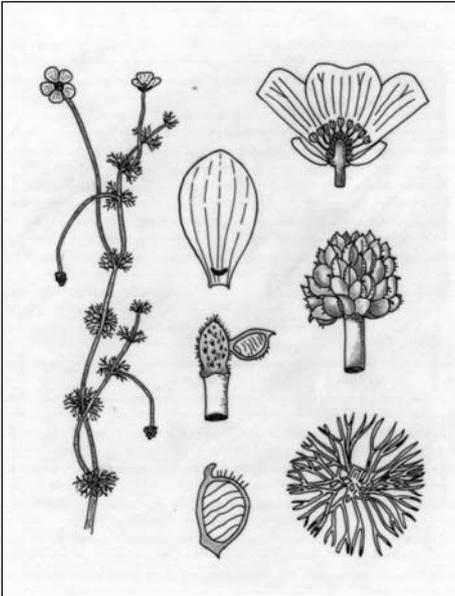
Im Hinblick auf die ausgebildete Biomasse ist allerdings vor allem entlang des Ostufers sowie im Nordteil des Sees ein deutlicher Rückgang feststellen. Während die Art früher in 1,5 bis 2 m Tiefe z. T. noch 1 m hohe Bestände ausbildete, durchsetzen gegenwärtig nur noch 20 bis 30 cm hohe Einzelpflanzen die ausgedehnten Bestände des Nixenkrauts bzw. der Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa*. Dieses Phänomen entspricht den Beobachtungen am Kochelsee, wo der Rückgang der Bestände ebenfalls durch eine verringerte Wuchshöhe der Pflanzen eingeleitet wurde (HARLACHER & PALL 1991).

Dichtere Vorkommen finden sich am Ostufer nur noch entlang eines Uferstreifens nördlich von Wartaweil (Abschnitte 52, 53). In dem Seeteil wächst *Potamogeton pusillus* als aufgelockertes Band entlang des Übergangs zwischen der steiler abfallenden, steinigen Uferbank und den seeseitig anschließenden, von sandigen Ablagerungen bedeckten Litoralflächen. Großflächige, ca. 1 m hohe Bestände bildet das Kleine Laichkraut hingegen noch immer südlich von Aidenried. Gemeinsam mit dem Kammlaichkraut profitiert die Art offensichtlich von Nährstoffdepots in den tiefgründigen Schlammablagerungen. Infolge der geringen Wassertransparenz konzentriert sich die Verbreitung der Bestände jedoch auf Standorte oberhalb von 1,5 m Tiefe.

Am Westufer bildet *Potamogeton pusillus* südlich der Steganlage des Augsburger Segelclubs (Abschnitt 105) sowie südlich des Uttinger Segelclubs (Abschnitt 128) auffallende Bestände aus. Großflächige, ca. 0,5 m hohe Wiesen finden sich außerdem auf Höhe von Utting im Bereich des Freibads und Landungsstegs sowie der südlich davon gelegenen Uferabschnitte.



**Abbildung 16** Verbreitung von *Potamogeton pusillus* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

5.2.8 *Ranunculus circinatus*

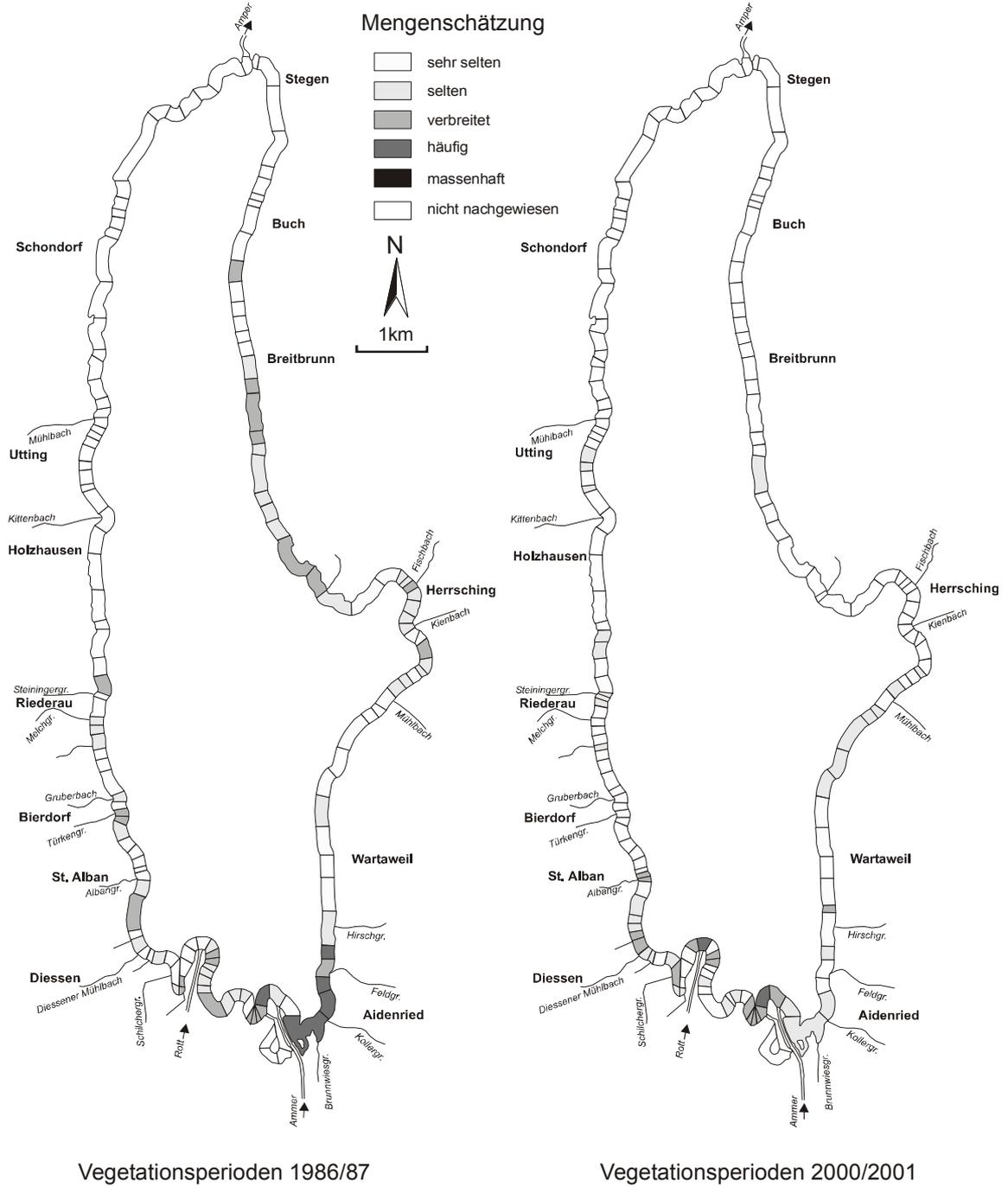
Der Spreizende Hahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) tritt an den größeren bayerischen Seen bevorzugt im unmittelbaren Einflussbereich nährstoffreicher Zuflüsse auf (MELZER et al. 1986, 1987, HARLACHER & PALL 1992).

Am Ammersee haben die Bestände von *Ranunculus circinatus* seit Mitte der 1980er Jahre abgenommen. Während die Art früher noch mehr als die Hälfte der gesamten Uferstrecke besiedelte, wurde die Art im Sommer 2000 nur noch in 38,5 % des Ufers nachgewiesen. Aus den Verbreitungskarten geht hervor, dass die Vorkommen besonders stark im Bereich zwischen Stegen und Herrsching zurückgingen. Während die Art früher noch verbreitet zwischen 1,5 und 2 m Tiefe entlang der seeseitigen Grenze der Kalktuffformationen nachzuweisen war, die sich als geologische Besonderheit in dem

Seeteil finden, beschränkt sich die Verbreitung gegenwärtig auf einen einzigen Abschnitt. Hier bildet die Art allerdings in ca. 1,5 m Tiefe auf eine Länge von etwa 30 m zusammen mit dem Kammlaichkraut einen scharf abgegrenzten, dichten Mischbestand. Ein kausaler Zusammenhang zwischen dem isolierten Vorkommen und einer Belastungsquelle war im Rahmen der Vegetationsaufnahme nicht herzustellen

Für eine Verbesserung der Wasserqualität spricht der Rückzug der Art aus der Herrschinger Bucht. Besonders hervorzuheben ist die Tatsache, dass *Ranunculus circinatus* gegenwärtig selbst in den Abschnitten fehlt, die von Überläufen aus der Ringkanalisation beeinflusst werden.

Schwerpunktmäßig tritt die Art noch immer im Südteil des Ammersees auf, obwohl auch hier in einigen Abschnitten, wie z. B. in der Bucht zwischen Aidenried und Ammermündung, ein Rückgang der Vorkommen festzustellen war. Dichte Vorkommen finden sich hingegen insbesondere westlich der Ammermündung (Abschnitt 68) sowie im Mündungsbereich der Rott. Weitere punktuelle Vorkommen wurden entlang des Westufers verzeichnet. In diesen Fällen steht die Förderung durchwegs in Zusammenhang mit kleineren zufließenden Gräben bzw. Bächen.



**Abbildung 17** Verbreitung von *Ranunculus circinatus* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

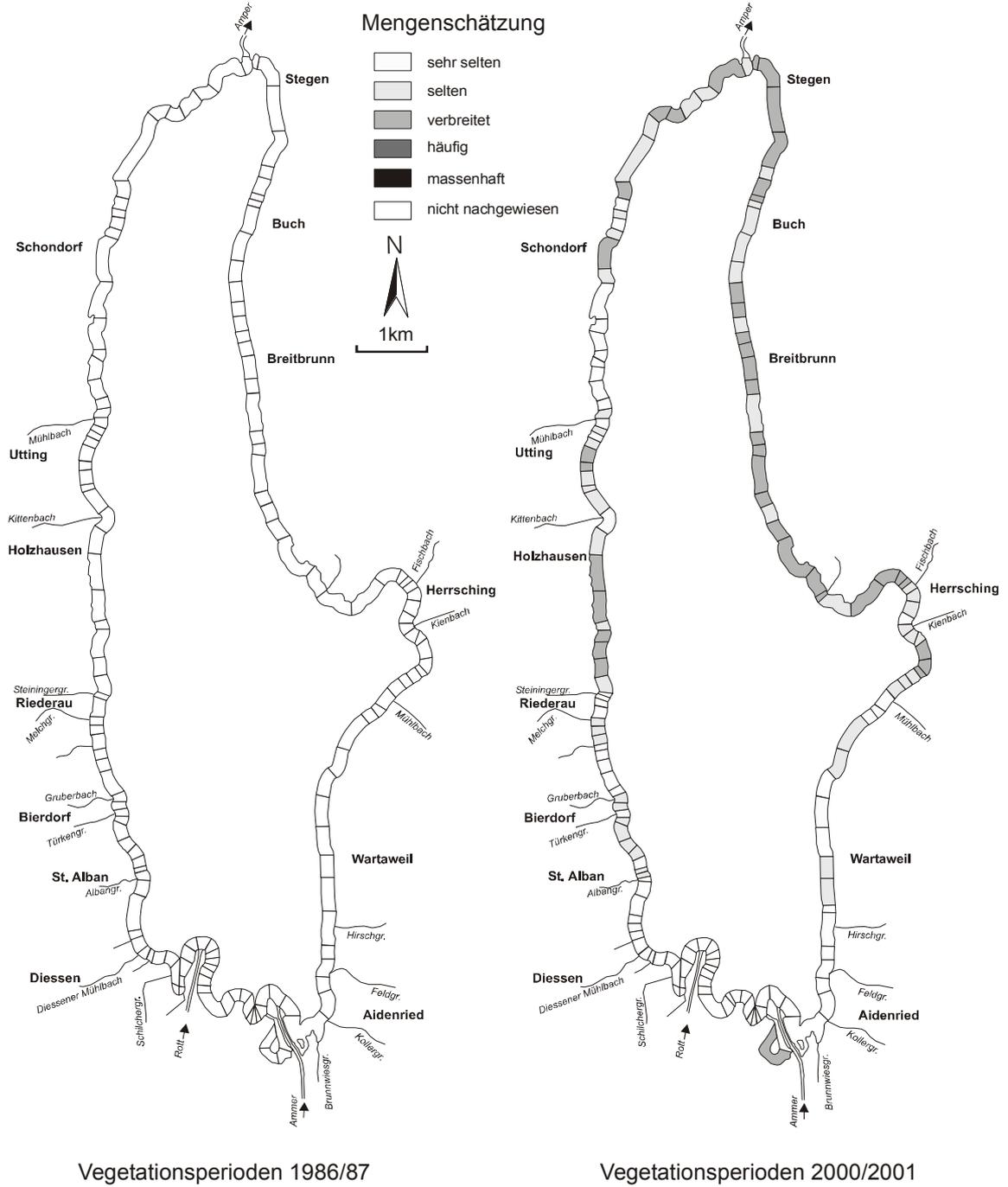
### 5.2.9 *Utricularia australis*

Generell wird die Verbreitung von so genannten Wasserschwebern, d. h. makrophytischen Arten, die keine Wurzeln ausbilden, in hohem Maße von der morphologischen Ausprägung der Uferbank beeinflusst. Wind- und wellenexponierte Ufer mit steilem Böschungswinkel stellen in der Regel keine geeigneten Standorte dar, da die wurzellosen Pflanzen in diesen Bereichen sehr leicht in die Tiefe verdriftet werden können. Diese Feststellung gilt auch für den Südlichen Wasserschlauch (*Utricularia australis*), einer Art, die spezielle Fangblasen zur carnivoren Ernährung ausbildet. In der Regel bevorzugt die Art Standorte innerhalb windgeschützter Buchten oder im Schutze von Röhricht- oder Teichrosenvorkommen.

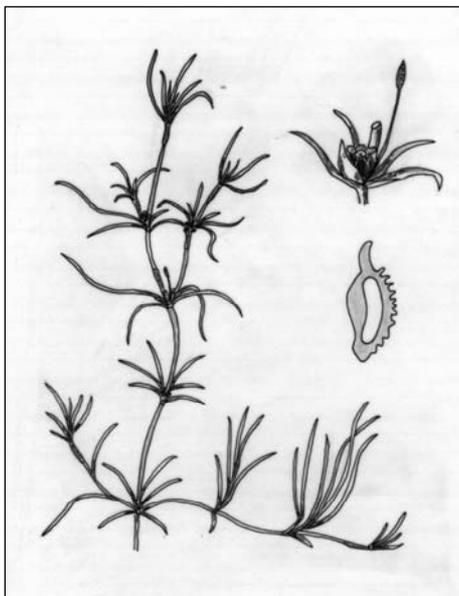
Im Rahmen der in den 1980er Jahren durchgeführten Makrophytenkartierung wurde *Utricularia australis* im Litoral des Ammersees ausschließlich in zwei Abschnitten im Nordteil der Herrschinger Bucht nachgewiesen. Dies entsprach 1,5 % der gesamten Uferlänge des Sees. Inzwischen konnte sich die Art ihre Bestände auf 75 % der Gesamtuferstrecke ausdehnen. Die rasche Zunahme überrascht nicht zuletzt deswegen, weil die Art im Litoral des Ammersees nicht zur Blüte kommt, d. h. die Ausbreitung ausschließlich in vegetativer Form erfolgen dürfte.

Am Westufer des Sees wächst der Wasserschlauch zwischen Riederau und Holzhausen bevorzugt in Gesellschaft von *Potamogeton pectinatus* und *Najas intermedia* in 1,5 m Tiefe, während die Art nördlich von Schondorf schwerpunktmäßig die Bestände der Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa* in 3 bis 3,5 m Tiefe durchsetzt.

Es überrascht, dass sich die Verbreitung der Art keineswegs auf wind- bzw. wellengeschützten Standorten beschränkt. Wie aus den Verbreitungskarten ersichtlich wird, nahmen die Vorkommen der Art im Gegenteil gerade am wellenexponierten Ostufer sehr stark zu. Die Art wächst allerdings nur selten auf der blanken Sedimentoberfläche, vielmehr durchsetzt sie bevorzugt in 2 bis 3 m Tiefe die Bestände des Nixenkrauts. Die starren Blätter und Stängel des Nixenkrauts, zwischen denen sich die langgestreckten Sprosse des Wasserschlauchs verhaken, bieten offensichtlich einen sehr effizienten Schutz vor Verdriftung. Nicht selten gedeiht der Wasserschlauch aber auch noch unterhalb des Nixenkrautgürtels zwischen den ausgedehnten Wiesen der hochwüchsigen Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa*. Größere Verbreitungslücken liegen gegenwärtig nur noch im Südteil des Sees vor. Ein kausaler Zusammenhang zum höheren trophischen Niveau erscheint zweifelhaft, denn gleichzeitig wächst die Art in der Bucht westlich des Ammerkanals, die von stark eutrophem Charakter geprägt wird. Eine hohe Nährstoffverträglichkeit der Art wurde bereits von CASPAR & KRAUSCH (1981) beschrieben.



**Abbildung 18** Verbreitung von *Utricularia australis* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001

5.2.10 *Zannichellia palustris*

*Zannichellia palustris* zählt zu den zuverlässigsten makrophytischen Indikatorarten. Bereits seit den frühen Untersuchungen am Bodensee (LANG 1967, 1973, 1981) und Genfer See (LACHAVANNE & WATTENHOFER 1975) ist bekannt, dass die Verbreitung des Teichfadens durch die Eutrophierung der Seen stark gefördert wurde. An den bayerischen Seen ließen sich aus dem Verbreitungsmuster der euträphenten Art sogar oft Stellen lokalisieren, an denen Nährstoffe auf diffusem Weg in die Seen gelangten (MELZER et al. 1986, 1988). Die Art ist allerdings sehr lichtbedürftig, weshalb sie in stark eutrophen, trüben Seen, wie dem Weßlinger See vollständig fehlt (MELZER et al. 1988).

Die quantitative Ausprägung der Bestände hat seit der ersten Makrophytenkartierung deutlich abgenommen. Während die

Vorkommen der Art früher noch in einer Reihe von Uferabschnitten mit „häufig“ eingestuft wurde, kommt die Art gegenwärtig nur noch in einem kleinen Abschnitt westlich der Rott in dieser Verbreitungsfrequenz vor. Ein starker Rückgang ist vor allem entlang des Ostufers zwischen Breitbrunn und der Herrschinger Bucht zu verzeichnen.

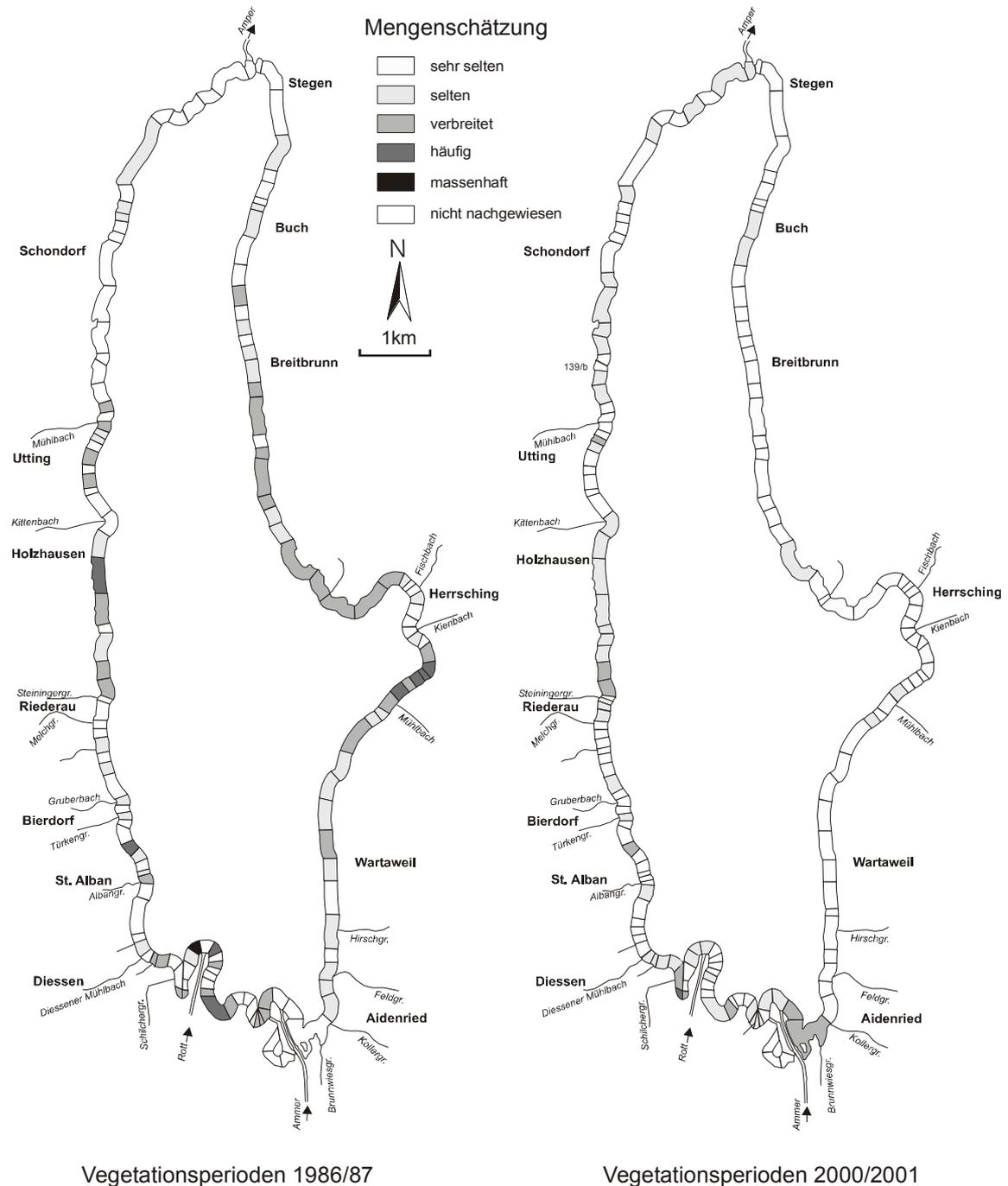
Bestandsbildend tritt der Teichfaden nur noch an wenigen Stellen am Süd-Ende des Sees auf (Abschnitte 91, 92). In der Bucht zwischen Aidenried und dem Ammerkanal wächst *Zannichellia palustris* auf sandig-schlammigen Ablagerungen nahe dem Gewässerrand in 10 bis 20 cm Tiefe. Zusammen mit anderen euträphenten Arten wie z. B. dem Kammlaichkraut profitiert die Art mit Sicherheit von den Nährstoffdepots in den abgelagerten Sedimenten. Zusätzliche Nährstoffeinträge liefern mehrere von Süden her zufließende Gräben.

Verbreitet, in Form von kleineren Flecken gedeiht der Teichfaden außerdem in knapp 1 m Tiefe auf der sandbedeckten Uferbank auf Höhe des Naturschutzgebiets Seehölzel (Abschnitte 119, 120). Die Förderung scheint von Nährstoffeinträgen durch einen Notauslass des Ringkanals auszugehen. In den nördlich anschließenden Abschnitten münden jedoch auch mehrere, das Naturschutzgebiet querende Zuläufe, deren Einzugsgebiet die landwirtschaftlichen Nutzflächen im westlich anschließenden Umland umfasst.

Weitere punktuelle Vorkommen bildet der Teichfaden auf Höhe des Segelhafens zwischen St. Alban und Bierdorf sowie im Einflussbereich eines Quellgrabens bei Utting, dessen Nährstoffreichtum neben der Förderung des Teichfadens auch durch ein Massenaufkommen der Wasserpest angezeigt wird.

Bezogen auf den Gesamtumfang des Sees summieren sich die Abschnitte, in denen die Art nachgewiesen wurde auf 68 %. Im Rahmen der Untersuchungen aus dem Jahr 1986/87 lag der Anteil nur geringfügig höher, bei 71 %. Bei getrennter Bilanzierung der Verbreitung entlang des West- bzw. Ostufers ist festzustellen, dass die Art in den 1980er Jahren nahezu gleiche Uferanteile be-

siedelte (72 % des Westufers bzw. 71 % des Ostufers). Gegenwärtig tritt die Art bevorzugt am Westufer auf. Während sich die Vorkommen am Ostufer um ca. 10 % auf 61,5 % der Uferlänge verringerten, hat sich die Verbreitung am Westufer umgekehrt um 5 % auf gegenwärtig 76 % erhöht. Die Verschiebungen deuten auf eine verzögerte Re-Oligotrophierung im Westteil des Sees verglichen mit dem Ostufer hin.



**Abbildung 19** Verbreitung von *Zannichellia palustris* in den Vegetationsperioden 1986/87 und 2000/2001



# 6 Diskussion

## 6.1 Änderungen in der Artenzusammensetzung

Tabelle 5 enthält eine Gegenüberstellung des Arteninventars im Litoral des Ammersees zum Zeitpunkt der beiden Vegetationsaufnahmen. Berücksichtigt wurden nur die makrophytischen Taxa im engeren Sinn, d. h. schwimmblattbildende Pflanzen sowie die submerse Vegetation.

**Tabelle 5** Vergleich des makrophytischen Arteninventars der Vegetationsaufnahmen 1986/87 und 2000

	1986/87	2000
<b>Schwimmblatt-bildende Arten</b>		
<i>Lemna minor</i>	x	x
<i>Nuphar lutea</i>	x	x
<i>Nymphaea alba</i>	x	x
<i>Polygonum amphibium</i>		x
<b>Untergetauchte Arten</b>		
<i>Chara aspera</i>	x	x
<i>C. aspera</i> var. <i>subinermis</i>		x
<i>C. contraria</i>	x	x
<i>C. contraria</i> var. <i>hispidula</i>		x
<i>C. delicatula</i>		x
<i>C. fragilis</i>	x	x
<i>C. intermedia</i>	x	
<i>C. tomentosa</i>	x	x
<i>C. vulgaris</i>	x	x
<i>Ceratophyllum demersum</i>	x	x
<i>Elodea canadensis</i>	x	x
<i>Elodea nuttallii</i>	x	x
<i>Fontinalis antipyretica</i>	x	x
<i>Hippuris vulgaris</i>	x	x
<i>Lemna trisulca</i>		x
<i>Myriophyllum spicatum</i>	x	x
<i>M. verticillatum</i>	x	x
<i>Najas marina</i> ssp. <i>Intermedia</i>	x	x

	1986/87	2000
<b>Fortsetzung Untergetauchte Arten</b>		
<i>Nitella opaca</i>		x
<i>Nitellopsis obtusa</i>	x	x
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	x	x
<i>P. crispus</i>	x	x
<i>P. x decipiens</i>	x	x
<i>P. filiformis</i>	x	x
<i>P. lucens</i>	x	x
<i>P. mucronatus</i>	x	x
<i>P. x nitens</i>	x	x
<i>P. nodosus</i>	x	x
<i>P. pectinatus</i>	x	x
<i>P. perfoliatus</i>	x	x
<i>P. praelongus</i>	x	x
<i>P. pusillus</i>	x	x
<i>Ranunculus circinatus</i>	x	x
<i>R. fluitans</i>	x	
<i>R. trichophyllus</i>	x	x
<i>Sagittaria sagittifolia</i> var. <i>vallisneriifolia</i>		x
<i>Sparganium emersum</i> f. <i>fluitans</i>		x
<i>Tolypella glomerata</i>	x	x
<i>Utricularia australis</i>	x	x
<i>U. intermedia</i>	x	
<i>Zannichellia palustris</i>	x	x

Aus den Ergebnissen der aktuellen Vegetationsaufnahme ergeben sich bezüglich der Artenvielfalt im Litoral des Ammersees keine gravierenden Veränderungen. Das Inventar der Schwimmblatt-Pflanzen hat sich um eine Art (*Polygonum amphibium*) auf nunmehr vier erhöht, während die submerse Vegetation gegenwärtig 34 Arten (früher: 33 Arten) umfasst. Die Zahlen beinhalten nicht die in beiden Untersuchungen nachgewiesenen Hybridformen *Potamogeton x nitens* und *Potamogeton x decipiens* sowie die – im Rahmen der Erstkartierung nicht erwähnen – vom gewöhnlichen Habitus abweichenden Wuchsformen *Chara aspera* f. *brevifolia* und *Chara contraria* var. *hispidula*.

Grundsätzlich sollten Neufunde aber auch das Nichtbestätigen von Vorkommen, die sich aus Einzelpflanzen an einem einzigen Standort rekrutieren, nicht überbewertet werden. An großen Seen mit streckenweise mehrere hundert Meter breiten Litoralflächen ist eine lückenlose Vegetationsaufnahme kaum zu gewährleisten. Bezogen auf die beiden am Ammersee durchgeführten Vegetationsaufnahmen betrifft dies einerseits *Utricularia intermedia*, eine Art, die im Rahmen der Erstkartierung nur an einem einzigen Standort nachgewiesen wurde. Die gleichen Einschränkungen gelten für die im Rahmen der Wiederholungskartierung dokumentierten Einzelvorkommen von *Nitella opaca*, *Lemna trisulca* sowie den submersen Vorkommen des Pfeilkrauts (*Sagittaria sagittifolia* var. *vallisneriifolia*) und des Einfachen Igelkolbens (*Sparganium emersum* f. *fluitans*).

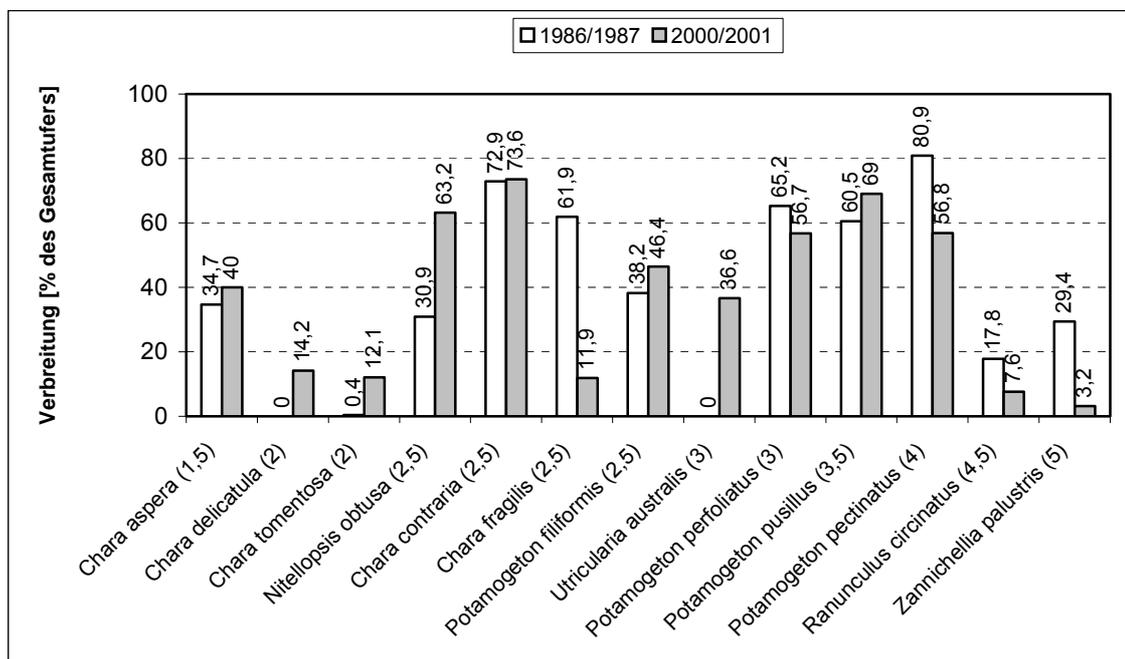
Nicht zu bestätigen waren außerdem die in den 1980er Jahren im Südteil des Ammersees verzeichneten Funde von *Ranunculus fluitans*, einer typischen Fließgewässerart. Die im Rahmen der Erstkartierung nachgewiesenen Pflanzen wurden mit Sicherheit über die zufließende Ammer in den See gespült.

Bemerkenswerter sind die Veränderungen in Bezug auf die beiden oligo- bis mesotraphenten Armleuchteralgen-Arten *Chara delicatula* und *Chara intermedia*. Während das Aufkommen von *Chara delicatula* entlang des Ostufers als Zeichen für eine Re-Oligotrophierung des Seeteils interpretiert werden kann, deutet das Erlöschen der Bestände von *Chara intermedia* entlang des Westufers eher auf eine Verschlechterung der Wasserqualität in den betroffenen Abschnitten hin.

## 6.2 Veränderungen der quantitativen Verbreitung von Indikatorarten

Abbildung 20 zeigt die Veränderung der quantitativen Verbreitung ausgesuchter Indikatorarten im Litoral des Ammersees. Die Auswahl umfasst dominierende Arten, die im Rahmen einer oder beider Vegetationsaufnahmen in mehr als 10 % der gesamten Uferstrecke bestandsbildend nachgewiesen wurden. Um Einzelfunde bei der Bilanzierung auszuschließen, wurden nur Abschnitte berücksichtigt, in denen die Arten in nennenswerter Verbreitungsfrequenz, d. h. zumindest in Schätzstufe 3, nachgewiesen wurden. Aus der Zusammenstellung wird ersichtlich, dass primär belastungsempfindliche Arten aus den Indikatorgruppen 1,5 bis 2,5 ihre Bestände im Litoral des Ammersees ausweiten konnten. Nur im Falle von *Chara fragilis*, einer Armleuchteralge, die etwas höhere trophische Bedingungen toleriert, wurde ein drastischer Rückgang der Bestände verzeichnet. Die Art wurde an ihren ehemaligen Standorten von *Nitellopsis obtusa*, stellenweise auch von *Chara delicatula* ersetzt. Die Sukzession durch die empfindlicheren Chara-Arten ist als positives Zeichen im Hinblick auf die Belastungssituation zu werten.

Die allgemeine Verbesserung der trophischen Bedingungen im Litoral des Ammersees wird durch den Rückgang eutraphenter Arten bestätigt. Neben dem Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*) und dem Spreizenden Hahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) hat insbesondere die Verbreitung des Teichfadens (*Zannichellia palustris*) stark abgenommen.



**Abbildung 20** Verbreitung ausgewählter Indikatorarten (in Klammern: Indikatorgruppe) bezogen auf die Gesamtlänge des Sees

### 6.3 Veränderung der Tiefenpräferenz von *Nitellopsis obtusa*

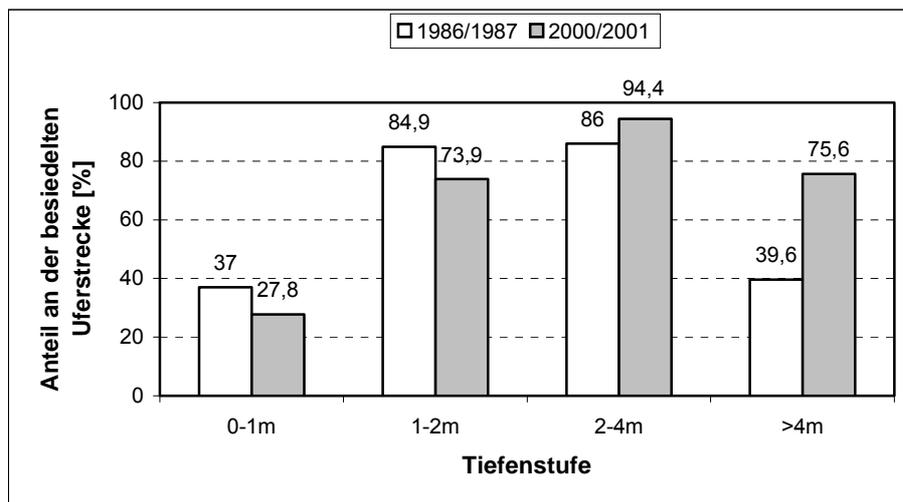
Im Litoral von Stillgewässern wird die vertikale Verbreitung der phototropen Makrophytenvegetation primär von der vorherrschenden Wassertransparenz limitiert (CHAMBERS & KALFF 1985, CANFIELD et al. 1985). Hinzu kommen epiphytische Algen, die ebenfalls die photosynthetisch nutzbare Lichtmenge für Makrophyten stark reduzieren können.

Nachdem die Wassertransparenz von Seen sehr stark von deren Produktivität beeinflusst wird, reflektiert die Ausdehnung des Litorals oft sehr treffend den trophischen Zustand der Gewässer. Zeitliche Veränderungen der Tiefenverbreitung makrophytischer Pflanzen, wie sie z. B. am Bodensee dokumentiert wurden (SCHRÖTER & KIRCHNER 1902, LANG 1973), standen in der Vergangenheit immer in direktem Zusammenhang mit einer zunehmenden Eutrophierung.

Zwischen Gefäßpflanzen, Wassermoosen und Armleuchteralgen bestehen allerdings Unterschiede im Hinblick auf den Lichtbedarf (CHAMBERS & KALFF 1985) und selbst die einzelnen Arten dieser Gruppen lassen unterschiedliche Tiefenpräferenzen erkennen. Der Vergleich der Tiefenverbreitung am Ammersee bezieht sich daher auf die Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa*, eine Art, die im Rahmen beider Vegetationsaufnahmen bevorzugt im Bereich der unteren Vegetationsgrenze nachgewiesen wurde. *Nitellopsis obtusa* zählt zu den Charophyten, die unter nährstoffarmen Bedingungen als Schwachlichtarten noch in größeren Wassertiefen gedeihen, infolge von Eutrophierung aber auch in flachere Seenteile ausweichen können (KRAUSE 1985).

Abbildung 21 zeigt die Verbreitung von *Nitellopsis obtusa* in den einzelnen Tiefenstufen des bewachsenen Ammerseelitorals. Nachdem sich die Art inzwischen im Litoral des Sees weiter ausbreiten konnte, beziehen sich die prozentualen Angaben nicht auf den Gesamtumfang des Sees, sondern jeweils auf die Summe der Uferstrecken, in denen die Art im Untersuchungszeitraum nachgewiesen wurde.

Aus dem Diagramm ist zu entnehmen, dass sich die Tiefenpräferenz von *Nitellopsis obtusa* seit der Vegetationsaufnahme in den 1980er Jahren offensichtlich veränderte. Im Rahmen der ersten Makrophyten-Kartierung trat die Art noch schwerpunktmäßig in den beiden mittleren Tiefenstufen zwischen 1 und 4 m Wassertiefe auf. In mehr als einem Drittel der gesamten früher besiedelten Uferstrecke wurde die Art sogar oberhalb von 1 m Tiefe nachgewiesen. Nur unwesentlich häufiger kam die Art hingegen unterhalb von 4 m Tiefe vor.

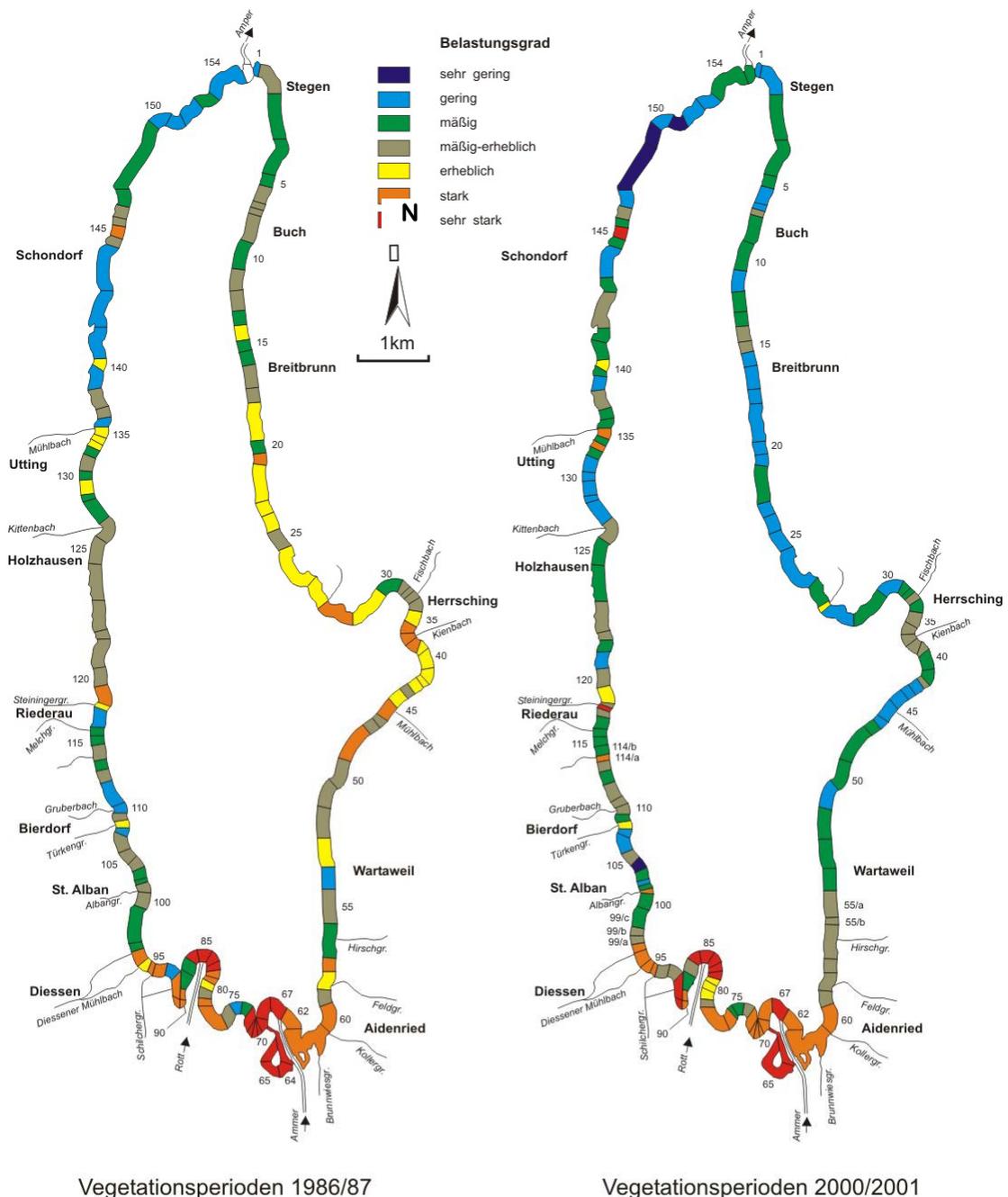


**Abbildung 21** Verbreitung von *Nitellopsis obtusa* innerhalb der untersuchten Tiefenstufen (jeweils bezogen auf die gesamte, von der Art besiedelte Uferstrecke)

Gegenwärtig liegt der Verbreitungsschwerpunkt von *Nitellopsis obtusa* bereits eindeutig unterhalb von 2 m Wassertiefe. Dabei ist die stärkste Zunahme in der Tiefenstufe unterhalb von 4 m Wassertiefe zu verzeichnen. Die prozentualen Anteile der Flachwasservorkommen oberhalb von 2 m Tiefe gingen hingegen deutlich zurück. Das Phänomen darf als Zeichen einer verbesserten trophischen Situation im See gewertet werden.

## 6.4 Nährstoffbelastung nach dem Makrophytenindex

Anhand der 61 indikativen Arten (Tabelle 4, Auswahl nach SCHAUMBURG et al. 2001) wurde für jeden Uferabschnitt der Makrophyten-Index (Gleichung 1, MELZER 1988) berechnet. Die Indexwerte der einzelnen Abschnitte sind im Anhang zu finden. Sie wurden anhand einer siebenstufigen Skala (Tabelle 3, nach SCHAUMBURG et al. 2001) klassifiziert und als Trophiestufen in einer Karte (Abbildung 22 bzw. Abbildungen im Anhang) mit Farben dokumentiert.



**Abbildung 22** Ufernahe Nährstoffbelastung des Ammersees nach dem Makrophyten-Index

Ein sehr hohes trophisches Niveau kennzeichnet insbesondere noch immer die Buchten im Südteil des Sees. In den tiefgründigen, über einen langen Zeitraum entstandenen Schlammablagerungen, lagern offensichtlich noch gewaltige Nährstoffdepots, von denen nährstoffliebende makrophytische Arten profitieren.

Eine großräumige Verbesserung der Wasserqualität wird hingegen für das gesamte Ostufer angezeigt. Die positive Entwicklung gilt auch für die Herrschinger Bucht, die im Rahmen der 1986/87 durchgeführten Untersuchungen noch eine erhebliche, z. T. sogar starke Belastung erkennen ließ. Selbst in Abschnitten, die von Regenüberläufen der Ringkanalisation beeinflusst werden, hat sich die Belastung deutlich verringert.

Entlang des Westufers ergibt sich ein differenzierteres Bild. Während sich die Wasserqualität in einigen Teilen z. B. nördlich von Schondorf sowie südlich von Utting verbesserte und streckenweise bereits das Niveau „sehr geringer“ Belastung erreicht, wird nördlich von Schondorf ein leichter Anstieg der Nährstoffeinträge indiziert. Die Belastung der ufernahen Litoralbereiche scheint von abgeschwemmten Nährstoffen aus angrenzenden Privatgrundstücken auszugehen. Punktuelle Nährstoffeinträge werden außerdem im Mündungsbereich von einigen Zuläufen angezeigt, die von Westen her in den See entwässern. Darüber hinaus führen Regenüberläufe aus dem Ringkanal auf Höhe von Dießen, Riederau und Schondorf zu einer lokal begrenzten Verschlechterung der Wasserqualität.

In Abbildung 23 sind die Anteile der einzelnen Belastungsklassen im prozentualen Verhältnis zur Gesamtuferlinie des Ammersees dargestellt

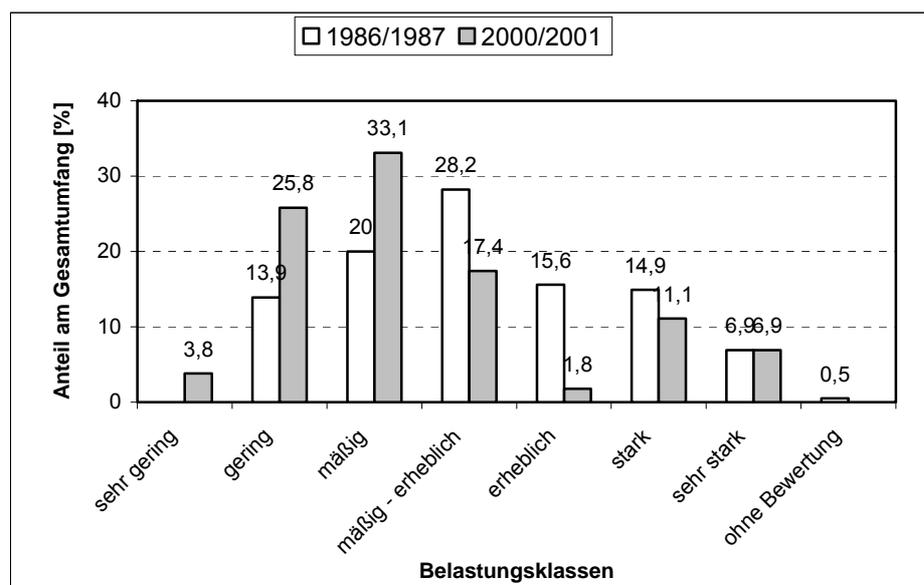


Abbildung 23 Prozentuale Anteile der Belastungsklassen bezogen auf den Gesamtumfang

Seit der Vegetationsaufnahme in den Jahren 1986/87 erhöhte sich der Anteil „gering“ und „mäßig“ belastet eingestufte Uferstrecken deutlich. Immerhin 3,8 % des ufernahen Litorals liegen bereits auf dem Niveau einer „sehr geringen“ Belastung, während Mitte der 1980er Jahre noch kein Uferabschnitt den Kriterien dieser Kategorie entsprach.

Eine deutliche Abnahme ist in den Belastungsklassen „mäßig-erheblich“ sowie „erheblich“ zu verzeichnen, während bei „stark“ belasteten Uferabschnitten ein etwas geringerer Rückgang vorliegt. Auf stagnierendem Niveau blieb der Anteil „sehr stark“ belasteter Uferstrecken.

## 6.5 Mittlerer Makrophytenindex

Nach den Ergebnissen der Vegetationsaufnahme aus den Jahren 1986/87 (MELZER et al. 1988) lag der durchschnittliche, d. h. aus den Einzelindizes und Längen der einzelnen Uferabschnitte gemittelte Makrophytenindex bei 3,20. Inzwischen hat sich der Wert auf 2,97 verbessert.

Entsprechend der von SCHAUMBURG et al. (2001) definierten Bewertungsklassen (Tabelle 3) hat sich der Belastungsgrad im Litoral des Sees somit von „mäßig-erheblich“ auf „mäßig“ verringert. Nach dem durchschnittlichen Makrophytenindex ist der See gegenwärtig als mesotroph einzustufen. Dieser Trophiestatus ergab sich zwar bereits zum Zeitpunkt der Untersuchungen in den 1980er Jahren, allerdings lag zu dieser Zeit noch eine deutliche Tendenz zum eutrophen Zustand vor.

Die über den Mittleren Makrophytenindex angezeigte Re-Oligotrophierung des Ammersees hat sich nicht in sämtlichen Seeteilen in gleichem Umfang vollzogen.

Nach der von MELZER (1988) erstellten Regressionsgleichung entspricht die Veränderung des mittleren Makrophytenindex einem Rückgang des Gesamt-P-Gehalts im Wasser des Ammersees von 27,5 mg P/m<sup>3</sup> auf 21 mg P/m<sup>3</sup>.

Die Entwicklung des Makrophytenindex bestätigt die Ergebnisse der fortlaufend durchgeführten wasserchemischen Analysen durch das WWA Weilheim. Ein gravierender Vorteil des Makrophytenindex besteht allerdings in der Möglichkeit, die Entwicklung in einzelnen Uferabschnitten bzw. Seeteilen differenziert zu bewerten.

Aufschlussreich ist beispielsweise eine getrennte Bewertung von West- und Ostufer des Ammersees. Die Trennlinie verläuft hierbei zwischen der Amper im Norden und der Schwedeninsel, einem ehemaligen Mündungsdelta der Ammer im Süden. Die von der zufließenden Ammer primär beeinflussten Abschnitte liegen im südlichen Teil des Ostufers.

Für die Untersuchungsjahre 1986/87 errechnete sich für den Gesamtsee ein durchschnittlicher Makrophytenindex von 3,20. Der Mittelwert für die Osthälfte (Abschnitte 1 mit 74) lag bei 3,38. Für das Westufer indizierte der Wert von 2,99 eine vergleichsweise geringere Belastung.

Nach den Ergebnissen der Vegetationsaufnahme im Sommer 2000 hat sich der mittlere Index für den Gesamtsee auf 2,97 verbessert. Im Gegensatz zur früheren Untersuchung besteht gegenwärtig

kaum noch ein Unterschied zwischen West- und Osthälfte des Sees. Für die beiden Seehälften errechnet sich gegenwärtig ein mittlerer Index von 2,97 (Westufer) bzw. 2,98 (Ostufers).

Bezogen auf die Osthälfte des Ammersees bedeutet dies eine deutliche Verbesserung der trophischen Situation. Besonders klar manifestiert sich die Re-Oligotrophierung in den Abschnitten zwischen der Amper und dem südlichen Ende der Herrschinger Bucht (Abschnitte 1 mit 50). Hier hat sich der durchschnittliche Index seit 1986 von 3,19 auf 2,73 verringert. Der Indexwert im Jahr 2000 entspricht nach der Regressionsgleichung einem P-Gehalt von 15,5 mg P/m<sup>3</sup> und liegt bereits nahe an dem Wert, der im Freiwasser des Sees gemessen werden (LEHNHART pers. Mitt.).

Dagegen indiziert der stagnierende Durchschnittswert für das Westufer bislang noch keine erkennbare Verbesserung der Belastung. Beunruhigend ist dies vor allem vor dem Hintergrund der rückläufigen P-Gehalte im Freiwasser des Sees. Die Tatsache, dass der Mittelwert am Westufer noch auf dem Niveau der 1980er Jahre liegt, deutet darauf hin, dass die im Freiwasser großräumig abnehmende P-Belastung offensichtlich durch einen Anstieg der Belastung vom Ufer her kompensiert wird.

## 6.6 Veränderung der Nährstoffbelastung in Abschnitten mit Notauslässen des Ringkanals

Im Rahmen der 1987/87 durchgeführten Vegetationsaufnahmen ließen sich in einigen Uferabschnitten, in denen Regenauslässe der Ringkanalisation in den Ammersee münden, auffallende Vegetations-Veränderungen dokumentieren (vgl. MELZER et al. 1988). Die Zusammensetzung der Makrophytenvegetation bzw. das punktuelle Auftreten von Belastungsindikatoren deutete auf einen z. T. regelmäßigen Eintrag von Nährstoffen hin. Die Bereiche fanden daher auch im Rahmen der Wiederholungskartierung eine besondere Aufmerksamkeit.

### **Regenauslass südlich von Buch**

Im Rahmen der Erstkartierung beeinflusste der südlich von Buch in ca. 3,5 m Tiefe einmündende Notauslass die Abschnitte 11 und 12 (vgl. MELZER et al. 1988). Neben einem Aufkommen von Algen war insbesondere eine Zunahme des Teichfadens (*Zannichellia palustis*), eines typischen makrophytischen Belastungsanzeigers, festzustellen. Im Rahmen der Vegetationsaufnahme im Sommer 2000 wurde im direkten Umfeld des Notauslasses nur noch ein hochwüchsiges Feld des Durchwachsenen Laichkrauts dokumentiert. Eindeutige Hinweise auf stärkere Nährstoffeinträge lagen hingegen nicht mehr vor. Die Makrophyten-Indizes der beiden Abschnitte verbesserten sich von 3,06 auf 2,69 (Abschnitt 11) bzw. von 3,17 auf 2,81 (Abschnitt 12)

### **Regenauslass Herrsching Nord**

Der Auslass führt entlang der sehr breiten Uferbank weit in den See und mündet in ca. 2 m Tiefe am südlichen Ende von Abschnitt 27. Im Rahmen der ersten Vegetationsaufnahme wurden im näheren Umfeld der Einleitung noch Bestände der Kanadischen Wasserpest (*Elodea canadensis*) des Spreizenden Hahnenfußes (*Ranunculus circinatus*) sowie des Teichfadens (*Zannichellia palustris*) aufgenommen – während im Sommer 2000 die Belastungsanzeiger im direkten Umfeld des Kanal-Auslasses verschwunden waren. Allerdings weist der Makrophytenindex des Abschnitts mit einem Wert von 3,33 (Sommer 1986: 3,47) noch immer auf eine starke Belastung des Abschnitts hin. Wie im Verlauf der Geländearbeiten festzustellen war, lassen sich – zumindest im ufernahen Litoral – die indizierten Nährstoffeinträge primär auf einen kleineren, in den Abschnitt entwässernden Zulauf zurückführen.

### **Regenauslass Herrsching Süd**

Im Rahmen der ersten Vegetationsaufnahme war der in den Südteil der Herrschinger Bucht führende Kanal-Auslass noch gut zu erkennen. Er ließ sich im Rahmen der Taucharbeiten somit sehr leicht lokalisieren. Die Vorkommen von *Zannichellia palustris* wiesen früher auf eine regelmäßige Belastung durch den Auslass hin. Im Sommer 2000 hatten sich im Litoral flächendeckende Bestände der Armelechteralge *Nitellopsis obtusa* ausgebreitet. Zwischen den 30 bis 40 cm hohen Pflanzen war weder der Kanal, noch das Ende der Rohrleitung wiederzufinden. Aufgrund des flächenhaften Aufkommens der gegenüber stärkerer Belastung empfindlichen Armelechteralge ist jedoch auszuschließen, dass von dem Notauslass noch eine stärkere Belastung der Herrschinger Bucht ausgeht. Der Makrophytenindex des Abschnitts 40 hat sich von 3,35 auf 2,82 verbessert.

### **Regenauslass Dießen**

Zwischen Dießen und St. Alban mündet ein Überlauf aus dem Ringkanal über eine betonierte Rinne in den See (Abschnitt 99c). Bereits im Rahmen der ersten Vegetationsaufnahmen im Sommer 2000 wurde in dem Uferabschnitt ein starkes Algenaufkommen, dichte Vorkommen des euträphenten Kammlaichkrauts sowie eine geringe Vitalität der Characeen dokumentiert. Inzwischen hat die Verbreitung der Armelechteralgen deutlich abgenommen. Der Rückgang kommt in einer Verschlechterung des Makrophytenindex von 2,87 auf 3,15 zum Ausdruck.

### **Regenauslass Riederau**

Der Überlauf führt an der südlichen Grenze des Naturschutzgebiets Seeholz in den Ammersee. Bereits im Rahmen der 1986 durchgeführten Untersuchungen wurde ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten euträphenter Arten in den Abschnitten und dem Überlaufs vermutet. Auch im Rahmen der aktuellen Vegetationsaufnahme wurde in den Flachwasserzonen des Uferabschnitts eine Häufung von Teichfadenvorkommen festgestellt, deren Förderung sich durch Nährstoffeinträge durch den Überlauf erklären lässt. Die Veränderung des Indexwertes von 3,77 im Jahr 1986 auf einen aktuellen Wert von 3,32 spricht zwar für eine inzwischen verbesserte Wasserqualität in

dem Abschnitt, die Veränderung darf allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, dass durch den Wert noch immer eine erhebliche Nährstoffbelastung zum Ausdruck gebracht wird.

### **Regenauslass Utting**

Südlich des Campingplatzgeländes mündet in ca. 2,5 m Tiefe ein Regenauslass, an dessen Endepunktuelle Vorkommen des Krausen Laichkrauts sowie des Teichfadens nachgewiesen wurden. Im Rahmen der ersten Vegetationsaufnahme wurde der Zulauf nicht lokalisiert. Der Makrophyten-Index des Abschnitts blieb seit der ersten Vegetationsaufnahme nahezu unverändert (2,95 bzw. 2,92).

### **Regenauslass Schondorf**

Der Regenauslass wurde nördlich der Dampferanlegestelle Schondorf unterhalb der Uferpromenade in den See geleitet. Da in unmittelbarer Nachbarschaft ein weiterer Zulauf einmündet, lässt sich nicht mit letzter Gewissheit entscheiden, in welchem Umfang die einzelnen Zuläufe die Vegetationszusammensetzung beeinflussen. Die den Zuläufen vorgelagerte Uferbank weist Kennzeichen einer sehr starken Nährstoffbelastung auf. Sie äußert sich bis 2 m Tiefe in einem massiven Auftreten fädiger Grünalgen, die bis 2 m Wassertiefe großflächig den Seegrund bedecken und unterhalb von 2 m die hier dominierenden Bestände des Krausen Laichkrauts z. T. bis zur Unkenntlichkeit umhüllen. Für den Abschnitt errechnet sich ein Makrophytenindex von 4,09. Verglichen mit den Ergebnissen der Vegetationsaufnahme aus dem Jahr 1986 (damaliger Indexwert: 3,64) wird somit ein weiterer Anstieg der Nährstoffbelastung angezeigt.

## 7 Literatur

- AGAMI, M., WAISEL, Y. (1985): Inter-relationships between *Najas marina* and three other species of aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* 126: 169–173
- AIKEN, S.G., NEWROTH, P.R., WILE, I. (1979): The biology of Canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum* L. *Can. J. Plant. Sci.* 59: 201–215
- BFN (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn-Bad Godesberg
- CASPER, S.J., KRAUSCH, H.-D. (1980): Pteridophyta and Antophyta 1. – In: ETTL, H., GERLOFF, J. HEYMING, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 23. Gustav Fischer Verlag
- CANFIELD, D.E. JR., LANGELAND, K.A., LINDA, S.B., HALLER, W.T. (1985): Relations between water transparency and maximum depth of macrophyte colonization in lakes. *J. Aquat. Plant. Manage.* 23: 25–28
- CASPER, S.J., KRAUSCH, H.-D. (1981): Pteridophyta and Antophyta 2. – In: ETTL, H., GERLOFF, J. HEYMING, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 24. Gustav Fischer Verlag
- CHAMBERS, P.A., KALFF, J. (1985): Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to Secchi Depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 701–709
- CHITTENDEN, E.T., CHILDS, C.W., SMIDT, R.E. (1976): Sediments of Lake Rotoroa, South Island, New Zealand. *Hydrobiology* 44/4: 349–363
- ELLENBERG, H. (1963): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Eugen Ulmer, Stuttgart: 395 S.
- HARLACHER, R. (1994): Die Makrophytenvegetation des Rohrsees. Vergleich der Pflanzenvorkommen in den Vegetationsperioden 1988 und 1993. Wasserwirtschaftsamt Weilheim, unveröff. Bericht
- HARLACHER, R. (1996): Die Makrophytenvegetation des Walchensees in der Vegetationsperiode 1995. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, unveröff. Bericht
- HARLACHER, R. (1999): Die Makrophytenvegetation des Rohrsees. Vergleich der Pflanzenvorkommen in den Vegetationsperioden 1988 und 1993 und 1999. Wasserwirtschaftsamt Weilheim, unveröff. Bericht

- HARLACHER, R. (2002): Untersuchung der langjährigen Entwicklung der Makrophytenvegetation zur Bewertung der ufernahen Nährstoffbelastung des Riegsees. Wasserwirtschaftsamt Weilheim, unveröff. Bericht
- HARLACHER, R., PALL, K. (1991): Die Makrophytenvegetation des Rohrsees. Begleitende Untersuchungen zur mechanischen Entfernung von Wasserpflanzen 1988–1991. Wasserwirtschaftsamt Weilheim, unveröffentl. Bericht.
- HARLACHER, R., PALL, K. (1992): Die Makrophytenvegetation des Kochelsees. Wasserwirtschaftsamt Weilheim, unveröff. Bericht
- HARLACHER, R., PALL, K. (1994): Die Makrophytenvegetation des Hopfensees. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, unveröff. Bericht
- HARLACHER, R., HANTKE, B. (1994): Die Makrophytenvegetation des Staffelsees in der Vegetationsperiode 1993. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, unveröff. Bericht
- HENSCHEL, T., MELZER, A., MÜLLER, J., ALEFS, J., WINKLER, R. (1992): Die limnologische Entwicklung des Starnberger Sees im Fortgang der Abwasserfernhaltung unter besonderer Berücksichtigung der Makrophytenvegetation. Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 3/92: 210 S.
- HUTCHINSON, G.E. (1975): A treatise on limnology – Vol III. Limnological Botany. John Wiley & Sons, New York, London, Sydney, Toronto: 660 S.
- KOHLER, A., WONNEBERGER, R., ZELTNER, G. (1973): Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher „Verschmutzungsindikatoren“ im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 72: 533–549
- KOHLER, A., ZELTNER, G. (1974): Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberpfälzer Waldes. Hoppea Denkschr. Regensburg, Bot. Ges. 33: 171–232
- KOHLER, A., BRINKMEIR, R., VOLLRATH, H. (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. Ber. Bayer. Bot. Ges. 45: 5–36
- KRAUSE, W. (1969): Zur Characeenvegetation der Oberrheinebene. Arch. Hydrobiol. Suppl. 35: 202–253
- KRAUSE, W. (1985): Über die Standortansprüche und das Ausbreitungsvermögen der Stern-Armleuchteralge (*Nitellopsis obtusa* DESVAUX). J. Groves, Carolina 42: 31–42

- KRAUSE, W. (1997): Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- LACHAVANNE, J.-B., WATTENHOFER, R. (1975): Contribution à l'étude des macrophytes du Léman. Commission internat. pour la protection des eaux du Léman et du Rhone contre la pollution, Genf
- LANG, G. (1967): Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. Arch. Hydrobiol. Suppl. 32: 437–574
- LANG, G. (1973): Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees unter besonderer Berücksichtigung ihres Zeigerwertes für den Gütezustand. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee, Ber. 12: 1–67
- LANG, G. (1981): Die submersen Makrophyten des Bodensees. 1978 im Vergleich mit 1967. Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 26: 1–64
- LENHART, B. (1987): Limnologische Studien am Ammersee. Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 2/87: 105 S.
- LENHART, B. (1993): Auswirkungen der Nährstoffbelastung auf Seen am Beispiel Ammersee. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie 47: 185–205
- LENHART, B., HAMM, A., HARLACHER, R., PALL, K., VALENTIN, F., KUCKLENTZ, V., BOHL, E., SCHAMBURG, J. (1995): Limnologische Entwicklung des Kochelsees 1979–1993. Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 2/95: 161 S.
- MADSEN, J.D., ADAMS, M.S., RUFFIER, P. (1988): Harvest as a control for sago pondweed (*Potamogeton pectinatus* L.) in Badfish Creek, Wisconsin: Frequency, efficiency and its impact on the stream community oxygen metabolism. J. Aquat. Plant. Manag. 26: 20–25
- MELZER, A. (1988): Der Makrophytenindex – eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitationsschrift, Technische Universität München
- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K., SIRCH, R., VOGT, E. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 4/86: 210 S.
- MELZER, A., HARLACHER, R., VOGT, E. (1987): Verbreitung und Ökologie makrophytischer Wasserpflanzen in fünfzig bayerischen Seen. Beiheft 6 zu den Berichten der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/Salzach

- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K., VOGT, E. (1988): Die Makrophytenvegetation des Ammer-, Wörth- und Pilsensees sowie des Weßlinger Sees. Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 1/88: 262 S.
- MELZER, A., HÜNERFELD, G. (1990): Die Makrophytenvegetation des Tegern-, Schlier- und Riegsees. Informationsbericht Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 2/90: 188 S.
- MÜNCH, D. (1989): Untersuchungen zur Stickstoffernährung von *Elodea canadensis* MICHX. und anderen Süßwasser-Hydrocharitaceae. Diss. TUM
- OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena: 311 S.
- OSTENDORP, W. (1989): „Die-back“ of reeds in Europe – a critical review of literature. Aquatic Botany 35: 5–26
- OZIMEK, T., VAN DONK, E. & GULATI, R.D. (1993): Growth and nutrient uptake by two species of *Elodea* in experimental conditions and their role in nutrient accumulation in a macrophyte-dominated lake. Hydrobiologia 251: 13–18
- PENNAK, R.W. (1973): Some evidence for aquatic macrophytes as repellents for a limnetic species of *Daphnia*. Int. Revue Ges. Hydrobiol. 58: 569–576
- RASIG, H. (1993): Untersuchungen zur Belastungssituation des Niedersonthofener Sees aus landschaftsökologischer Sicht. Dipl. Arb. Univ. Hohenheim
- SALISBURY, E.J. (1961): Weeds and Aliens. New Naturalist. Collins, London: 384 S.
- SCHAUMBURG, J. (1996): Seen in Bayern – Limnologische Entwicklung von 1980 bis 1994. Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 1/96: 216 S.
- SCHAUMBURG, J., HEHL, I., HUPFER, M., KÖPF, B., RAEDER, U., MELZER, A., SEELE, J. & TRAUNSPURGER, W. (2001): Kleinseen in Bayern – Ökologische Bewertung von Freiwasser, Sediment, Ufer und Einzugsgebiet. Informationsbericht Heft 1/01. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München: 281 S.
- SCHOLZE, C., GOOS, F.-M., ZIMMERMANN, S., MELZER, A. & SCHAUMBURG, J. (2003): Seelitorale in Bayern: Chiemsee. Makrophyten-Kartierungen 1985 und 1998. Materialien Nr. 108. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München: 83 S.
- SCHMIDT, D., VAN DE 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. (1996): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. Schr.-R. f. Vegetationskunde 28: 547–576
- SIMPSON, D.A. (1984): A short history of the introduction and spread of *Elodea* MICHX. in the British Isles. *Watsonia* 15: 1–9
- SUOMINEN, J. (1968): Changes in the aquatic macroflora of the polluted Lake Rautavesi, SW-Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 5: 65–81
- TÜXEN, R., PREISING, E. (1942): Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften. *Dtsch. Wasserwirtsch.* 37: 10–17 u. 57–69
- UOTILA, P. (1971): Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S-Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 8: 257–295
- WALKER, A.O. (1912): The distribution of *Elodea canadensis* MICHAUX in the British Isles in 1909. *Proc. Linn. Soc. Lond.* 124: 71–77
- WIJK, R.J., VAN (1989): Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. V. Nutritional ecology, in vitro uptake of nutrients and growth limitation. *Aquat. Bot.* 35: 319–335
- WIJCK, C. VAN, GROOT, C.-J. DE, GRILLAS, P. (1992): The effect of anaerobic sediment on the growth of *Potamogeton pectinatus* L.: the role of organic matter, sulphide and ferrous iron. *Aquatic Botany* 44: 31–49



# Anhang

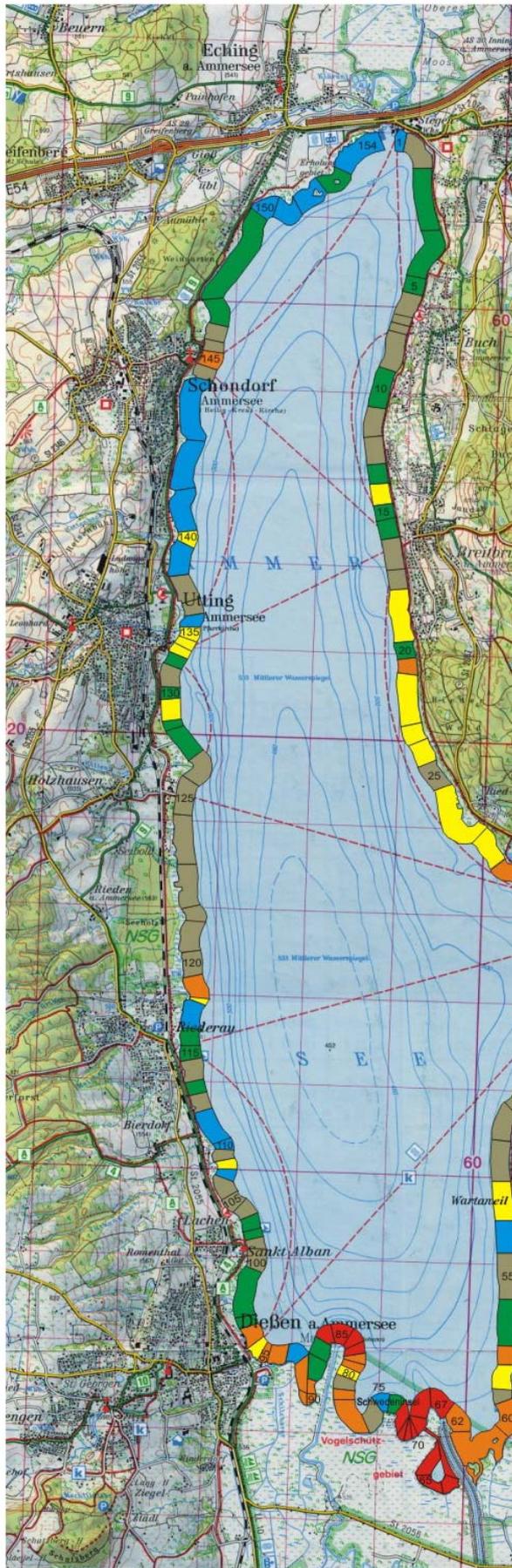
## Indexwerte Vegetationsaufnahme 1986/87

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

## Indexwerte Vegetationsaufnahmen 2000/2001

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

# Ufernahe Nährstoffbelastung des Ammersees nach dem Makrophyten-Index – Vegetationsperioden 1986/87



Karte 1

Nährstoffbelastung im ufernahen Litoral nach dem Makrophytenindex

-Vegetationsperioden 1986/87-

**Belastungsgrad**

- sehr gering
- gering
- mäßig
- mäßig-erheblich
- erheblich
- stark
- sehr stark



Topographische Grunddaten:  
© Bayerische Vermessungsverwaltung

# Ufernahe Nährstoffbelastung des Ammersees nach dem Makrophyten-Index – Vegetationsperioden 2000/01

Karte 2

Nährstoffbelastung im ufernahen Litoral nach dem Makrophytenindex

-Vegetationsperioden 2000/2001-

