

Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee: 46, 1998

ISSN 1011-1263

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee

Bericht Nr. 46

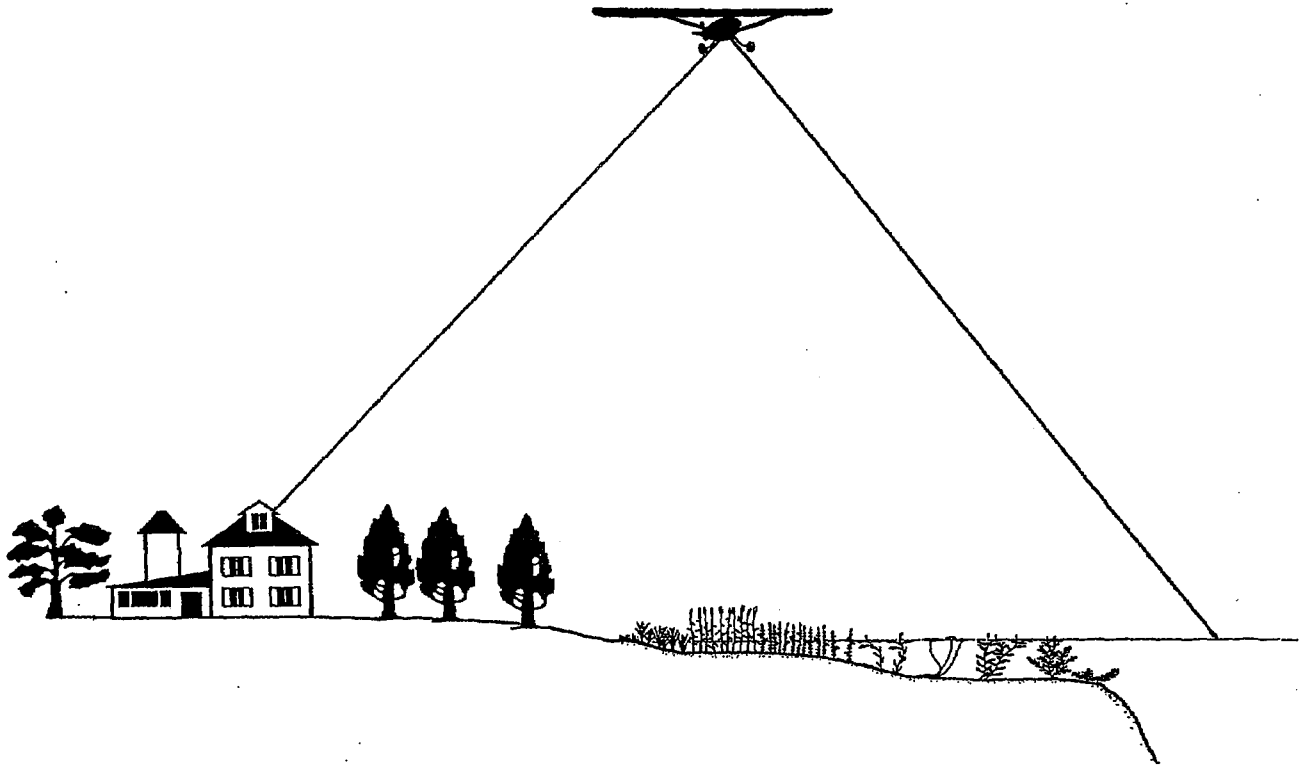
**Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993
im Vergleich mit 1978 und 1967**

Bearbeiter: Dr. Klaus Schmieder

Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim in
Zusammenarbeit mit dem Institut für Seenforschung Langenargen der
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg im Auftrag der
Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee

-1998-

**Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993
im Vergleich mit 1978 und 1967**



Bearbeiter: Dr. Klaus Schmieder

Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim
in Zusammenarbeit mit dem Institut für Seenforschung Langenargen
der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Redaktionelle Bearbeitung: Dr. Reiner Kümmerlin

Im Auftrag der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee

1998

Vorwort

Dem Schutz des europaweit bedeutsamen Ökosystems Bodensee hat sich die INTERNATIONALE GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION FÜR DEN BODENSEE (IGKB) seit nunmehr bald 40 Jahren verschrieben. Anlass für ihre Gründung und ihre grösste Herausforderung in den vergangenen Jahrzehnten war die drohende Überdüngung des Sees mit Phosphorverbindungen. Um dieser Gefahr zu begegnen, empfiehlt die IGKB den Staaten im Einzugsgebiet geeignete Gegenmassnahmen und koordiniert sie, insbesondere im Abwasserbereich. Gleichzeitig initiiert und fördert sie wissenschaftliche Untersuchungen, die für eine laufende Überwachung und Beurteilung des Seezustandes notwendig sind.

Den gemeinsamen Anstrengungen aller Staaten im Einzugsgebiet des Bodensees ist es zu verdanken, dass der für die Überdüngung massgebliche Phosphorgehalt im Freiwasser entscheidend gesenkt werden konnte. Dieser Erfolg manifestiert sich zunehmend deutlicher in den verschiedensten Reaktionen des Sees. Augenfällig werden die Änderungen beispielsweise in der Algenbiozönose des Freiwassers und in der verbesserten Versorgung grundnaher Wasserschichten mit Sauerstoff.

Einen weiteren wichtigen Beleg für die Wirksamkeit der Sanierungsmassnahmen liefert jetzt die Bestandsaufnahme der submersen Makrophytenvegetation. Das Auftreten bestimmter Arten und ihre Verbreitung ist abhängig von ihren spezifischen Ansprüchen an den Standort, in besonderem Masse aber von der Nährstoffsituation des Gewässers. Eine genaue Analyse der Makrophytenflora erlaubt daher Rückschlüsse auf den trophischen Zustand des Sees und seiner Flachwasserbereiche. Letztere stehen in enger Wechselbeziehung mit dem Freiwasserraum, unterliegen jedoch gleichzeitig sehr viel stärker lokalen, landseitigen Einflüssen. Vor allem im Mündungsbereich von Zuflüssen führt die ständige Nachlieferung von Nährstoffen - auch bei niedrigem Konzentrationsniveau - häufig zu Verhältnissen, die für die mündungsfernen Seebereiche eher untypisch sind. Weiterhin ist zu beachten, dass im Zuge der stark abnehmenden Phosphorbelastung die nicht nährstoffabhängigen, lokalen Standortfaktoren wieder ein grösseres Gewicht erlangen.

Der vorliegende Bericht, der einen Vergleich der Erhebungen 1993 mit früheren Kartierungen der Jahre 1967 und 1978 einschliesst, dokumentiert die seeweiten Veränderungen der letzten 30 Jahre sehr eindrucksvoll. Gleichzeitig gibt er den Behörden wertvolle Hinweise auf lokale Besonderheiten, die dann im einzelnen abgeklärt werden können. In diesem Sinne ist er eine wichtige Hilfe im Bemühen um einen limnologisch stabilen Bodensee.

Abstracts

Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967

Im Sommer 1993 führte das Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim im Auftrag der IGKB eine seeumfassende Kartierung der submersen Makrophytenvegetation der Litoralzone des Bodensees durch. Das Projekt sollte Aufschluss über die aktuelle Verbreitung der submersen Makrophyten und die Nährstoffbelastung in der Litoralzone geben. Durch einen Vergleich mit den Kartierungen der Jahre 1967 und 1978 sollten die Auswirkungen der Eutrophierung der 60er und 70er Jahre und der anschließenden Periode des Phosphorrückgangs auf die untergetauchten Wasserpflanzen des Bodensees dokumentiert werden und damit eine Erfolgskontrolle der von der IGKB koordinierten Sanierungsmassnahmen durchgeführt werden. Zur Klärung der Rolle des Sedimentes als Standortfaktor submerser Makrophyten des Bodensees und dessen Einfluss auf die Sanierungsmassnahmen erfolgte eine regionale Charakterisierung der Oberflächensedimente der Litoralzone. Aus den Daten und Ergebnissen des Projektes wurde ein umfangreiches geographisches Informationssystem aufgebaut, welches den der IGKB für Planungszwecke zur Verfügung steht.

Les macrophytes immergés du lac de Constance - 1993 comparé à 1978 et 1967

L'Institut d'Ecologie paysagère et végétale de l'Université de Hohenheim a effectué durant l'été 1993, sur mandat de l'IGKB, un relevé de la végétation macrophytique immergée de la zone littorale de la totalité du lac de Constance. Le projet devait renseigner sur la distribution actuelle des macrophytes immergés et la charge en nutriments en zone littorale. Par comparaison avec les relevés des années 1967 et 1978, les effets de l'eutrophisation des années soixante et septante, ainsi que de la période ultérieure de diminution du phosphore, sur les plantes aquatiques sous-lacustres du lac de Constance devaient être documentés; il s'agissait aussi de vérifier l'effet des mesures d'assainissement coordonnées par l'IGKB. Afin de pouvoir préciser le rôle des sédiments en tant que facteur local pour les macrophytes immergés du lac de Constance et leur influence sur les mesures d'assainissement, une caractérisation régionale des sédiments superficiels de la zone littorale a été réalisée. A l'aide des données et des résultats du projet, un système d'information géographique complet a été élaboré; il est à disposition de l'IGKB pour tout but de planification.

Submersed macrophytes in Lake Constance - 1993 compared to 1978 and 1967

In the summer of 1993, the Institute for Landscape and Plant Ecology of the University of Hohenheim carried out a comprehensive survey of submersed macrophyte vegetation in the littoral zone of Lake Constance under contract to the IGKB. The objective was to obtain information on the present distribution of submersed macrophytes and excess nutrient concentration in the littoral zone. The present values were compared to those obtained from mapping surveys in 1967 and 1978 to illustrate the effects of eutrophication in the 1960's and 1970's and of the subsequent phosphor diminution phase on underwater plants in Lake Constance, and permitted the rehabilitation measures organised by the IGKB to be assessed. To establish the role of sediment as site determinant for submersed macrophytes in Lake Constance and its pertinence to rehabilitation measures, regional characterisation of surface sediments in the littoral zone was performed. On the basis of data and information obtained from the project, a comprehensive geographic information system was set up. This is available to the IGKB for planning purposes.

Danksagung

Allen Kartierern und Kartiererinnen danke ich für die Einsatzbereitschaft und die Sorgfalt bei der Durchführung der Kartierung 1993. Danken möchte ich auch den Fischereiaufsehern Herrn Klönkler und Herrn Egloff vom Untersee und den Herren Truenz, Röller und Reinhard vom Obersee, die weit über ihre beruflichen Verpflichtungen hinaus alle Kartierer bei ihrer Arbeit unterstützten. Ebenfalls danken möchte ich den Mitarbeitern des Naturschutzbundes, allen voran Herrn Jakoby für die Unterstützung der Kartierarbeiten. Große Hilfe während der Kartierarbeiten leisteten auch die Familie Bärthele und Michael Dienst.

Zu Dank verpflichtet bin ich weiterhin der Firma Dethleffs, welche für die Zeit der Kartierung 1993 und der Taucharbeiten 1994 einen Testwohngewagen zur Verfügung stellte. Danken möchte ich auch den Städten und Gemeinden Radolfzell, Allensbach, Friedrichshafen und Lindau für die kostenlose Bereitstellung eines Standplatzes für die Wohnwagen der Kartierer auf ihren Campingplätzen. Für die Bereitstellung der Räume und der Infrastruktur zur Auswertung der Daten innerhalb des neu geschaffenen Verfügungsgebäudes sei allen Verantwortlichen der Universität Hohenheim gedankt. Für die tatkräftige Unterstützung beim Aufbau der EDV-Infrastruktur danke ich allen beteiligten Mitarbeitern des Rechenzentrums ebenfalls herzlich.

Die Digitalisierung der räumlichen Daten am Visopret und die Integration in das geographische Informationssystem erfolgte unermüdlich durch Rosi Siber, Susanne Kellermann, Inge Keckeisen, Alejandro Boye und Harald Kiefer. Äußerst wertvolle Hilfe bei der Auswertung der Daten leistete Willi Kuhn. Birgit Schünemann analysierte die Sedimentproben unter tatkräftiger Unterstützung der Mitarbeiter der Abteilung „Sedimentologie“ des Seenforschungsinstitutes Langenargen. Für die langjährige freundschaftliche Verbundenheit und das große Engagement bei der Durchführung des Teilprojektes Sedimentologie bedanke ich mich besonders herzlich bei H.G. Schröder. Wolfgang Spitzer führte die Satellitenbilddauswertungen durch. Den Leitern des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim Prof. R. Böcker, Prof. A. Kohler und allen Kollegen danke ich herzlich für ihre Unterstützung. Nicht zuletzt danken möchten ich den Auftraggebern des Projektes für die Bereitstellung der umfangreichen finanziellen Mittel und die gute Zusammenarbeit. Den verantwortlichen Ansprechpartnern der IGKB, allen voran den Herren Dr. H. Müller und Dr. R. Kümmerlin sei herzlich für die gute Zusammenarbeit gedankt.

Kurzfassung:

Seeumfassende Bestandsaufnahme der submersen Makrophytenvegetation der Litoralzone des Bodensees 1993

Im Auftrag der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) führte das Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim 1993 eine seeumfassende Bestandsaufnahme der submersen Makrophytenvegetation der Litoralzone des Bodensees durch. Ein Vergleich der aktuellen Vegetationsverhältnisse mit den Kartierungen von 1978 und 1967 sollte Aufschluss über die Reaktion der submersen Makrophyten auf die Sanierungsmaßnahmen der Länder und Staaten des Einzugsgebietes geben. Die Entwicklung der submersen Vegetation des Bodensees zeigt während des Untersuchungszeitraumes einen engen Zusammenhang mit der Entwicklung der Trophie, welche ihrerseits massgeblich mit der Entwicklung der Phosphor-Konzentration verknüpft ist.

Während die Eutrophierungsperiode der 70er Jahre durch die Förderung eutraphenter Arten, wie *Zannichellia palustris* und den Rückgang der meisten übrigen Arten gekennzeichnet ist, zeigt die Oligotrophierungsperiode der 80er Jahre bis 1993 eine Erholung der Bestände der meisten vom Rückgang in den 70er Jahren betroffenen Arten, so dass die Vegetationsverhältnisse 1993 denen von 1967 sehr ähnlich sind. Zeitweise verschollene Arten, wie *Chara aspera* und *Chara tomentosa* konnten 1993 wieder nachgewiesen werden. Die Lebensbedingungen des Grossteils der submersen Makrophytenarten des Bodensees haben sich demnach seit 1978 deutlich verbessert. Im Vergleich zu 1967 und 1978 wurden 1993 submerse Makrophyten z.T. in weit grösseren Wassertiefen angetroffen. *Nitellopsis obtusa* bildete 1993 zusammen mit *Elodea nuttallii* und *Ceratophyllum demersum* im Gnadensee die Tiefengrenze der Vegetation in 12m Wassertiefe, während bereits 1967 trotz vielfacher gezielter Bemühungen kein einziger Fund einer lebenden Pflanze aus mehr als 7m Tiefe gelang (LANG 1973a).

Mit Hilfe des innerhalb des Projektes weiterentwickelten Makrophytenindex nach MELZER (1988) konnten regionale Unterschiede der Trophie der Flachwasserzone für alle drei Kartierungen dargestellt werden und damit die Veränderungen der vergangenen Jahrzehnte, aber auch aktuelle Problemzonen bzw. lokale Besonderheiten aufgezeigt werden.

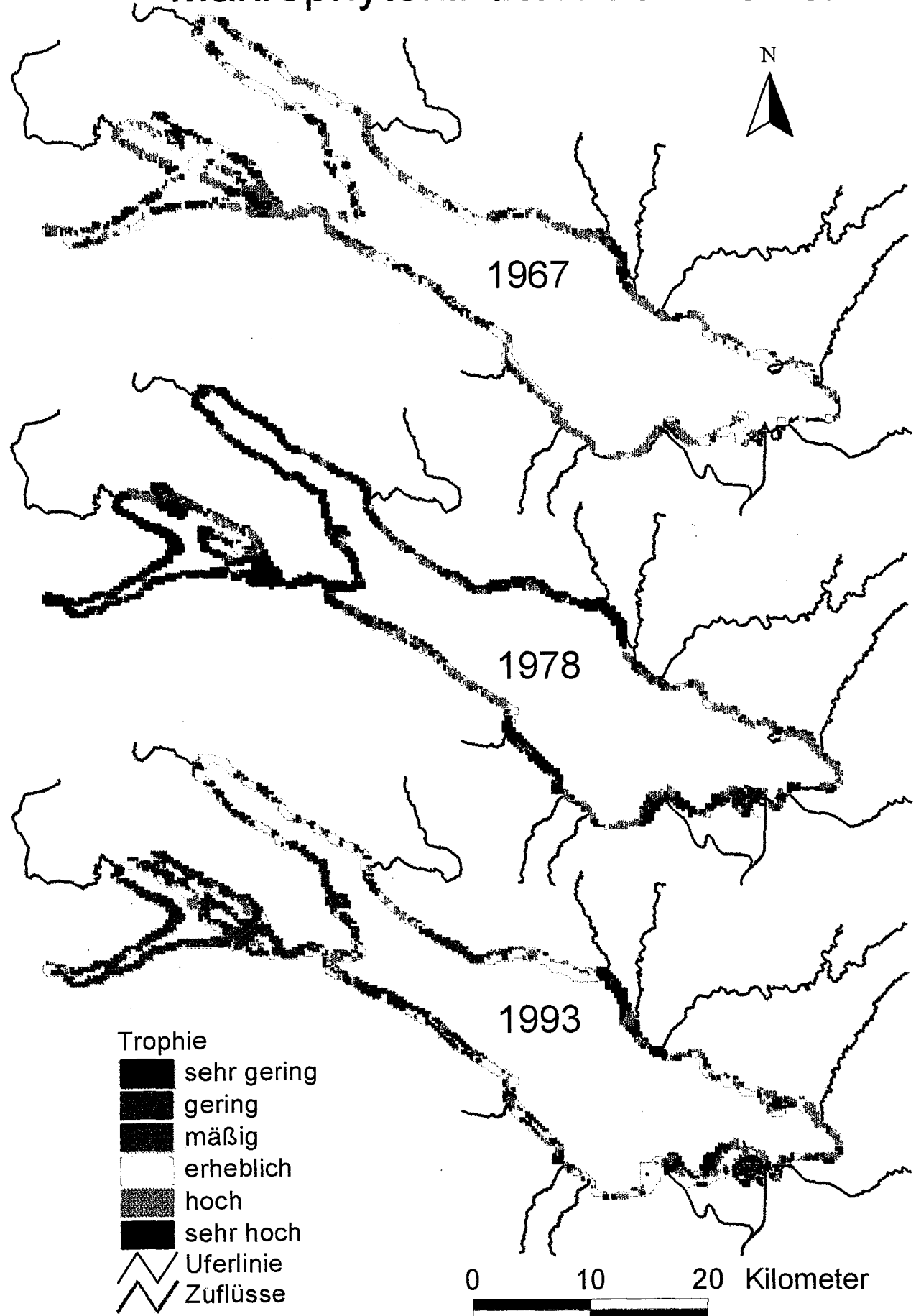
Innerhalb des Projektes wurde ein seeumfassendes geographisches Informationssystem der gesamten Flachwasserzone des Bodensees aufgebaut. Es enthält sowohl aktuelle Informationen zur Verbreitung der Wasserpflanzen aus der 1993 durchgeführten Kartierung, als

auch Daten aus den von LANG 1967 und 1978 durchgeführten Kartierungen sowie zahlreiche weitere Informationen. Es kann als Informationsgrundlage zur Entscheidungsunterstützung in vielfältigen regionalen und lokalen Planungsanwendungen der Bereiche Naturschutz, Renaturierung, Entwicklung und Nutzung eingesetzt werden und ist über die IGKB zugänglich.

Nebenstehend Karte 1:

Nährstoffbelastung der Litoralzone auf Basis des Makrophytenindex. Dazu ist folgendes anzumerken: Ausser den Nährstoffen können auch andere Faktoren das Makrophytenwachstum begrenzen, z.B. starker Wellenschlag, hohe Wassertrübung oder felsiger Untergrund. In Litoralbereichen, wo derartige Faktoren dominieren, besitzt der Makrophytenindex eingeschränkte Gültigkeit.

Makrophytenindex nach Melzer



1 Zusammenfassung und Wertung

Die vorliegende Untersuchung stellt ein umfangreiches Dokument einer gelungenen Seesanie-
rung dar. Sie zeigt, dass geeignete Massnahmen im Einzugsgebiet die Eutrophierungs-
Entwicklung eines Sees nicht nur stoppen, sondern auch zu einer Reoligotrophierung führen
können. Sie belegt die Regenerationsfähigkeit von Arten, deren Standortansprüche im Boden-
see-Untersee zeitweise nicht mehr erfüllt waren und liefert wertvolle Hinweise zur Verwend-
barkeit einzelner Arten für die Trophie-Indikation. Die immense Veränderung der Standortfak-
toren der submersen Makrophyten während des Untersuchungszeitraumes findet ihr Spiegel-
bild in einer starken Dynamik der Einzelartentwicklung. Während jedoch der Rückgang von
Arten direkt über die Veränderung der Standortfaktoren gesteuert wird, ist die Erholung der
Bestände stark abhängig von den Vermehrungs- und Verbreitungsstrategien einer Art. So ist
bei einigen Arten 1993 noch keine Erholung der Bestände erkennbar, obwohl die empirisch
ermittelten Toleranzbereiche im Bodensee nicht überschritten werden.

Die Ermittlung des Makrophytenindex von MELZER (1988) dokumentiert in eindrucksvoller
Weise die Entwicklung der Trophie im Bodensee während des Untersuchungszeitraumes. Sie
gibt aber auch wertvolle Hinweise auf mögliche aktuelle Belastungen einzelner Uferabschnitte
und entsprechenden Handlungsbedarf. Die Untersuchungen der Litoralsedimente des Boden-
sees brachten erstmals grossräumige regionale Unterschiede vor allem in Ost-West-Richtung
zutage und dokumentieren den weiten Einflussbereich des Alpenrheins. Auch die Einfluss-
bereiche der übrigen Bodenseezuflüsse lassen sich durch die erfolgten Sedimentanalysen
sehr genau abgrenzen. Zusammenhänge zwischen der Verbreitung submerser Makrophyten
und der Sedimentqualität liegen nahe.

Die Untersuchungen von Satellitenszenen des Landsat-TM-Systems ergab eine grundsätzliche
Eignung von Satellitensystemen zum Monitoring submerser Makrophyten, wenn auch die ra-
diometrische Auflösung und die systeminternen Störgrössen dem untersuchten System Gren-
zen setzen. Die weitere technische Entwicklung der Systeme lässt aber für die Zukunft
hochauflösende, bioindikatorisch interpretierbare Klassifikationsergebnisse erwarten. Innerhalb
des Projektes wurde ein interaktives, geographisches Informationssystem über die Bodensee-
Uferzone auf der Basis von ARCVIEW aufgebaut, das neben den im vorliegenden Bericht
dargestellten Übersichtsinformationen auch grossmassstäbliche Detailinformationen bis zu ei-
nem Massstab von 1:5000 enthält. Für die Makrophytenkartierungen von 1967, 1978 und 1993
sind darin jeweils ca. 2500 Vegetationsflächen in Bezug auf ihr Arteninventar und die Häufig-
keit der einzelnen Arten beschrieben sowie auch der jeweils berechnete Makrophytenindex.
Weiterhin sind die 1993 durchgeführten Sedimentanalysen und umfangreiche Daten zur Vege-

tation, Struktur und Nutzung der Uferzone für die Kartierungsjahre 1967, 1978 und 1993 enthalten. Diese Informationen können interaktiv von Personal Computern abgerufen werden und stehen für zukünftige Planungen in den Bereichen Nutzung, Entwicklung, Renaturierung und Naturschutz in der Bodensee-Uferzone zur Verfügung.

2 Einleitung und Aufgabenstellung

2.1 Kartierung der submersen Makrophytenvegetation

Zu Beginn der sechziger Jahre wurden umfangreiche Veränderungen der submersen Makrophytenvegetation in der Litoralzone des Bodensees festgestellt und mit der steigenden Nährstoffbelastung in Zusammenhang gebracht (LANG 1967). Die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) führte aus diesem Grunde 1967 eine Kartierung der submersen Makrophytenvegetation der gesamten Litoralzone durch. Die Erhebung diente der Dokumentation des Istzustandes sowie als Datengrundlage für nachfolgende Untersuchungen. Ihre Ergebnisse sind im Bericht Nr. 12 der IGKB zusammengefasst (LANG 1973a). In den darauf folgenden zehn Jahren wurden anhand ausgewählter Testflächen die Veränderungen der Makrophytenvegetation verfolgt (SCHRÖDER 1981). 1978 erfolgte dann in der Zeit der höchsten Phosphorbelastung wiederum eine Kartierung der submersen Makrophytenvegetation in der gesamten Uferzone des Bodensees, deren Ergebnisse im Vergleich zu 1967 im Bericht Nr. 26 der IGKB enthalten sind (LANG 1981).

Seit Anfang der achtziger Jahre sinkt infolge der Sanierungsmassnahmen der Länder und Staaten des Einzugsgebietes die Phosphor-Konzentration im Bodensee stetig. 1985 wurden im Rahmen einer internen Untersuchung des Institutes für Seenforschung in Langenargen im Gnadensee erneut umfangreiche Veränderungen der submersen Makrophytenvegetation festgestellt (SCHMIEDER 1985), worauf Baden-Württemberg 1986 und 1987 die gesamte Flachwasserzone des Landes kartieren liess (SCHMIEDER 1991).

1993 führte das Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim im Auftrag der IGKB die dritte seeumfassende Kartierung der submersen Makrophytenvegetation der Litoralzone des Bodensees nach 1967 durch. Ziel des Projektes war die Erfassung der aktuellen Vegetationsverhältnisse in der gesamten Litoralzone des Bodensees, um auf dieser Basis eine Erfolgsbewertung der Sanierungsmassnahmen der Länder und Staaten des Einzugsgebietes vornehmen zu können. Grundlage hierfür bildeten neben der aktuellen Kartierung die 1967 und 1978 von der IGKB durchgeführten Bestandsaufnahmen der submersen Makrophytenvegetation.

2.2 Litoralsedimente des Bodensees 1993

Im Rahmen der Kartierung der submersen Makrophytenvegetation der Litoralzone des Bodensees 1993 wurden erstmals seeumfassende Analysen der Litoralsedimente durchgeführt. Ziel dieser Untersuchungen war die Erfassung der grossräumigen Verteilung wichtiger Standortfaktoren, welche mit der stetigen Verbesserung der Wasserqualität zunehmend Einfluss auf die

Verbreitung submerser Makrophyten nehmen. So wird vielfach davon ausgegangen, dass die in den Sedimenten abgelagerte organische Substanz durch Freisetzung von Nährstoffen oder toxischen Substanzen wie Schwefelwasserstoff oder Ammoniak unter anaeroben Bedingungen die Wiederbesiedlung von Standorten durch bestimmte submerse Makrophytenarten verzögert, auch wenn die Bedingungen im Freiwasser für diese Arten wieder geeignet erscheinen. Granulometrische Untersuchungen sollten neben direkten Informationen über die Substratstruktur auch indirekt Aufschluss über die hydrodynamischen Verhältnisse eines Standortes (z.B. Wellen) geben, welche bei einem See der Grösse des Bodensees durchaus begrenzend auf die Besiedlung durch submerse Makrophyten wirken kann. Zudem können sie Informationen über das Ausmass von Verlagerungsprozessen erbringen, aus denen Rückschlüsse über die Dauer des Regenerationsprozesses von organisch belasteten Litoralsedimenten nach erfolgter Sanierung von Belastungsquellen gezogen werden können. Mineralogische Untersuchungen sollten darüber hinaus Informationen liefern, inwieweit Litoralsedimente autochthon bzw. allochthon beeinflusst sind, woraus sich Rückschlüsse über die Wirkungsbe-
reiche von Zuflüssen ziehen lassen.

2.3 Eignung des Landsat-TM-Satellitensystems zum Monitoring submerser Makrophyten

Innerhalb eines Projektteilbereiches wurde die Einsatzmöglichkeit heute bereits nutzbarer operationeller Satelliten-Fernerkundungssysteme zum Monitoring der submersen Makrophytenvegetation überprüft. Insbesondere interessierten die Fragestellungen, ob mithilfe von existierenden oder noch zu entwickelnden Klassifikationsverfahren sowohl eine räumliche Differenzierung submerser Makrophytenbestände, als auch ein Monitoring in engeren Zeitabständen, als bei den traditionellen Luftbildverfahren möglich ist. Ausschlaggebend für diesen Ansatz war die Überlegung, dass die traditionellen Monitoring-Verfahren in ihrer Durchführung verschiedene Problematiken aufweisen. So beträgt die Spanne zwischen Kartierung und Auswertungspräsentation i.d.R. mehrere Jahre, z.B. am Bodensee 1967 sechs Jahre (LANG 1973a), 1978 drei Jahre (LANG 1981). Der grosse personelle Aufwand erlaubte z.B. am Bodensee aus Kostengründen seeumfassende Kartierungen bislang lediglich in Zeitabständen von mehr als einem Jahrzehnt.

Die Durchführung einer seeumfassenden Kartierung war zudem mit einem grossen logistischen Aufwand verbunden und direkt gekoppelt an den vereinbarten Befliegungszeitpunkt. Die Erfassung war stark wetterabhängig, längere Schlechtwetterphasen in der Vegetationsperiode konnten sowohl die Befliegung wie auch die Erfassung vor Ort stark beeinträchtigen. Die Kosten für die Durchführung der Befliegung und deren Folgekosten (z.B. Passpunktgenerierung

bei stereoskopischen Auswertemethoden) liegen bei den verwendeten grossen Bildmassstäben (1:5000) extrem hoch.

Demgegenüber ermöglichen satellitengestützte Fernerkundungsverfahren die Erfassung weiträumiger und zeitlich punktueller Gegebenheiten und die Repetition der Datenerfassung in relativ kurzen Zeitabständen. Weiterhin erlauben sie eine elektronische Datenauswertung und -übertragung sowie die Einbindung und Verschneidung mit anderweitig gewonnenen Daten (RasterGIS). Die Bearbeitungszeit reduziert sich nach der Operationalisierung der Verfahren auf wenige Monate und damit eine starke Kostenreduktion bei der Dateneruierung und -verarbeitung

3 Wasserpflanzen als Bioindikatoren

Als Bioindikatoren werden Organismen oder Organismengemeinschaften verstanden, die auf Schadstoffbelastungen mit Veränderungen ihrer Lebensfunktionen antworten oder den Schadstoff akkumulieren (ARNDT/NOBEL/SCHWEIZER, 1987). Dabei können Veränderungen in der Artzusammensetzung einer Lebensgemeinschaft sich verändernde Umweltbedingungen anzeigen oder bestimmte Arten ("Monitorarten") können durch Akkumulation bestimmter Stoffe, oder definierte Vitalitätsveränderungen als Reaktion auf spezielle Stoffe spezifische Belastungen anzeigen. In den letzten Jahrzehnten gewannen die submersen Makrophyten als Indikatororganismen für die biologische Gewässerbeurteilung zunehmend an Bedeutung. Die sensible Reaktion auf Veränderungen der Standortbedingungen, ihre verhältnismässig einfache Bestimmung und ihr stetiges Auftreten in Süßgewässern machten sie zu einem wertvollen Hilfsmittel der Gewässerbeobachtung. Durch ihre Ortskonstanz integrieren sie auch zeitlich und räumlich eng begrenzte Schwankungen der Standortverhältnisse (z.B. Belastungsspitzen bei punktuellen Einleitungen), die einer hydrochemischen Analyse praktisch nicht zugänglich sind (MELZER 1988, KOHLER et al. 1974).

In mitteleuropäischen Süßwasserseen stellt in vielen Fällen Phosphor den Minimumfaktor der Primärproduktion dar, wodurch häufig ein direkter Zusammenhang zwischen Phosphorkonzentration und Primärproduktion des Gewässers besteht. Durch einen raschen Umsatz des Phosphors in einem kurzgeschlossenen epilimnischen Kreislauf kann jedoch eine weit höhere Primärproduktion geleistet werden, als nach dem theoretischen P-Bedarf möglich wäre (SCHWOERBEL 1987). Mit einer erhöhten Nährstoffverfügbarkeit sind grosse Veränderungen des Wuchsstandortes von submersen Makrophyten verbunden. Da verschiedene Arten ein erhöhtes Nährstoffangebot nicht gleich gut nutzen können, treten Verschiebungen in der Konkurrenzkräft innerhalb der submersen Makrophyten auf, die zum Verschwinden von Arten führen können (LANG 1981). Neben den makrophytischen Gefässpflanzen konkurrieren vor allem Algen als Primärproduzenten um die zur Verfügung stehenden Nährstoffe und reagieren auf ein erhöhtes Nährstoffangebot mit einer Erhöhung der Produktion. Dabei finden auch hier aufgrund unterschiedlicher Anpassung der einzelnen Arten Verschiebungen in der Artzusammensetzung statt (KÜMMERLIN & BÜRGI 1989). Die Folge ist eine verstärkte Konkurrenz um den wichtigen Produktionsfaktor Licht, wobei letztendlich die Primärproduzenten, die direkt an der Wasseroberfläche leben (Algen, Schwimmblattpflanzen), die besten Überlebenschancen in einem hypertrophen Gewässer besitzen.

Eine hohe Primärproduktion bedingt eine hohe Abbaurate der organischen Substanz, die mit einer hohen O₂-Zehrung verbunden ist. Hierdurch kann in anaeroben Bereichen des Hypolimnions keine Nitrifikation des bei der Eiweisszersetzung freiwerdenden Ammoniums mehr erfol-

gen (SCHWOERBEL 1987). Ammonium reichert sich an und kann auch im Epilimnion zu erhöhten Ammonium-Konzentrationen führen. Ammonium wird von einigen höheren Wasserpflanzen bevorzugt aufgenommen (SCHWOERBEL & TILLMANN 1972), aber keineswegs von allen (MELZER & KAISER 1986). Auch dies führt wiederum zu Verschiebungen in der Konkurrenzkraft innerhalb der submersen Makrophyten, wobei einige Arten sehr empfindlich auf erhöhte Ammonium-Konzentrationen reagieren (PIETSCH 1982).

Eine erhöhte Sedimentation organischer Substanz verändert auch die Standortverhältnisse im Sediment für submerse Makrophyten erheblich. Die in Sedimenten im Vergleich zum darüberliegenden Wasserkörper weit geringere O₂-Versorgung verursacht aufgrund der hohen Abbauraten in organisch hoch belasteten Sedimenten stark reduzierende Verhältnisse mit weit höheren Konzentrationen an Schwefelwasserstoff und Ammonium, als in Sedimenten mit geringem organischen Anteil (SCHMIEDER 1989a). Die Redox-Verhältnisse können sich auf die Keimfähigkeit der Überdauerungsorgane auswirken (Van Viersen 1982b), sind somit also Standortfaktoren, die das Verbreitungsareal einer Art mitbestimmen können. Eine durch erhöhten Nährstoffeintrag verursachte Primärproduktions-Steigerung hat also die Veränderung eines multiplen Faktorenkomplexes zur Folge, der die Standortverhältnisse submerser Makrophyten entscheidend beeinflusst und den Rückgang bzw. die Förderung bestimmter Arten bewirkt.

Aus der Kenntnis der Standortansprüche der einzelnen Arten können Veränderungen in der Nährstoffsituation in einem Gewässer anhand der Veränderungen in der Artzusammensetzung und der Häufigkeit einzelner Arten verfolgt und bewertet werden. Die Entwicklung der Indikatorforschung im Bereich der submersen Makrophyten zeigt dabei eine zunehmende Verlagerung der Forschungsschwerpunkte vom deskriptiven Ansatz hin zur kausalen Ursachenanalyse, wobei nicht mehr die Lebensgemeinschaft, sondern die Einzelart im Vordergrund steht. Besonders geeignet sind hierfür Arten, die keine Alles-oder-Nichts-Reaktionen vollführen, sondern graduiert und quantitativ erfassbar auf Konzentrationsveränderungen bestimmter Stoffe reagieren. Die Verwendung von submersen Makrophyten als Zeigerorganismen wurde durch passives und aktives Monitoring und sodann durch ihre Verwendung als quantitative Testorganismen erweitert (vgl. NOBEL et al. 1983).

LANG (1973) charakterisierte noch submerse Pflanzengesellschaften des Bodensees und bewertete auf soziologischer Basis die Güte der Litoralzone. WIEGLEB (1978) unternahm statistische Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und der Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. Er beurteilte ebenfalls verschiedene Pflanzengesellschaften hinsichtlich ihres Zeigerwertes, charakterisierte aber auch Einzelarten in bezug auf ihre Standortansprüche. KOHLER (1982) gibt eine Übersicht über die Forschungsergebnisse vorwiegend seiner Arbeitsgruppe hinsichtlich der Verwendung von

submersen Makrophyten als Zeiger-, Monitor- und Testorganismen, wobei er besonderen Wert auf die Einzelartbetrachtung legt. Ausgehend hiervon stellten MELZER et al. (1986) empirisch in Anlehnung an das Saprobiensystem von KOLKWITZ & MARSSON (1902) einen Makrophytenindex auf, der anhand der Einordnung verschiedener Arten in Indikatorgruppen über ihre Erfassung in Häufigkeitsstufen ein quantitatives Mass für den trophischen Zustand der Uferzone eines Gewässers bietet. Wie er, treffen auch SCHMEDTJE und KOHMANN (1987) eine klare Abgrenzung zum Saprobiensystem. Sie kommen übereinstimmend zum Schluss, dass submerse Makrophyten keine Saprobie, sondern ausschliesslich Trophie indizieren können, während ARENDT (1981) noch submerse Makrophyten als Saprobieindikatoren verwendete.

PIETSCH (1982) versuchte über die Erfassung der hydrochemischen Daten der Wohngewässer submerser Makrophyten aus der Literatur, definierte Amplituden für die Standortansprüche von Arten zu finden. Seine Ergebnisse erlauben präzisere Interpretationsmöglichkeiten für das Verhalten bestimmter Arten bei sich verändernden Standortverhältnissen eines Gewässers, als die Einteilung der Arten nach dem sehr unspezifischen Kriterium des Trophiegrades. PIETSCH (1982) macht jedoch keine Angaben darüber, ob seine Werte Jahresmittel oder Einzelmessungen parallel zu den Makrophytenaufnahmen darstellen. Bei den Phosphatkonzentrationen ist ebenfalls nicht angegeben, ob Gesamtphosphat oder freies molybdänreaktives Phosphat gemessen wurde. Welche der vorgenannten Grössen entscheidend für das Auftreten einer submersen Makrophytenart in einem Gewässer ist, wird in der Literatur kaum diskutiert. Der von PIETSCH verfolgte Ansatz wird auch von KONOLD (1987) am Beispiel der oberschwäbischen Weiher und Seen weitergeführt.

Parallel zu den Freilandstudien wurden auch schon sehr früh Laborversuche zu den Nährstoffansprüchen einzelner Arten unternommen (FORSBERG 1964, SCHWOERBEL & TILLMANN 1964, GRUBE 1975). Lediglich ein Bruchteil der Arten ist aber für Laborversuche geeignet, d.h. viele Arten werden bereits durch die Haltung in Aquarien wesentlich in ihren Lebensfunktionen beeinträchtigt. Die Übertragbarkeit solcher Versuche auf Freilandbedingungen ist in den meisten Fällen nur begrenzt möglich. Ergebnisse von Laborexperimenten zur Verwendung von submersen Makrophytenarten als Testorganismen für die Belastung mit einer Vielzahl von umweltrelevanten Chemikalien wurden von NOBEL et al. (1983) zusammengestellt.

Auch der Verwendung von submersen Makrophyten als Monitororganismen wird zunehmend Beachtung geschenkt. TREMP (1990) entwickelte beispielsweise einen quantifizierbaren Farbtest zur Beurteilung der Aluminiumbelastung von Gewässern mittels submerser Bryophyten, welche in Gebieten mit schwach gepufferten geologischen Verhältnissen als Folge saurer Niederschläge zunehmend zum Problem wird.

4 Übersicht über die 1993 - 1996 durchgeführten Arbeiten

1993 durchgeführte Arbeiten:

- Organisation und Durchführung der Kartierung der submersen Makrophytenvegetation des Bodensees auf der Basis einer aktuellen Luftbildbefliegung im Massstab 1:5000 und Gewinnung von Proben der Sedimentoberfläche in der Litoralzone des Bodensees
- Zusammentragen der Rohdaten und Luftbilder der Kartierungen von 1967 und 1978 aus den Archiven der IGKB-Mitgliedsländer
- Archivierung aller Luftbilder und Rohdaten nach einheitlichem System

1994 durchgeführte Arbeiten:

- Aufbau der Infrastruktur zur Digitalisierung der Daten auf der Basis eines photogrammetrischen Luftbildauswertesystems und eines CAD-Systems (Computer Aided Design-System) und Entwicklung einer Arbeitsumgebung für das Geographische Informationssystem (GIS) zur Auswertung der gewonnenen Daten
- Digitalisierung der "räumlichen Daten" (Uferlinie, Vegetationsflächen, Sedimentprobestellen, u.a.) der 1993 durchgeführten Kartierung
- Eingabe der "beschreibenden Daten" (Arten und deren Häufigkeiten in den einzelnen Vegetationsflächen, u.a.) der 1993 durchgeführten Kartierung
- Entwicklung der Analysenprogramme innerhalb des GIS zur Erstellung von Einzelartverbreitungsübersichten, Detailverbreitungskarten sowie zur Berechnung des Makrophytenindex nach MELZER (1988) für die 1993 durchgeführte Kartierung
- Analyse der ca. 800 gewonnenen Sedimentproben in Bezug auf Korngrösse, organischen und anorganischen Kohlenstoff sowie Schwefel
- Aufbau eines Arbeitsplatzes und Entwicklung einer Arbeitsumgebung für das Satellitenbild-Klassifikationssystem ERDAS Imagine NT sowie Beschaffung von Bildmaterial des Landsat-TM-Satellitensystems und Vorbereitung für Klassifikationsversuche

1995 durchgeführte Arbeiten:

- Zusammenfügen der für die Kartierung von 1993 insgesamt ca. 550 digitalisierten Luftbildmodelle zu einer zusammenhängenden Geometrie
- Anbindung der Vegetationsdaten der Kartierung von 1993 an die digitalisierten Flächegeometrien innerhalb des GIS
- Anwendung und Verbesserung der 1994 entwickelten Analyseprogramme (AML-Programme zur automatisierten Erstellung von Detailverbreitungskarten der erfassten Arten im Massstab 1:5000 entsprechend dem Blattschnitt der Deutschen Grundkarte (DGK5) sowie von seeumfassenden Verbreitungsübersichten der gefundenen Arten im Massstab 1:200000 (DIN A3), AML-Programme zur automatisierten Berechnung und Darstellung des Makrophytenindex nach MELZER (1988)
- Digitalisierung der Daten der Makrophytenkartierung von 1978

- Anpassung und Anwendung der für die Auswertung der Kartierung von 1993 entwickelten Analyseprogramme auf die Kartierung von 1978 und kartographische Darstellung der Ergebnisse
- Mineralogische Analyse der Sedimentproben und Erstellung des Berichtes zum Teilprojekt „Oberflächensedimente der Litoralzone des Bodensees“
- Versuche zur Bildaufbereitung und Klassifikation von Satellitenszenen des Landsat-TM-Systems

1996 durchgeführte Arbeiten:

- Digitalisierung der Daten der Makrophytenkartierung von 1967
- Anpassung und Anwendung der Analyseprogramme auf die Kartierung von 1967 und kartographische Darstellung der Ergebnisse
- Fertigung von Kartenausdrucken der Verbreitungsübersichten aller gefundenen Arten der Kartierungen von 1967, 1978 und 1993
- Vergleich der Ergebnisse der Makrophytenkartierung von 1993 mit den Kartierungen von 1967 und 1978
- Einbindung der Ergebnisse der Sedimentanalysen in das GIS und kartographische Darstellung
- Dokumentation der Ergebnisse und Fertigung von Kartenausdrucken der Satellitenbildauswertungen zum Monitoring submerser Makrophyten
- Erstellung eines interaktiven GIS der gesamten, innerhalb des Projektes erarbeiteten Ergebnisse auf der Basis von ARCVIEW
- Verfassen des Endberichtes

5 Methoden

5.1 Kartierung der submersen Makrophytenvegetation auf der Basis von Colorluftbildern

Die 1993 durchgeführte Kartierung der Makrophytenvegetation beschränkte sich vornehmlich auf die submersen Makrophyten. Characeen, Bryophyten und höhere Wasserpflanzen wurden auf Artniveau erfasst, makrophytische Grünalgen (Fadenalgen) auf Gattungsniveau. Auf eine seeumfassende Kartierung der emersen Makrophytenvegetation wurde im Hinblick auf die Zielsetzung des Projektes verzichtet, zumal die Flächenausdehnung der Schilfröhrichte innerhalb der Internationalen Bodenseetiefenvermessung (IGKB 1990) vermessen wurde. Die Durchführung der Befliegungen wurde an die Firma Terra Bildmessflug GmbH in Marbach vergeben. Die Befliegungen fanden am 29.06.93 und am 21.08.93 unter weitgehend optimalen Bedingungen statt, wobei die Reihenmesskammer ZEISS RMK TOP 30/23 mit erweitertem FMC mit dem Filmmaterial AGFA Avichrome 200 verwendet wurde. An beiden Befliegungstagen wurde jeweils die gesamte Litoralzone erfasst, so dass vergleichbares Bildmaterial sehr hoher Qualität zur Auswertung vorlag. Aufgrund des grossen Einsatzes der Bildflugfirma standen Kontaktabzüge bereits innerhalb 1 Woche für die Kartierungsarbeiten in der Flachwasserzone zur Verfügung.

Die Kartierung der Makrophytenvegetation erfolgte durch 10 Gruppen mit zwei Kartierern vom Boot aus auf der Grundlage der Kontaktabzüge der Colordias. Aufgrund der grossen saisonalen Vegetationsdynamik speziell im Untersee sowie infrastruktureller Erfordernisse wurde zunächst dieser vollständig kartiert, bevor die Vegetationsaufnahmen im Obersee fortgesetzt wurden. Die Abgrenzung der Vegetationsflächen erfolgte auf transparenten Deckfolien. Landseitige Grenze der submersen Makrophytenvegetation bildete die Uferlinie, Seeseitige Begrenzung bildete die Tiefengrenze der submersen Vegetation, welche mit der im Luftbild meist sehr gut zu erkennenden Haldenkante korrespondiert. Für die einzelnen Vegetationsflächen wurden die enthaltenen Arten sowie deren Häufigkeit nach der bei KOHLER (1978) beschriebenen Pflanzenmengenschätzung notiert (1 = sehr selten, 2 = selten, 3 = verbreitet, 4 = häufig, 5 = sehr häufig/ massenhaft).

Zusätzlich wurden im Abstand von 50 m entlang der Uferlinie Transekte in Richtung Seemitte abgefahren und alle 50 m mittels eines Krauthakens Pflanzenstichproben entnommen und die erfassten Arten und deren Häufigkeit in ein spezielles Protokollblatt notiert. Die verwendete Kartierungsmethodik entsprach im wesentlichen den Methoden der Kartierungen von 1967 und 1978 (LANG 1973, 1981). Die Pflanzenmengenschätzung erfolgte 1967 und 1978 nicht nach der 1993 verwendeten fünfstufigen Skala, sondern wurde durch die auf den Deckblättern zu

den Luftbildern eingetragene Anzahl der Artsymbole symbolisiert. Diese lässt sich für die abgegrenzten Vegetationsflächen gut in die fünfstufige Skala von KOHLER (1978) übertragen.

5.2 Datenerfassung und -integration in einem Geographischen Informationssystem (GIS)

Die in das GIS zu integrierenden Daten lassen sich gliedern in räumliche bzw. topologische Daten (Form und geographische Lage von Flächen-, Linien- und Punktelementen, Oberflächengestalt der Landschaft) und beschreibende Daten (Attribute zu Flächen-, Linien- und Punktelementen). Die Digitalisierung der Geländeaufnahmen der Makrophytenverbreitung sowie der übrigen räumlichen Daten erfolgte mit einem stereoskopischen Luftbildauswertegerät der Fa. Zeiss Jena (VISOPRET), welches neben der dreidimensionalen Betrachtung eines Luftbild-Modells (jeweils zwei Bilder eines Flugstreifens, die sich zu 60% überdecken), durch elektronisches Abgreifen der x-y-Auslenkung des Bildwagens und Verarbeitung in entsprechender Software eine Orientierung der Luftbild-Modelle, eine Entzerrung sowie die direkte Digitalisierung von geometrischen Strukturen mittels eines CAD-Systems ermöglicht.

Die Orientierung der Luftbild-Modelle erfolgt in drei Schritten. Die "Innere Orientierung" erfasst die Ausmasse der jeweiligen Einzelbilder, die "Relative Orientierung" die Lage der beiden Bilder eines Modells zu einander. Die "Absolute Orientierung" übernimmt Entzerrung und geographische Referenzierung der Luftbilder unter Zuhilfenahme von Passpunkten, deren geographische Lage genau bekannt ist. Die Erstellung eines Passpunktsystems zur geographischen Referenzierung der Luftbilder wurde durch das Ingenieurbüro Dietrich in Bad Reichenhall mit Hilfe von Höhenflurkarten im Massstab 1:5000 sowie der Karten der Internationalen Bodenseetiefenvermessung (ebenfalls im Massstab 1:5000) nach der Methodik der Aerotriangulation vorgenommen. Hieraus ergaben sich mittlere Fehler der Lagekoordinaten von ca. 0,5 m sowie der Höhenangaben von ca. 0,2 m.

Die Orientierungsdaten eines Luftbildmodells werden mittels eines von der Fa. Zeiss entwickelten Treibers der jeweils verwendeten CAD-Software (hier INTERGRAPH MICROSTATION) zur Verfügung gestellt, mit deren Hilfe die geometrischen Strukturen eines Luftbild-Modells digital erfasst werden können. Als einheitliches Koordinatensystem für die Erfassung der raumbezogenen Daten wurden entsprechend der Internationalen Bodenseetiefenvermessung das Gauss-Krüger-System gewählt. Dabei werden die Daten im 9°- Meridianstreifensystem gehalten. Die digitalisierten Geometrien wurden über eine Schnittstelle (IGDS) direkt in das GIS übernommen.

Die Attributdaten der Vegetationskartierung charakterisieren zum einen die auf den Luftbildern abgegrenzten Vegetationsflächen, zum andern die Transektstichprobenpunkte an denen Pflanzenproben entnommen wurden. Wie bereits erwähnt wurden jeweils die vorhandenen Arten und deren Abundanz erfasst. Beide Datensätze wurden in das Tabellenkalkulationsprogramm Excel eingegeben und anschliessend über die gemeinsame DBASE-Schnittstelle in die relationale Datenbank des GIS überführt. Die durchgeführten Sedimentanalysen betrafen die Kornstruktur, den organischen Gehalt über die Bestimmung des Kohlenstoff- und Schwefelgehaltes der Proben sowie die Bestimmung der mineralischen Sedimentbestandteile. Die Analysergebnisse wurden ebenfalls in das Tabellenkalkulationsprogramm EXCEL eingegeben und in die relationale Datenbank überführt.

5.3 Ermittlung des trophischen Zustandes der Flachwasserzone mit Hilfe des Makrophytenindex

Im Jahre 1985 wurde von MELZER et al. (1986) erstmals für den Chiemsee diese Bewertungsmethodik in Anlehnung an den Saprobienindex (KOLKWITZ & MARSSON 1902) entwickelt und angewendet. Sie basiert auf den unterschiedlichen Ansprüchen submerser Makrophytenarten hinsichtlich der Nährstoffsituation ihres Wohngewässers. Anhand von 52 Seen des nördlichen Alpenvorlandes und der nördlichen Kalkalpen wurde die Liste der Indikatorarten erweitert und die empirische Einteilung der Arten in 9 Indikatorgruppen präzisiert (MELZER 1988). Durch ihre postglaziale Entstehung weisen diese Seen vergleichbares Alter auf und gehören dem calciumhydrogencarbonat-reichen Gewässertypus an. Auch der Bodensee zählt zu diesen nördlichen Voralpenseen, so dass eine Anwendung des Makrophytenindex von MELZER et al. auf die im vorliegenden Bericht bearbeiteten Kartierungen des Bodensees naheliegt.

Für die Kartierung der submersen Vegetation zur Anwendung des Makrophytenindex verwendeten MELZER et al. (1986, 1988) die Methode der Tauchkartierung. Die am Bodensee 1967, 1978 und 1993 durchgeführten Kartierungen erfolgten nicht nach dieser Methode, sondern mit Hilfe von Luftbildern weitgehend vom Boot aus. Der Informationsgehalt der angewendeten Kartierungsmethode ist in Bezug auf die Flächenausdehnung der Pflanzenbestände aber genauer, als die von MELZER et al. angewendete Tauchkartierung. Nachfolgend ist die von MELZER (1988) getroffene Einteilung ausgewählter Makrophyten in 9 Indikatorgruppen wiedergegeben:

Gruppe 1,0: *Chara hispida*, *Chara polyacantha*, *Chara strigosa*, *Potamogeton coloratus*,
Utricularia ochroleuca

Gruppe 1,5: *Chara aspera*, *Chara intermedia*, *Utricularia minor*

Gruppe 2,0: *Chara delicatula*, *Chara tomentosa*, *Potamogeton alpinus*

Gruppe 2,5: *Chara contraria*, *Chara fragilis*, *Nitella opaca*, *Nitellopsis obtusa*, *Potamogeton gramineus*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton x Zizii*

Gruppe 3,0: *Chara vulgaris*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton filiformis*, *Potamogeton perfoliatus*

Gruppe 3,5: *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton berchtholdii*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton praelongus*, *Potamogeton pusillus*

Gruppe 4,0: *Fontinalis antipyretica*, *Hippuris vulgaris*, *Lagarosiphon major*, *Potamogeton pectinatus*,

Gruppe 4,5: *Callitriche cophocarpa*, *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton obtusifolius*, *Ranunculus circinatus*, *Ranunculus trichophyllus*

Gruppe 5,0: *Ceratophyllum demersum*, *Zannichellia palustris*, *Potamogeton friesii*, *Sagittaria sagittifolia*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*

Indikatorgruppe 1,0 gehören Arten an, die geringste Trophie anzeigen, in Gruppe 5,0 sind Arten zusammengefasst, die eine strenge Bindung an Standorte mit hoher Trophie aufweisen. Die übrigen Gruppen stellen Übergänge zwischen diesen Extremen dar. Auswahlkriterien stellten nach MELZER (1988) einen engen ökologischen Toleranzbereich bezüglich der Wasserqualität sowie eine hohe Verbreitungshäufigkeit innerhalb des Untersuchungsgebietes dar.

Eine Einschränkung bei der Anwendung des Makrophytenindex am Bodensee ergab sich durch die Tatsache, dass bei den Kartierungen von 1967 und 1978 die Characeenarten *Chara aspera*, *Chara contraria* und *Chara fragilis* nicht von einander unterschieden wurden. Die Unterscheidung wäre für die korrekte Berechnung des Indexes aber notwendig, da sich die Habitatansprüche von *Ch. aspera* nach MELZER (1988) deutlich von denen der beiden übrigen Arten unterscheiden. *Chara contraria* und *Chara fragilis* sind bei MELZER in die selbe Indikatorgruppe eingeteilt, für die Indexberechnung sind durch die fehlende Unterscheidung daher kaum Auswirkungen zu erwarten. Die angegebenen Verbreitungsangaben wurden für 1967 und 1978 unter Vorbehalt unter der Art *Chara contraria* zusammengefasst, da diese nach Angaben von LANG (1973a) bereits 1967 dominierte und *Ch. aspera* 1978 im Bodensee verschollen war.

Neben dem Indikatorgruppenwert geht weiterhin der Wert der ermittelten Pflanzenmenge in die Indexberechnung mit ein, wobei MELZER ebenfalls die bei KOHLER (1978) beschriebene fünfstufige Skala verwendet. Die 5 Schätzstufen der Pflanzenmenge verhalten sich nach MELZER et al. (1986) nicht linear, sondern empirisch nach der Formel $Qu = Pm^3$ (Vgl. Tabelle 1) zur realen quantitativen Verbreitung. Er verweist darauf, dass bei der Pflanzenmengenbewertung der Volumeneindruck eines Bestandes klassifiziert wird. Um eine Vergleichbarkeit der

Ergebnisse zu gewährleisten, geht auch die vorliegende Auswertung unter Vorbehalt (vgl. Kap. 6.2) von dieser Beziehung aus.

Tabelle 1: Zusammenhang zwischen den Schätzwerten der Pflanzenmenge und den für die Berechnung des Index herangezogenen Quantitätsstufen

Pflanzenmenge (Pm)	Quantitätsstufe (Qu)
sehr.selten (1)	(1)
selten (2)	(8)
verbreitet (3)	(27)
häufig (4)	(64)
massenhaft (5)	(125)

Die Berechnung des Makrophytenindex (MI) erfolgt dann nach der von MELZER et al. (1988) angegebenen Formel:

$$MI = \frac{(IA \times QuA) + (IB \times QuB) + \dots (IZ \times QuZ)}{QuA + QuB + \dots QuZ}$$

Mit den Buchstaben „A-Z“ werden in dieser Formel die verschiedenen Indikatorarten symbolisiert. „Qu“ bedeutet die Quantitätsstufe, mit der die jeweilige Art bewertet wurde und „I“ ist der Wert der Indikatorgruppe, der die jeweilige Art zugeordnet wurde. Die Werte des Makrophytenindex können zwischen 1,0 und 5,0 schwanken und werden von MELZER in sechs Indexklassen eingeteilt. Diese drücken den unterschiedlichen Trophiestatus des klassifizierten Bereichs aus. Die Unterteilung der Indexklassen erfolgte im Bereich zwischen 2,0 und 4,0 in Stufen von 0,5. Für die Bereiche unter 2,0 und über 4,0 wurden Stufen von 1,0 gewählt. Für die kartographische Darstellung wurden den sechs Indexklassen Farben zugeordnet. Die Farbauswahl erfolgte in Anlehnung an die Farbdarstellungen der Gewässergütekarten Bayerns (Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 1985). Tabelle 2 gibt die Indexklassen, den zugehörigen Trophiestatus und die entsprechende Farbsymbolik wieder.

Tabelle 2: Indexklassen, deren zugehörige Charakterisierung der Trophie und Farbzuoordnung

Indexklasse	Trophie	Farbe
1,0 - 1,99	sehr gering	dunkelblau
2,0 - 2,49	gering	hellblau
2,5 - 2,99	mässig	grün
3,0 - 3,49	erheblich	gelb
3,5 - 3,99	hoch	orange
4,0 - 5,0	sehr hoch	rot

Nach der obigen Formel wurde für jede der aus dem Luftbild abgegrenzten Vegetationsflächen der Makrophytenindex berechnet. Für die Übersichtsdarstellung wurde eine Verschneidung der Geometrien der einzelnen Vegetationsflächen mit einem regelmässigen 250m x 250m - Raster durchgeführt und eine flächengewichtete Mittelwertsberechnung des Makrophytenindex für jedes Rasterquadrat vorgenommen. Die Bestimmung des flächengewichteten Mittelwertes (M_A) erfolgte nach der folgenden Formel:

$$M_A = \frac{(I_1 \times A_1) + (I_2 \times A_2) + \dots (I_n \times A_n)}{A_1 + A_2 + \dots A_n}$$

$I_1 - I_n$ entsprechen den Indexwerten der einzelnen Vegetationsflächen 1 - n, $A_1 - A_n$ sind die Flächeninhalte der einzelnen Vegetationsflächen. Die resultierenden Werte wurden ebenfalls den in Tabelle 2 angegebenen Indexklassen zugeordnet.

5.4 Untersuchungen der Litoralsedimente

5.4.1 Probenahme

Im Sommer 1993 wurden im Verlauf der Makrophytenkartierung im Bodenseelitoral, entlang von Transekten senkrecht zur Uferlinie in 1 m, 2 m, 4 m und 8 m Wassertiefe (ausgehend von der mittleren Hochwasserlinie) Seesedimente entnommen. Alle 1000 m Uferlinie wurde ein Transekt gelegt. Zur Probennahme wurden in der Regel Backengreifer benutzt, mit denen eine Mischprobe des Oberflächensedimentes bis ca. 20cm Sedimenttiefe gewonnen werden kann. An einigen Probennahmeorten wurden die Sedimente auch per Hand durch Taucher gewonnen. Bis zur weiteren Bearbeitung wurden sämtliche Proben in verschlossenen Plastikdosen tiefgefroren aufbewahrt. 83% der insgesamt 940 Probenstellen konnten in die Sedimentanalyse einbezogen werden. An einigen Stellen war keine Probengewinnung möglich, z.B. wegen

Auffüllungen mit grobem Kiesmaterial. Die durchzuführenden Analysen betrafen Korngrößen, Gehalt von organischem und anorganischem Kohlenstoff, Schwefelgehalt sowie die Bestimmung der mineralischen Sedimentbestandteile.

5.4.2 Korngrößenanalysen

Zur Abtrennung der Sand-Fraktion wurde das gesamte Probenmaterial aufgeschlämmt und unter einem feinen Wasserstrahl mit einem Sieb der Maschenweite 63 µm getrennt (Siebdurchmesser: 200 mm; Siebhöhe: 50 mm; Rahmen und Sieb aus Stahl/rostfrei; Din Iso-3310/1 Laborsiebmaschine Retsch Typ VE 1000t). Die Länge der Siebdauer war abhängig von der Trübe des abfließenden Wassers, es sollte bei Beendigung des Siebvorganges klar sein. Die Sand-Fraktion wurde nach der Siebung in die gespülten Probendosen überführt und getrocknet. Die suspendierte feinere Ton- und Silt-Fraktion wurde in Bechergläsern aufgefangen. Nach einer Absetzzeit von ca. 12 Stunden wurde das überstehende klare Wasser der suspendierten Ton-Silt-Fraktion vorsichtig dekantiert, der verbleibende nasse Sedimentanteil homogenisiert und in 0,85 l Plastikdosen überführt. Aus der durchmischten Probe wurde mit einer Pipette 10 ml abgezogen, in 100 ml-PVC-Weithalsflaschen umgefüllt, mit Wasser aufgefüllt und mit 1 ml 25%iger Ammoniaklösung versetzt.

Die Korngrößenbestimmung der Feinkornfraktion wurde mit einem Partikelanalysesystem GALAI CIS-1 durchgeführt. Das Computer gestützte Lasersystem arbeitet mit einem Helium-Neon-Laser nach dem Abschattungsprinzip. Zur Vorbereitung der Feinkorngrößenanalyse wurden die Proben für mindesten 3 Stunden aufgeschüttelt, um Partikelaggregate aufzulösen. (Schüttler: Bühler SM 25; 200 Umdrehungen/min). Von der aufgeschüttelten Probe kamen je nach Trübungsintensität 2-5 Tropfen in eine Messküvette. Um die einzelnen, durch einen Magnetrührer aufgewirbelte Partikel in der Schwebe zu halten, wurde die Messküvette bis zum Rand mit 50%tiger Glycerin-Lösung aufgefüllt. Jede Probe wurde dreimal je eine Minute lang gemessen und daraus eine Summenkurve erstellt. Die prozentuale Kornklassenverteilung der Feinfraktion wurde als Ergebnis auf den Trockengewichtsanteil der gesamten Ton-Silt-Fraktion bezogen.

Die getrocknete Sandfraktion wurde mittels Siebreihenanalyse in folgende DIN Kornklassen unterteilt: 2000 - 1600 µm; 1600 - 1000 µm; 1000 - 630 µm ; 630 - 400 µm; 400 - 250 µm; 250 - 160 µm; 160 - 100 µm; 100 - 63 µm. Als Siebmaschine diente eine Retsch VE1000 (Siebdurchmesser: 200 mm; Siebhöhe: 50 mm Din Iso-3310/1). Die getrennten Korngrößenklassen wurden für mögliche weitere Untersuchungen in Kunststoffdosen archiviert.

5.4.3 Kohlenstoff- und Schwefelbestimmung

Zur Vorbereitung der Kohlenstoff- und Schwefelbestimmung wurde die Feinkornfraktion im trockenen Zustand mit einer Mörsermühle gemahlen und homogenisiert. Mit einem LECO CS-125 Infrarotdetektor wurden Gesamtkohlenstoff, Schwefel sowie anorganischer Kohlenstoff bestimmt. Der organische Kohlenstoffanteil wurde später aus der Subtraktion des anorganischen vom Gesamtkohlenstoff errechnet.

5.4.4 Mineralogische Analysen

Das gemahlene, homogene Probenmaterial wurde mit einem Siemens Kristalloflex 500m Röntgendiffraktometer untersucht. Unter Bezug auf die gemessenen Gehalte an anorganischem Kohlenstoff konnten die Karbonatanteile Kalzit und Dolomit quantitativ und die übrigen Mineralanteile (Quarz, Feldspäte, Tonminerale) semiquantitativ aus den Diffraktometermessungen errechnet werden. Die Analysenergebnisse wurden in das Tabellenkalkulationsprogramm EXCEL eingegeben und in die relationale Datenbank des GIS überführt.

5.5 Eignung des Landsat-TM-Satellitensystems zum Monitoring submerser Makrophyten

5.5.1 Allgemeine Informationen zum Aufnahmesystem "Landsat-5-TM"

Der 1984 gestartete Landsat-5 Satellit umrundet die Erde in 705 km Höhe auf einer sonnen-synchronen Bahn, d.h. der Tageszeitpunkt seines Überfluges über ein bestimmtes Aufnahmegebiet bleibt gleich. Für Mitteleuropa beträgt er ca. 9.30 Uhr MEZ. Aufgrund seiner Flughöhe und seiner Bahngeschwindigkeit überfliegt Landsat-5 nach 16 Tagen wieder über denselben Aufnahmepunkt hinweg. Systembedingt kann der Satellit einen Streifen von 185 km Länge und 480 m Breite aufnehmen. Bedingt durch das polwärts immer weiter zunehmende Überlappen der Aufnahmebahnen können für Gebiete im Randbereich der Streifen z.T. verkürzte Aufnahmezeiträume von 7 bis 8 Tagen erreicht werden. Der Westteil des Bodensees mit Unter- und Überlinger See liegt in einem solchen Bereich.

Das Aufnahmesystem "Thematic Mapper (TM)" zeichnet in 7 Kanälen spektrale Informationswerte in jeweils 256 Grauwertstufen auf. Bezogen auf den abgebildeten Erdkörper entspricht dabei jeder Informationseinheit eine räumliche Grundfläche von 30m x 30m, beim thermalen Kanal von 120m x 120m. Der spektrale Aufzeichnungsumfang der einzelnen Kanäle ist in Tabelle 1 aufgelistet. Die aufgenommenen Daten werden in Blöcke zu je 185 km x 185 km Grundfläche aufgeteilt, sogenannten "scenes".

Tabelle 3: Spektralkanäle des Satellitenscannersystems Landsat-TM

Kanalnummer	Wellenlänge (nm)	Spektralbereich	räuml. Auflösung
1	450 - 520	blaugrün	30 m * 30 m
2	520 - 600	grüngelb	30 m * 30 m
3	630 - 690	rot	30 m * 30 m
4	760 - 900	nahes Infrarot	30 m * 30 m
5	1550 - 1750	mittleres Infrarot	30 m * 30 m
6	1040 - 1240	thermales Infrarot	120 m * 120 m
7	2080 - 2350	mittleres Infrarot	30 m * 30 m

“Nur die Strahlung in dem relativ schmalen Spektralbereich von etwa 400 bis 700 nm hat den Vorzug, in das Wasser einzudringen und nach Wechselwirkung mit den Wasserinhaltsstoffen und Rückstreuung Information über die oberen Schichten ... zu liefern, die ausserhalb des Wassers auch mit Fernerkundungsverfahren messbar sind.” (ZIMMERMANN 1991). Dabei sind die in Tabelle 4 wiedergegebenen Wellenlängenbereiche für die Sondierung von Inhaltsstoffen geeignet.

Tabelle 4: Geeignete Wellenlängenbereiche für die Sondierung von Wasserinhaltsstoffen (Auszug aus ZIMMERMANN 1991, Zahlenwerte entsprechen Nanometern)

400 - 420	Gelbstoffe
440 - 450	Chlorophyll/Typ 1-Wasser
480 - 490	Chlorophyll
515 - 525	Chlorophyll/Schwebstoffe
565 - 575	Wassertrübung/Schwebstoffe
640 - 660	Trübung/Sedimente/Vergleichskanal für Chlorophyllfluoreszenz
680 - 690	Chlorophyll - Fluoreszenz

Lediglich die ersten drei Spektralkanäle des sichtbaren Lichtes erlauben die Beobachtung von Objekten im Wasserkörper. Blaues Licht erreicht in ungetrübten Wasserkörpern einen 95-prozentigen Reflexionsgrad bei 16 m Schichtdicke, Grünlicht bei 2,8 m, Rotlicht bei 0,87 m Tiefe (IR-Licht bei 0,048 m Tiefe). In der Natur werden diese Werte jedoch nicht erreicht. Die höchste Aussagewertigkeit erreicht der Kanal 2 (grüngelb). Atmosphärische Einflussparameter wie Rauch, Staub, Nebel, Dunst können den Messumfang der Detektoren einschränken. Bedingt durch den 12-jährigen Einsatz hat das Landsat-5-System diverse Schädigungen erhalten. Neben korrigierbaren “lineouts” oder “dropouts” (Zeilen- oder Pixelausfälle) sind dies vor allem streifenförmige Muster, die durch fehlerhafte Kalibrierung der 16 parallel arbeitenden Detektoren erzeugt werden.

Bei der Analyse von Phänomenen im Wasserkörper darf nicht übersehen werden, dass hierbei ein Strahlungsübergang vom Medium Luft in das Medium Wasser erfolgt. Neben der Transmissionsschwächung (bedingt durch die grössere Dichte des Wassers) erfolgen Signaländerungen auch durch suspendierte Stoffe (z.B. nach Starkniederschlagsereignissen im Bereich von Flussmündungen sowie nach Starkwind ereignissen im Bereich der Flachwasserzone) und Phytoplankton. Algenblüten sind mit der grösste Störfaktor bei der Detektion von submersen Makrophyten, da sie ein ähnliches Rückstrahlungsverhalten zeigen wie diese. Aufgrund des Vorkommens an der Oberfläche können die Informationswerte der darunterliegenden Objekte reduziert bis ganz unterdrückt werden. Die besten Sichtbarkeitsverhältnisse sind daher (wie auch bei Luftbildaufnahmen) zum Klarwasserstadium gegeben.

5.5.2 Vorgehensweise bei der Interpretation der Rasterbilddaten

Als Untersuchungsobjekt wurden Daten des LANDSAT-5-Satelliten ausgewählt, die in etwa zeitgleich zu den der Kartierung zugrundeliegenden Luftbild-Aufnahmen aufgenommen wurden. Die Satellitenbilddaten wurden freundlicherweise von Prof. Dr. W. MAUSER, Institut für Physische Geographie der Ludwig-Maximilians-Universität München in bereits vorverarbeiteter Form überlassen. Standardmässig müssen vor jeder Klassifikation eines Rasterdatensatzes zunächst gewisse Grundschrte durchlaufen werden, bevor dieser klassifizier- und damit interpretierbar wird:

- Zunächst erfolgt eine Streckung des in der Regel nur wenige Grautonwerte umfassenden Rohdatensatzes auf den vollen Umfang von regulär 256 Grautonwerten. Diese Aufweitung wird für jeden Spektralkanal einzeln vorgenommen.
- Bei fehlerbehaftetem Bildmaterial (wie bei Landsat 5) folgen nunmehr Korrekturschritte, die Störungen von der Sensorseite her eliminieren, wie das Beseitigen von Line-Drop-Outs, Korrektur regelmässiger Streifungen z.B. durch Fourier-Transformationen.
- Im nächsten Schritt werden die Bilder georeferenziert, d.h. einem allgemein üblichen Kartenblatt-Projektionssystem angepasst (z.B. in der Bundesrepublik an das Gauss-Krüger-System mit entsprechendem Bezugsmeridian).
- Diverse sogenannte „Enhancement“-Verfahren können herangezogen werden, um die in den einzelnen Kanälen enthaltene Bildinformation zu manipulieren um je nach wissenschaftlicher Fragestellung weitere Informationen aus den Rohdaten zu gewinnen. So können z.B. bei Datensätzen, die von der Radiometrie her Störungen unterworfen sind, mit Hilfe von Noise- und Haze-Filterungen z.B. atmosphärische oder strahlungsmässige Einflüsse (z.B. Nebel, Dunst) reduziert werden.
- Nach diesen vorbereitenden Schritten kann das Bild Klassifikationsläufen unterworfen werden, die entweder durch den Anwender gesteuert werden (interaktives „Aussuchen“ von Testgebieten am Bildschirm, sog. „Überwachte Klassifikation“ oder durch die Software nach Vorgabe der Anzahl von Klassen und ggf. deren Eigenschaften sog. „unüberwachte Klassifikation“).

6 Ergebnisse

6.1 Liste der von 1967-1993 gefundenen submersen Makrophytenarten

Makrophytische Grünalgen:

Cladophora spec.
Enteromorpha spec.
Hydrodictyon spec.
Spirogyra spec.

Characeen:

Chara aspera (DETHARD) WILLD.
Chara contraria KÜTZING
Chara denudata A. BRAUN
Chara fragilis DESVAUX
Chara tomentosa L.
Nitella mucronata (A. BRAUN) MIQUEL
Nitellopsis obtusa (DESVAUX) J. GROOVES

Bryophyten:

Fontinalis antipyretica HEDW.
Rhynchostegium riparioides

Monocotyle Angiospermen:

Alisma gramineum LEJ.
Groenlandia densa (L.) FOURREAU
Najas intermedia WOLFG.
Najas minor ALL.
Potamogeton crispus L.
Potamogeton friesii RUPR.
Potamogeton gramineus L.
Potamogeton helveticus (G. FISCHER) W. KOCH IN W. KOCH ET G. KUMMER
Potamogeton lucens L.
Potamogeton panormitanus BIV.-BERN.
Potamogeton pectinatus L.
Potamogeton perfoliatus L.
Potamogeton trichoides CHAMISSE et SCHLECHTENDAL
Potamogeton x zizii KOCH ex ROTH

Zannichellia palustris L.

Dicotyle Angiospermen:

Ceratophyllum demersum L.

Elodea canadensis MICHX.

Elodea nuttallii (PLANCHON) ST. JOHN

Myriophyllum spicatum L.

Nuphar lutea (L.) J.E. SMITH in SIBTHORP et J.E. SMITH

Polygonum amphibium L.

Ranunculus circinatus SIBTHORP

Ranunculus fluitans LAM.

Ranunculus trichophyllus CHAIX in VILLARS

6.2 Verbreitungsentwicklung der submersen Makrophytenarten im Untersuchungszeitraum und ihre indikatorische Bedeutung

6.2.1 *Cladophora* spec.

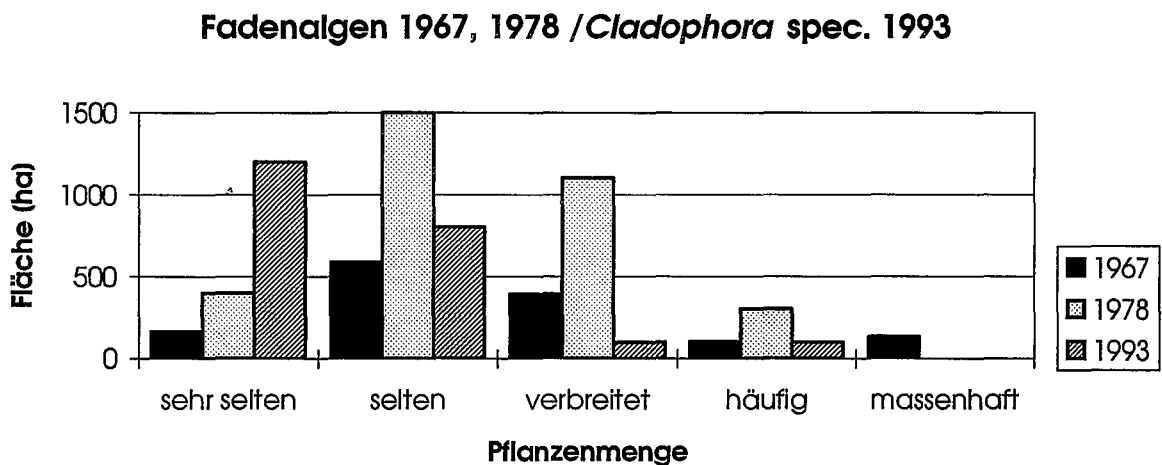


Abbildung 1: Flächenbilanz von *Cladophora* spec./ Fadenalgen in den einzelnen Kartierungsjahren

Makrophytische Grünalgen wurden in den Kartierungen von 1967 und 1978 unter dem Sammelbegriff „Fadenalgen“ zusammengefasst. Verbreitungskarten wurden nicht angefertigt. In der 1993 durchgeführten Kartierung wurde eine Unterscheidung auf Gattungsniveau vorgenommen. *Cladophora* stellte 1993 die am häufigsten gefundene Gattung im Bodensee. Da auch 1967 und 1978 *Cladophora* die am stärksten vertretene fädige Grünalgengattung war (BÜHRER mündl.) lässt sich die Verbreitungskarte von 1993 mit den innerhalb des Projektes

angefertigten Karten der Fadenalgenverbreitung von 1967 und 1978 vergleichen. Verbreitungsschwerpunkte 1993 bildeten im Obersee der Mündungsbereich der Stockacher Aach, die Flachwasserzonen vor Meersburg und dem Eriskircher Ried, der Bereich der Leiblachmündung östlich von Lindau, der Mündungsbereich der Steinach östlich von Arbon und die Luxburger Bucht. Im Untersee kam die Gattung nur bei Radolfzell im Zellersee gehäuft vor. Verbreitungslücken finden sich vor allem im Überlinger See und in der Flachwasserzone der Halbinsel Hori im Untersee.

Im Vergleich zur Fadenalgenverbreitung 1978 ist in den meisten Seeteilen ein Rückgang festzustellen. Lediglich im Bereich des Eriskircher Riedes, der Flachwasserzone östlich von Lindau und vor Radolfzell konnte vergleichsweise eine Zunahme beobachtet werden. Der Vergleich der Flächenbilanz ergibt insgesamt einen starken Anstieg der mit Fadenalgen bedeckten Litoralfläche im Zeitraum von 1967 bis 1978, während 1993 im Vergleich zu 1978 in fast allen Pflanzenmengenstufen wieder ein starker Rückgang festzustellen ist. *Cladophora* gilt allgemein als Eutrophierungszeiger, so dass aktuelle Problemzonen diesbezüglich sehr gut anhand der Verbreitungsschwerpunkte der Gattung lokalisiert werden können. Die Zunahme im Bereich der Schussenmündung im Vergleich zu 1978 könnte darin begründet liegen, dass die Standortverhältnisse 1978 derart extrem waren, dass selbst *Cladophora* hier nicht gedeihen konnte. Auch andere Eutrophierungszeiger, wie *P. pectinatus* und *Z. palustris* wurden 1978 im Mündungsbereich der Schussen nicht gefunden.

6.2.2 *Enteromorpha spec.*

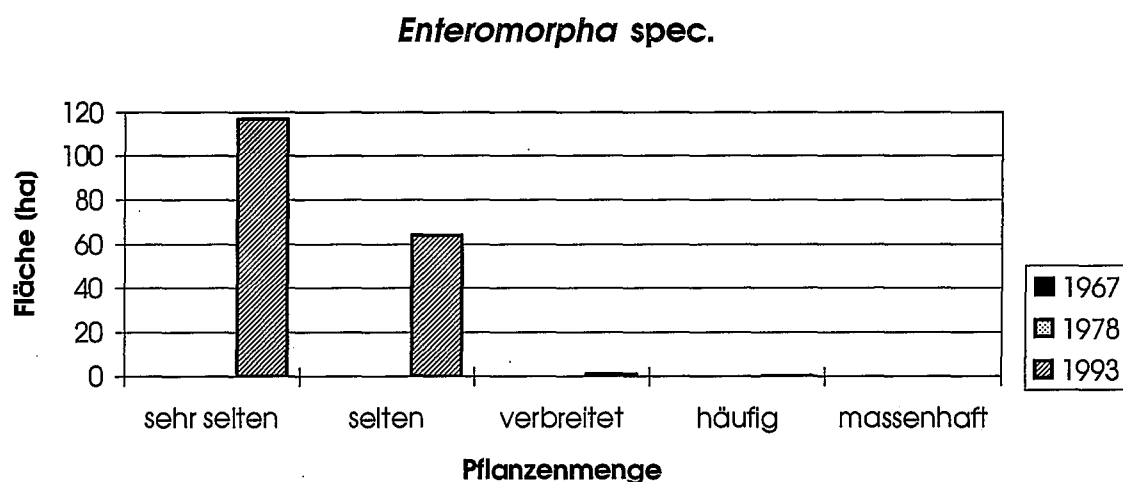
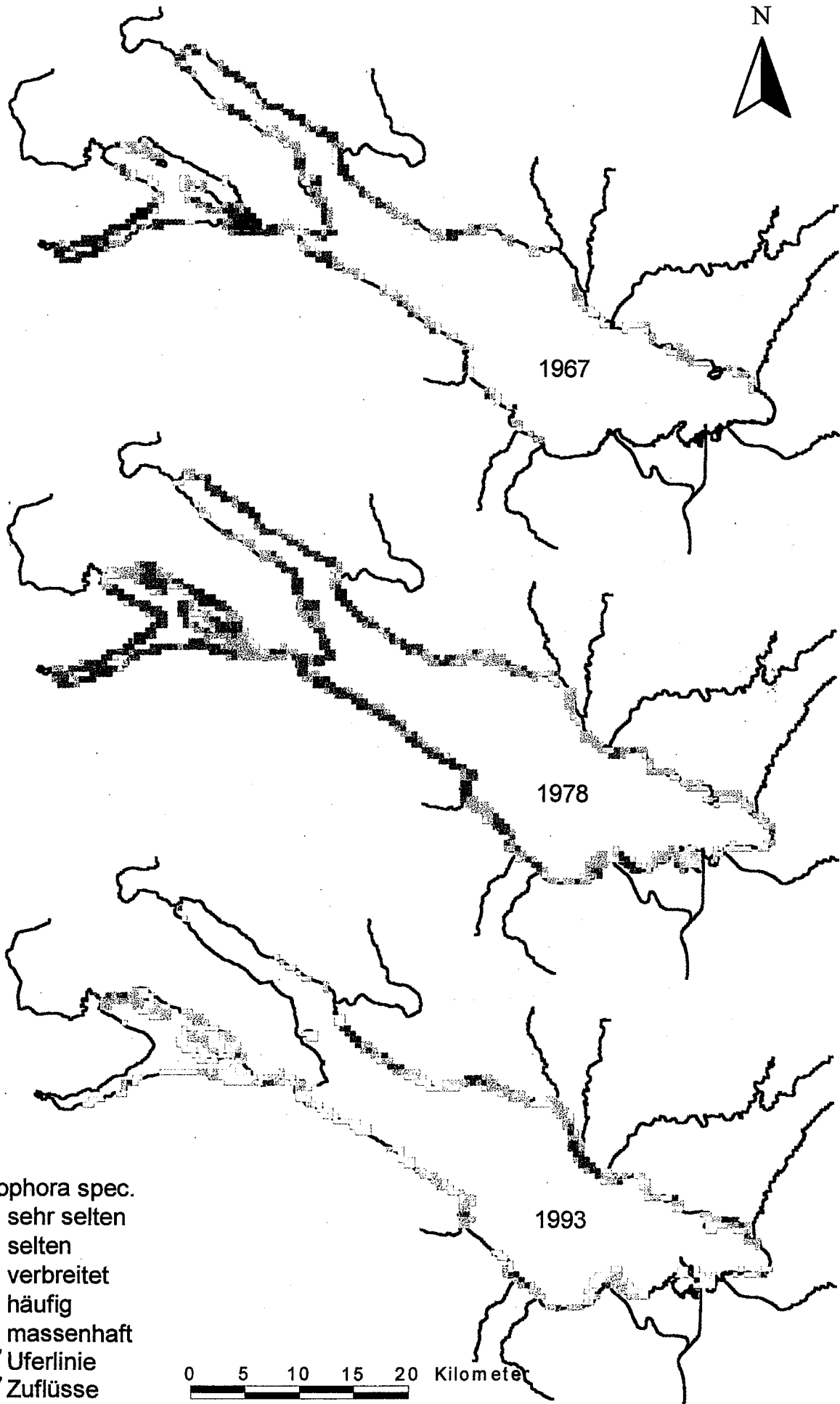


Abbildung 2: Flächenbilanz von *Enteromorpha spec.* in den einzelnen Kartierungsjahren

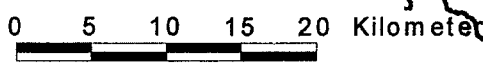
Das 1993 erfasste Verbreitungsgebiet der Schlauch- bzw. Darmalge im Bodensee weist Schwerpunkte im Einflussbereich von Zuflüssen auf. So wurden im Mündungsbereich der Radolfzeller Aach, der Stockacher Aach, der Seefelder Aach, der Schussen und der Salmsacher

Aach östlich von Romanshorn Vorkommen belegt. Bis Mitte der 80er Jahre konnten noch Massenentfaltungen im Uferbereich des Untersees beobachtet werden. Im Bodensee ist sie heute selten anzutreffen. In den 1993 abgegrenzten Vegetationsflächen, in denen die Art vorkam, wurde sie fast durchweg als „sehr selten“ oder „selten“ eingestuft. Auch die Darnalge kann als Zeiger für höhere Nährstoffbelastungen verwendet werden.

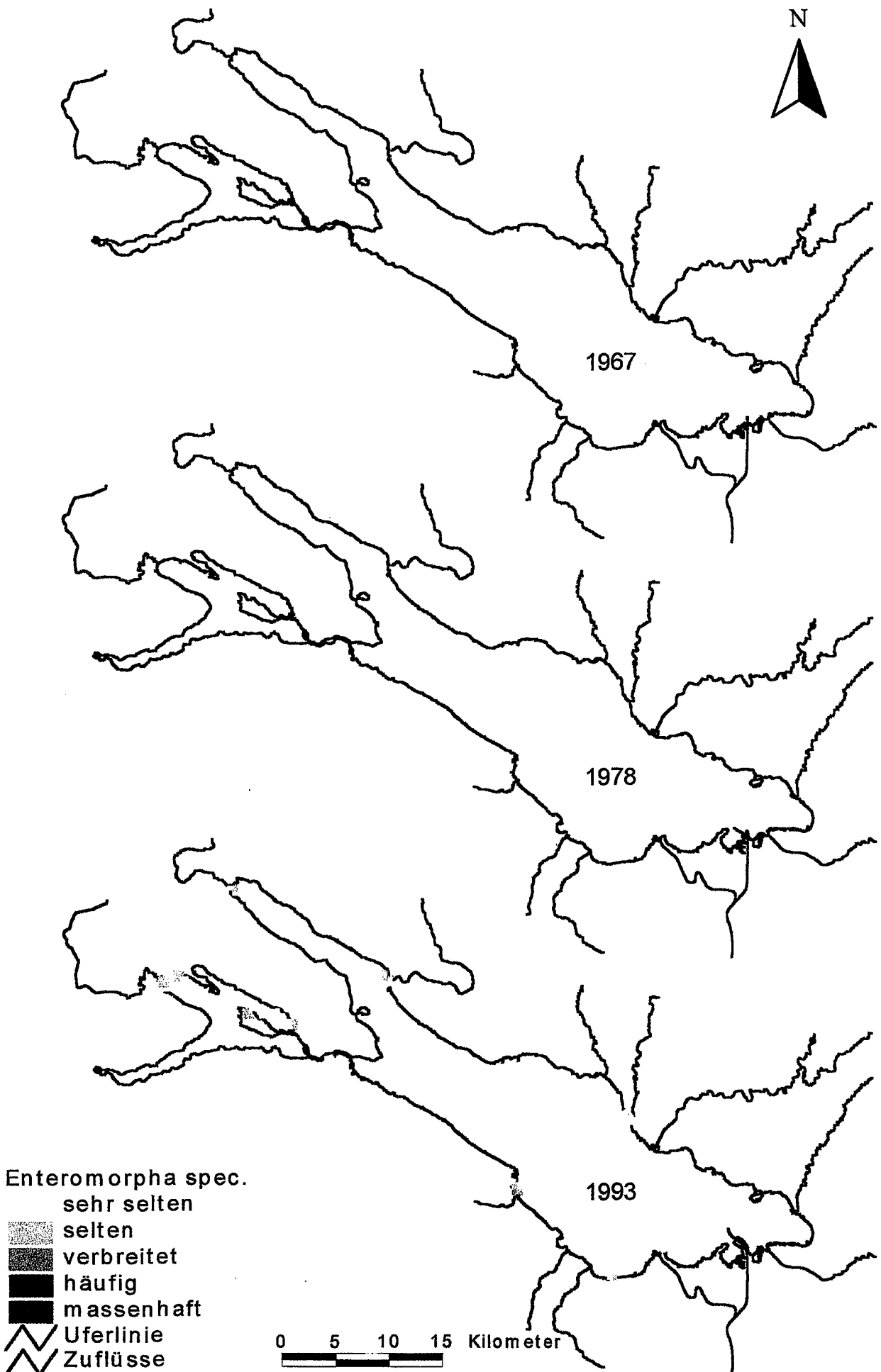
Verbreitung von Cladophora spec.



- Cladophora spec.
- sehr selten
 - selten
 - verbreitet
 - häufig
 - massenhaft
 - Uferlinie
 - Zuflüsse



Verbreitung von Enteromorpha spec.



6.2.3 *Hydrodictyon spec.*

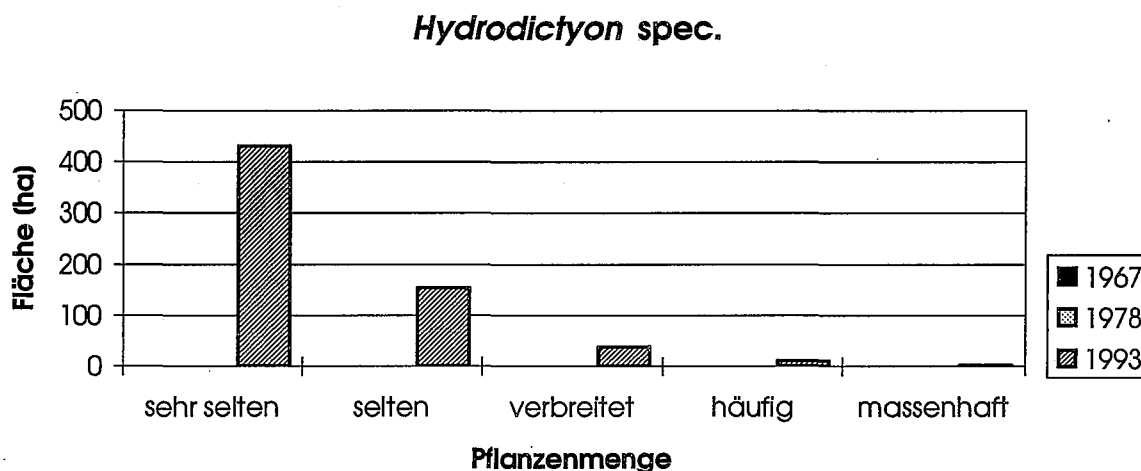


Abbildung 3: Flächenbilanz von *Hydrodictyon spec.* in den einzelnen Kartierungsjahren

Das Wassernetz hatte 1993 seine Verbreitungsschwerpunkte im Untersee in der Hegnebucht und am Nordufer der Reichenau, im Obersee weist die Flachwasserzone vor Fischbach größere Vorkommen auf. Auch in den für *Cladophora* genannten Mündungsbereichen von Zuflüssen kommt die Art immer vor. Nach STREBLE & KRAUTER (1988) bevorzugt das Wassernetz stehende, saubere bis höchstens mässig verschmutzte Gewässer, und kann stellenweise zur Massenentfaltung gelangen. Im Bodensee konzentrieren sich die Vorkommen dagegen meist auf stärker eutrophierte Uferabschnitte.

6.2.4 *Spirogyra spec.*

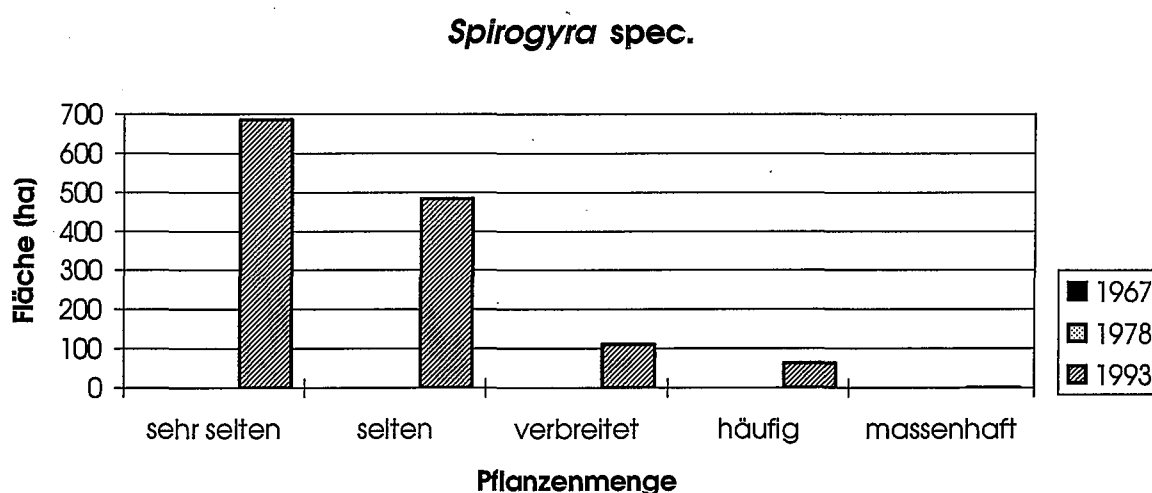
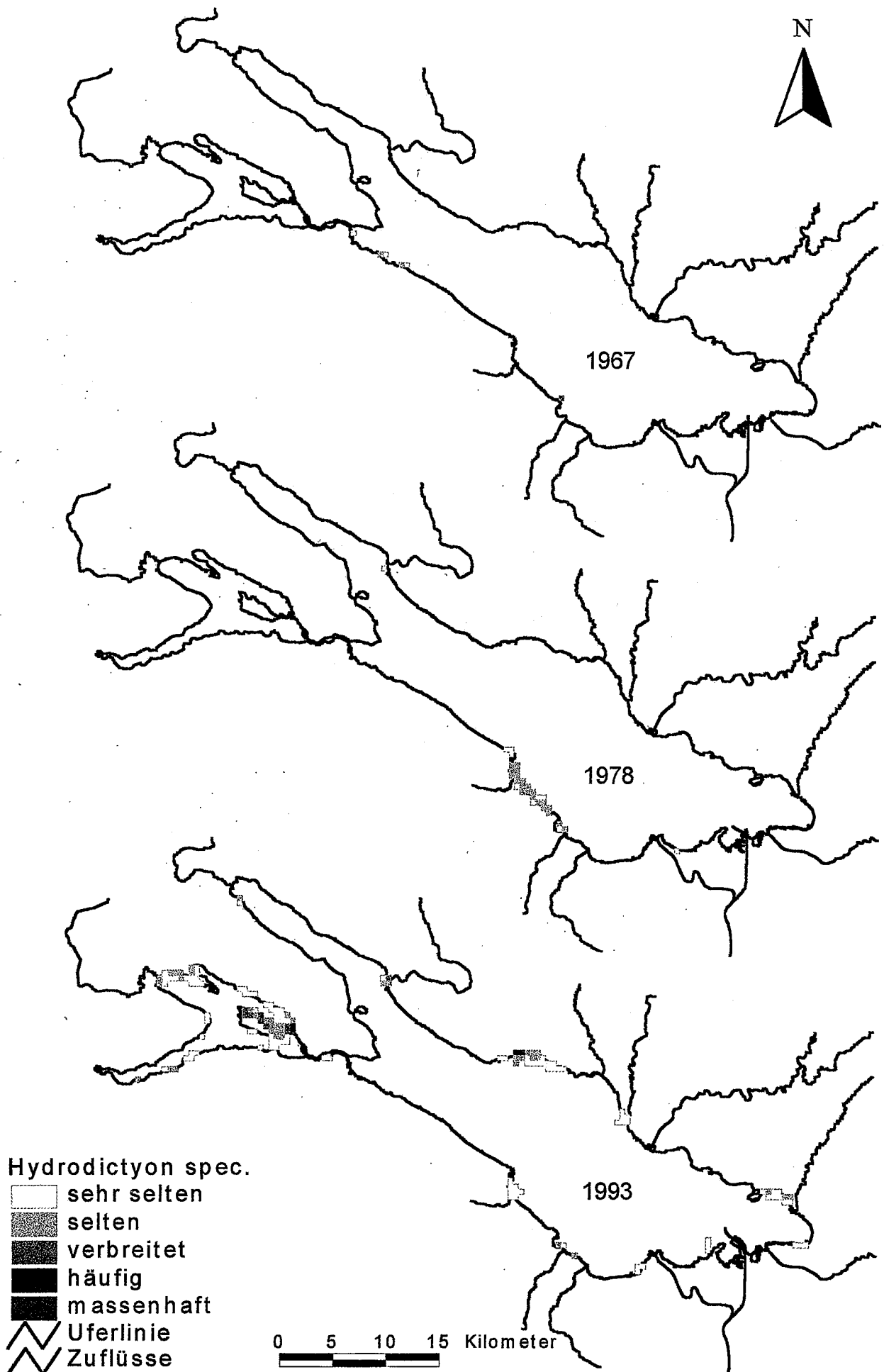


Abbildung 4: Flächenbilanz von *Spirogyra spec.* in den einzelnen Kartierungsjahren

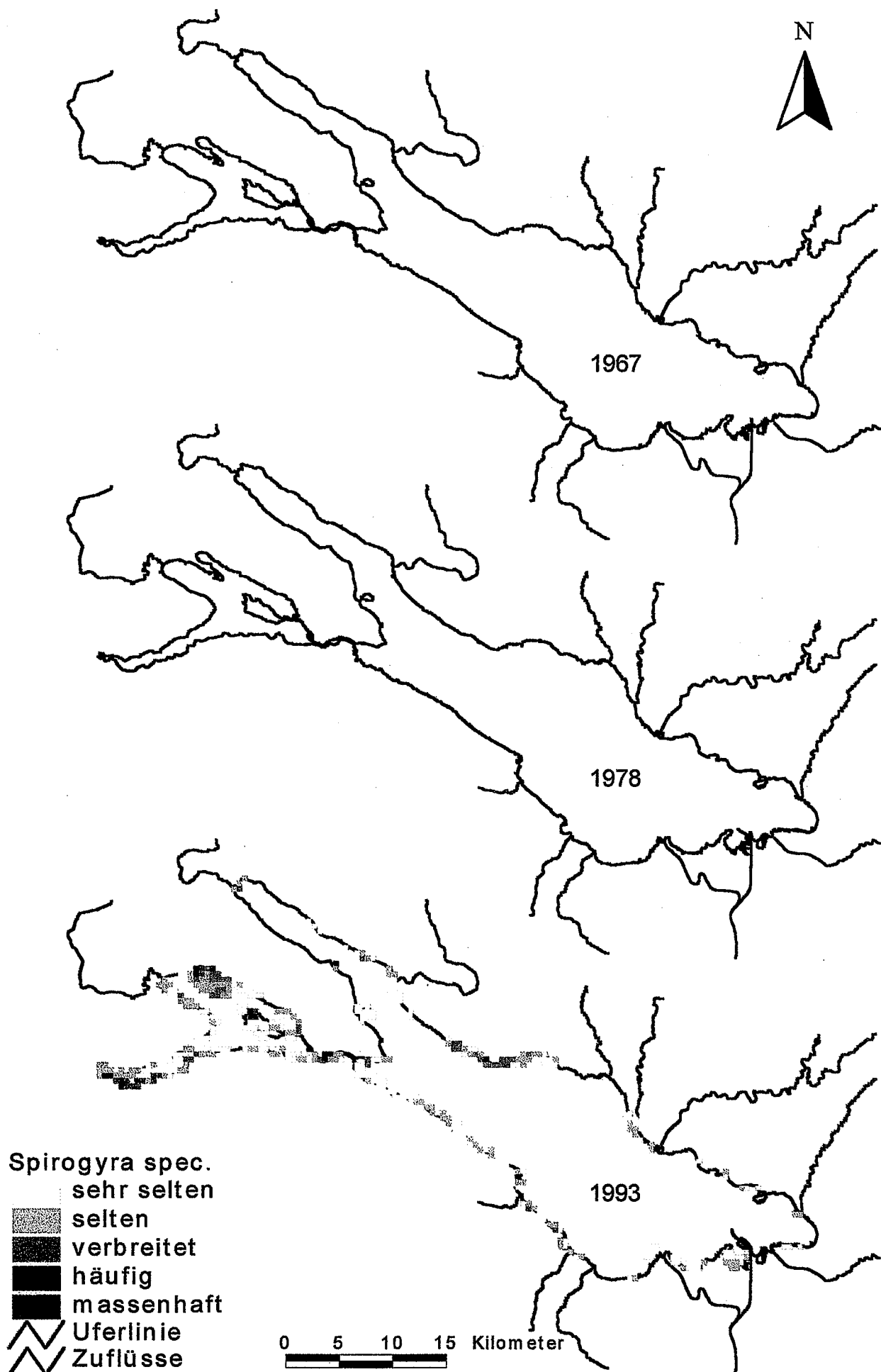
Unter der Gattung *Spirogyra* (Schraubenalge) wurden bei der Kartierung von 1993 alle schleimigen Fadenalgenkolonien zusammengefasst. Dabei handelt es sich häufig um Mischkolonien mit *Mougeotia* (Schleimalge), wie mikroskopische Untersuchungen ergaben. Die Verbreitungsschwerpunkte lagen 1993 im Untersee im Markelfinger Winkel, in der Bauernhornbucht am Nordufer der Insel Reichenau, im südlichen Rheinsee und im Bereich der Einleitung der Kläranlage Konstanz, im Obersee zwischen Immenstaad und Hagnau. In geringen Bestandsdichten ist die Gattung am Bodensee jedoch weit verbreitet.

Über die Standortansprüche von Arten der Gattungen *Spirogyra* und *Mougeotia* ist wenig bekannt. Die 1993 am Bodensee festgestellten Verbreitungsschwerpunkte decken sich nicht mit denen von *Cladophora*, woraus auf unterschiedliche Standortansprüche der Gattungen geschlossen werden kann. Nach KÜMMERLIN (mündl.) besitzt *Spirogyra* etwas geringere Nährstoffansprüche als *Cladophora*.

Verbreitung von *Hydrodictyon spec.*



Verbreitung von *Spirogyra spec.*



6.2.5 *Fontinalis antipyretica*

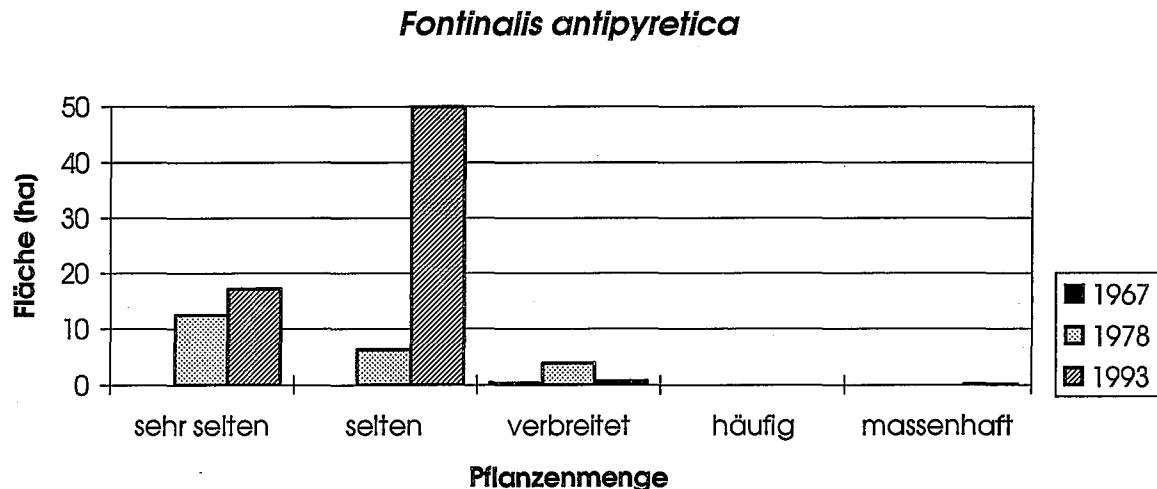


Abbildung 5: Flächenbilanz von *Fontinalis antipyretica* in den einzelnen Kartierungsjahren

BAUMANN (1911) beschreibt einige Fundorte im Untersee, wonach *Fontinalis antipyretica* auch noch in grösseren Tiefen zu finden war. 1967 wurden nur spärliche Vorkommen des Quellmooses belegt, jedoch räumt LANG (1973) ein, dass die Art sicherlich an manchen Stellen übersehen wurde. Auch 1978 werden nur wenige Fundorte für den Bodensee genannt (LANG, 1981), wobei auch hier sicherlich aufgrund der leichten Übersehbarkeit der Art bei der Kartierung vom Boot aus nur ein unvollständiges Verbreitungsbild erhalten wurde. Gleiches gilt für die Kartierung von 1993. Einige der Fundorte von 1978 konnten 1993 bestätigt werden, so der Mündungsbereich der Rotach, der Steinach und der Salmsacher Aach sowie der Bereich westlich der Argenmündung. Im Untersee wurde das Quellmoos 1993 nicht angetroffen. Zusätzlich gefunden wurde die Art im Mündungsbereich der Schussen. Zu erwähnen wäre noch ein Neufund von *Fontinalis hypnoides* 1993 im Seerhein bei Gottlieben.

Die Eigenschaften der Wohngewässer des Quellmooses zeichnen sich nach PIETSCH (1982) durch enge Toleranzbereiche für Phosphat, Nitrat und Ammonium aus. MELZER (1988) stellt die Art dagegen zu den Eutraphenten in die Indikatorgruppe 4.0, so dass die Toleranzbereiche sicherlich weiter gefasst sind als von PIETSCH angegeben. Im Bodensee scheint eine Vorliebe für die Mündungsbereiche von Zuflüssen ausgeprägt, die möglicherweise in Zusammenhang mit Einschwemmungen der Art aus den Zuflüssen steht.

6.2.6 *Rhynchosstegium riparioides*

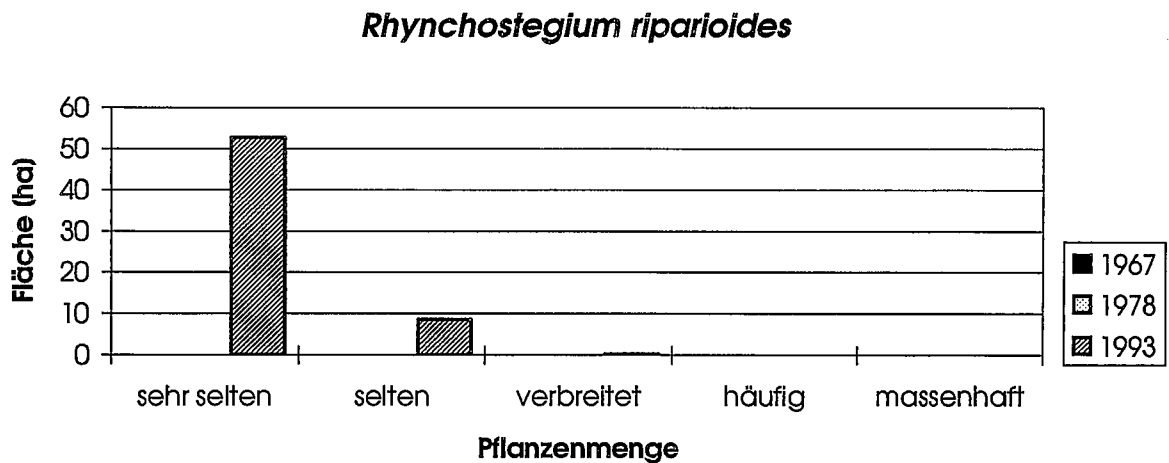
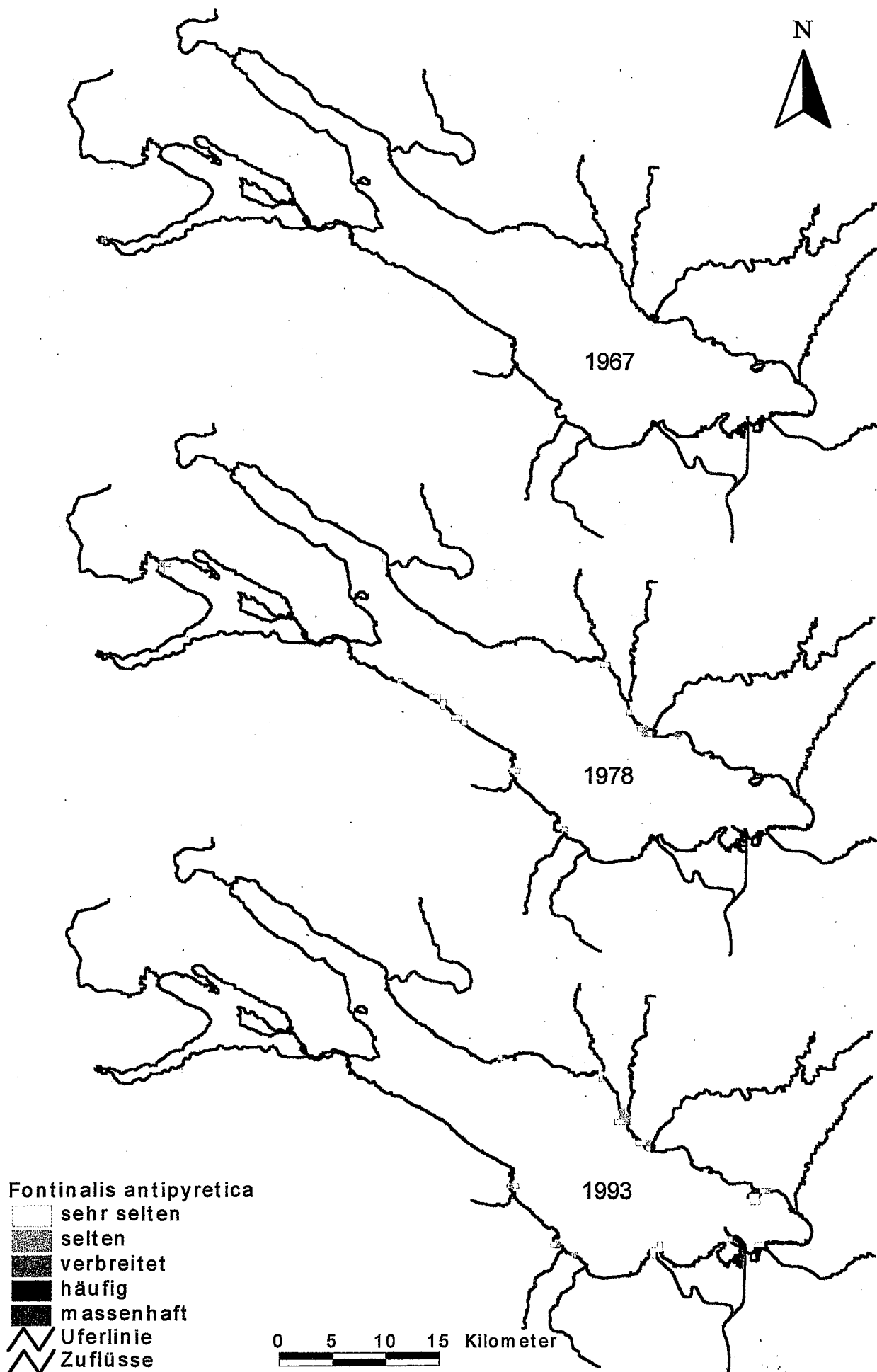


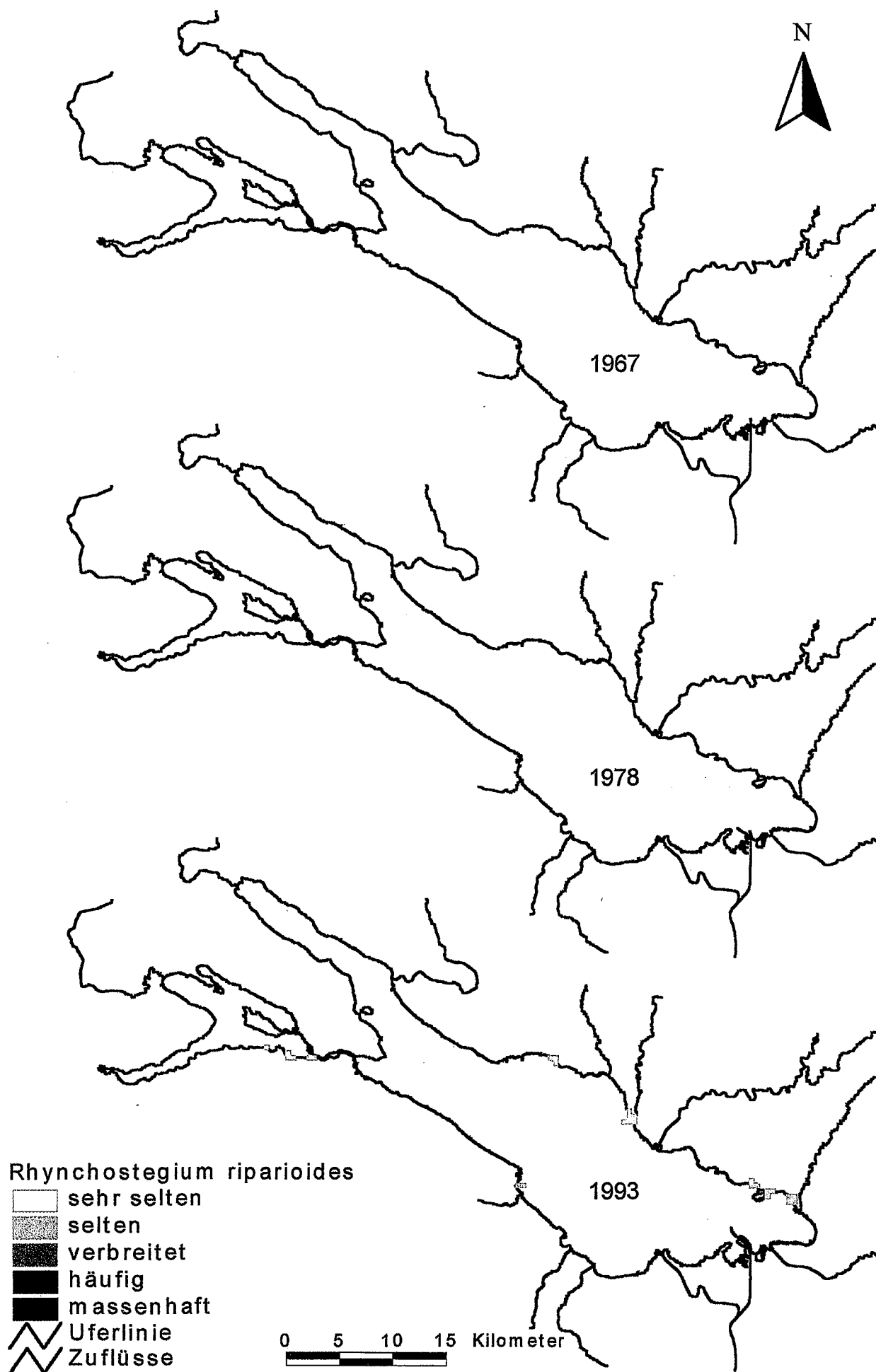
Abbildung 6: Flächenbilanz von *R. riparioides* in den einzelnen Kartierungsjahren

Rhynchosstegium riparioides wurde in den früheren Kartierungen des Bodensees nicht erwähnt. 1993 finden sich im Obersee Vorkommen vor allem im Mündungsbereich der Schussen und der Salmsacher Aach sowie um Lindau, im Untersee am Südufer des Ermatinger Beckens zwischen Gottlieben und Ermatingen. Auch *R. riparioides* wurde 1993 sicherlich mancherorts übersehen, zumal Ufermauern und Steinschüttungen im Uferbereich nicht speziell untersucht wurden. Über die Standortansprüche des vorwiegend in Fliessgewässern sowohl submers, als auch im Spritzwasserbereich weit verbreiteten Moores ist wenig bekannt. Die weite Verbreitung lässt jedoch auf weite Toleranzbereiche schliessen.

Verbreitung von *Fontinalis antipyretica*



Verbreitung von *Rhynchostegium riparioides*



6.2.7 *Chara aspera*

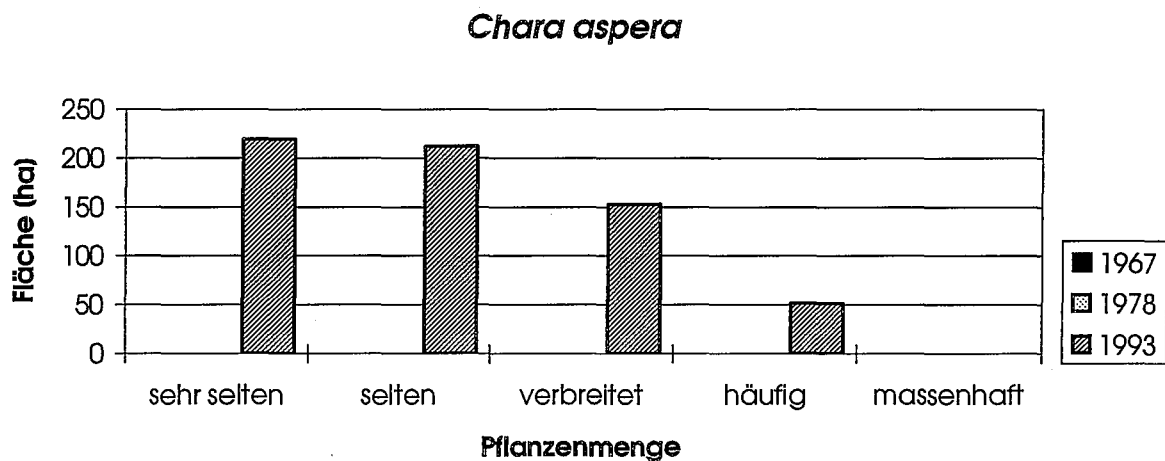


Abbildung 7: Flächenbilanz von *Chara aspera* in den einzelnen Kartierungsjahren

Chara aspera zählt zu den Arten, welche infolge der starken Eutrophierung innerhalb des Zeitraumes zwischen 1967 und 1978 im Bodensee verschollen sind. Bei den Kartierungen von 1967 und 1978 wurde die Art mit *Chara contraria* zusammengefasst, so dass Verbreitungskarten für diese Kartierungen nicht angefertigt werden können. LANG (1973) fand sie jedoch 1967 noch häufig im Ober- und Untersee. Für 1978 werden keine gesonderten Angaben gemacht, jedoch lässt der starke Rückgang der gegenüber Eutrophierungserscheinungen weit weniger empfindlichen Art *Chara contraria* auf ein vollständiges Verschwinden von *Chara aspera* in diesem Zeitraum schliessen, so dass die Angaben bei LANG (1981) *Chara contraria* zugerechnet werden können. Fundmeldungen für die achtziger Jahre liegen nicht vor. Nach BAUMANN (1911) ist *Chara aspera* im Untersee die häufigste Art, von der "Grenzzone bis zur Wyss" bei 4m Tiefe. Vom Ermatinger Becken ("Im Feld") beschreibt er wiesenartige, bei Niedrigwasser ausgetrocknete, weiss-schimmernde Bestände. Auch SZIJJ (1965) bezeichnet *Chara aspera* noch als bestandsbildende Art des Ermatinger Beckens, während LANG (1967) Anfang der 60er Jahre im westlichen Bodensee bereits *Chara contraria* als häufigste Armleuchteralgenart findet, *Chara aspera* aber durchaus noch vorkommt (Im Feld, Reichenau-Südufer, Südufer der Mettnau).

Die Verbreitungskarte von *Chara aspera* 1993 zeigt wieder Vorkommen, welche sich im Untersee vor allem auf das Nordufer des Gnadensees konzentrieren, wo sie in 0,5 - 2m Wassertiefe z.T. dichte Einartbestände bildet. Grossflächige Wiesen mit der Einstufung „massenhaft“ treten aber nirgends auf. In tieferen Bereichen wird *Chara aspera* von *Chara contraria* abgelöst. Fruchtende Exemplare der zweihäusigen Art konnten nicht gefunden werden. MOORE (1986) berichtet aber von Untersuchungen aus Dänemark, bei denen über 90% der Pflanzen steril waren. Überwinterung und Verbreitung scheinen weitgehend vegetativ zu erfolgen. Gleichwohl

erfolgte die Überdauerung der Phase höchster Nährstoffbelastung im Bodensee vermutlich durch die Jahrzehnte keimungsfähig bleibenden Oosporen. Im Obersee lag 1993 der Verbreitungsschwerpunkt von *Chara aspera* in der Fussacher Bucht, wo sie in grösseren Flächen die Einstufung „verbreitet“ erhielt. Ansonsten fand sich die Art nur sporadisch in kleinen ufernahen Flächen.

Nach KRAUSE (1981) bevorzugt *Chara aspera* Wasser von ca. 1m Tiefe und meidet im Gegensatz zu anderen Arten das luvseitige Ufer nicht. PIETSCH (1982) gibt für die Wohngewässer von *Chara aspera* Phosphat-Konzentrationen kleiner als 20 µgP/l an. 1978 wurden im Gnadensee in 0 - 10m Tiefe ein Maximum von 130 µgP/l während der Herbstzirkulation gemessen, im Rheinsee von 100 µgP/l während der Frühjahrszirkulation und im Obersee von 90 µgP/l ebenfalls während der Frühjahrszirkulation. Die Maximalwerte liegen damit weit oberhalb der von PIETSCH angegebenen Obergrenze, wobei diese Messwerte ausserhalb der Vegetationsperiode gemessen wurden. Auch für Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen besitzt *Chara aspera* nach PIETSCH (1982) nur sehr enge Toleranzbereiche. Die Ammonium-Konzentrationen überschreiten hiernach 400 µgN/l nicht, und der Toleranzbereich für Nitrat liegt zwischen 500 und 1200 µgN/l. 1978 wurde im Gnadensee in 0 - 10m Tiefe mit maximal 400 µgN/l im November die von Pietsch angegebene Maximalgrenze für Ammonium ebenfalls überschritten. Auch im Zellersee wurden zeitweise Maximalkonzentrationen gemessen, die ausserhalb des von PIETSCH angegebenen Toleranzbereiches liegen (z.B. 1972: 450 µgN/l). Im Rheinsee und Obersee lagen die gemessenen Maximalwerte im Epilimnion dagegen unter der von PIETSCH angegebenen Grenze.

Hinsichtlich Nitrat liegt der höchste im Zeitraum bis 1986 im Gnadensee gemessene Wert mit 1170 µgN/l (1983) knapp an der oberen Grenze des von PIETSCH angegebenen Toleranzbereiches. Im Zellersee überschreiten die seit Mitte der 80er Jahre gemessenen Maximalwerte die von PIETSCH angegebene Maximalkonzentration jedoch häufig, so dass trotz des starken Rückganges der Phosphor- und Ammonium-Konzentrationen die hohen Nitratgehalte eine Wiederbesiedlung des Zellersees verhindern könnten. Im Obersee lagen in den letzten Jahren (1993 - 1988) gemessenen Werte in 0 - 10m Tiefe zwischen 980 µgN/l und 1050 mgN/l, also noch unter der angegebenen Obergrenze von 1200 µgN/l. Nach den Angaben von Pietsch (1982) könnte ein weiterer Anstieg der Nitrat-Konzentrationen auch bei niedrigen Phosphor-Konzentrationen eine erneute Gefährdung von *Chara aspera* darstellen.

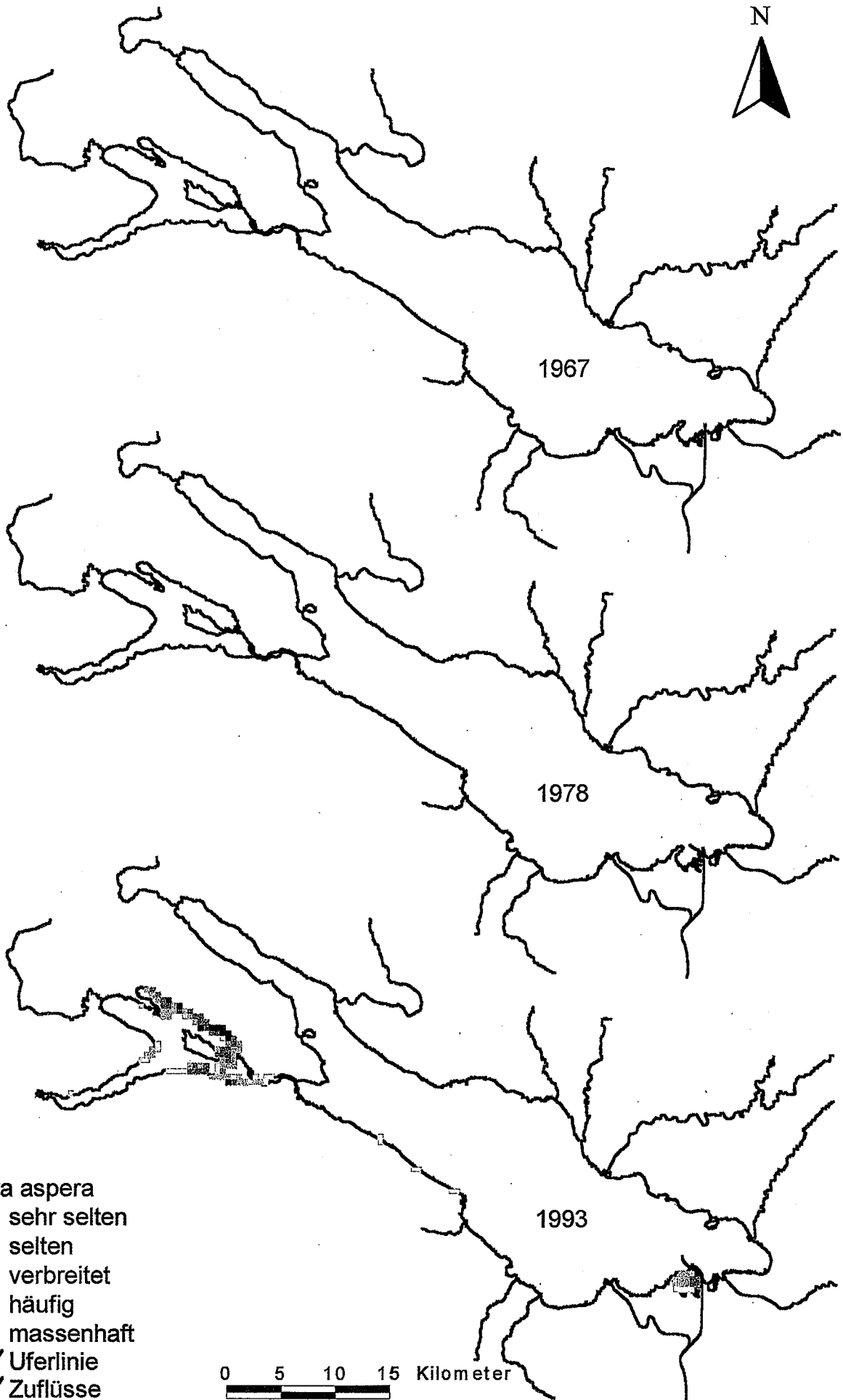
Verbreitung von Chara aspera



Chara aspera



0 5 10 15 Kilometer



6.2.8 *Chara contraria*

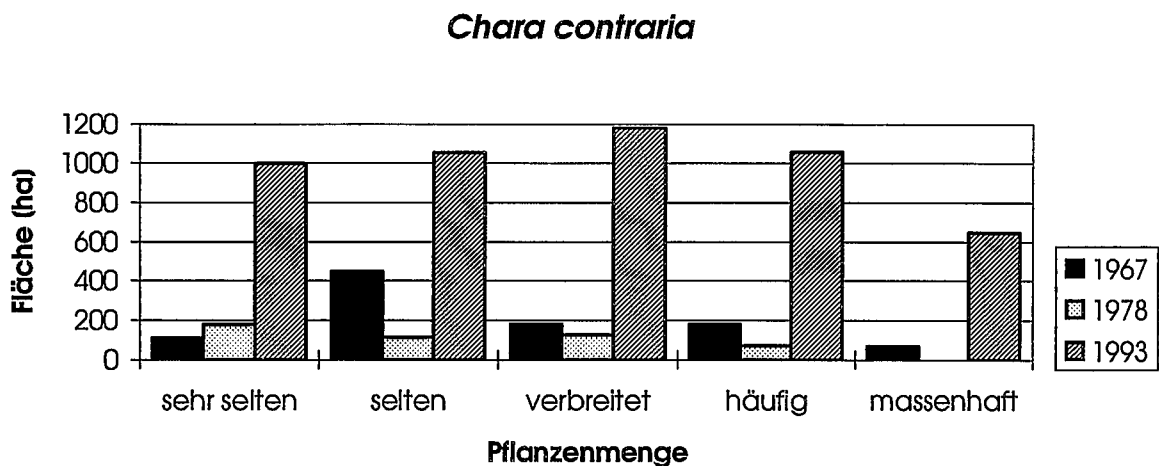


Abbildung 8: Flächenbilanz von *Chara contraria* in den einzelnen Kartierungsjahren

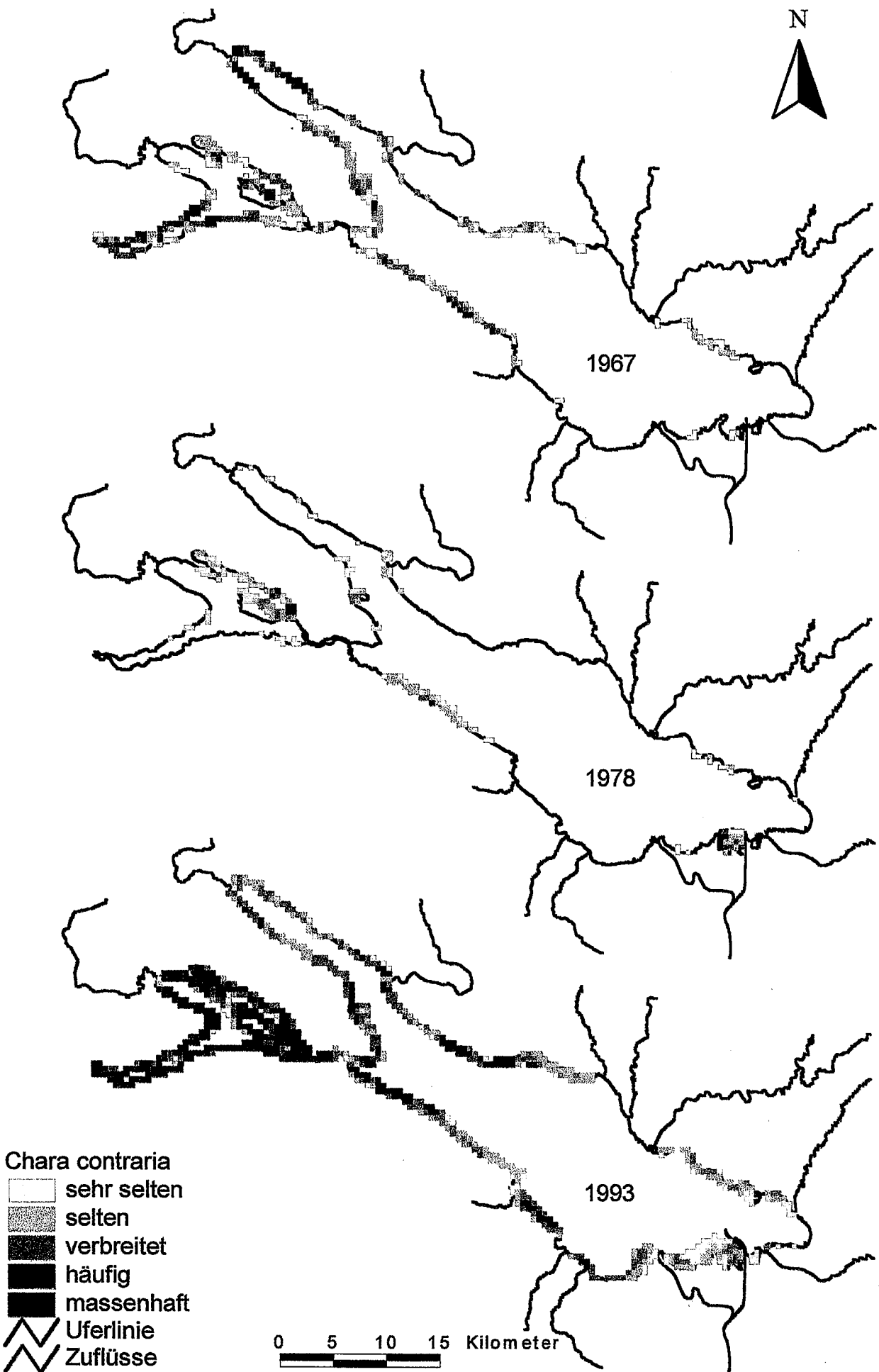
Chara contraria zählt 1993 zu den häufigsten Arten im Bodenseelitoral, wobei die Verbreitungsübersicht einen deutlichen Schwerpunkt im Untersee erkennen lässt, wo flächendeckende dichte Rasen gebildet werden. Die auffallendste Lücke des Verbreitungsgebietes stellt die Flachwasserzone vor dem Eriskircher Ried im Einflussbereich der Schussen dar. Weitere Verbreitungslücken finden sich am Obersee in der Luxburger Bucht, in der Bucht von Arbon, in der gesamten Bregenzer Bucht sowie um Lindau. BAUMANN (1911) beschreibt mehrere Fundorte dieser Art im Untersee (Gnadensee, Insel Langenrain), sie scheint jedoch gegenüber *Chara aspera* weit weniger häufig. 1967 nimmt sie bereits ihren Platz als häufigste Characee des Untersees ein (LANG, 1967, 1973). In den folgenden Jahren ist jedoch ein stetiger Rückgang zu verzeichnen, so dass 1978 im Untersee nur in der Hegnebucht und im Obersee nur in der Fussacher Bucht noch grössere Bestände zu finden sind, und LANG (1981) die Characeen am Bodensee bereits als floristische Seltenheit einordnet.

1993 hat *Chara contraria* nicht nur ihre früheren Standorte wieder zurückerobert, auch im Vergleich zu 1967 ist eine starke Ausbreitung festzustellen. Die Verbreitungsgebiete von 1993 zeigen grosse Ähnlichkeit mit denen von 1967, die Verbreitungslücken in der Litoralzone sind 1993 jedoch weniger ausgedehnt als 1967. Im Zellersee wuchs die Art beispielsweise 1967 nur spärlich, während 1993 bis auf einen kleinen Bereich im direkten Mündungsgebiet der Radolfzeller Aach der ganze Zellersee mit dichten Rasen besiedelt war. Gleiches gilt für die ausgedehnte Flachwasserzone des Ermatinger Beckens. Zwischen Romanshorn und Altenrhein fand sich 1967 nur noch ein spärliches Vorkommen, während 1993 bis auf kleine Bereiche in den Buchten von Luxburg und Arbon die Vorkommen der gesamten Flachwasserzone als „verbreitet“ bis „häufig“ eingestuft werden.

Chara contraria zählt heute zu den häufigsten und verbreitetsten Arten des Bodensees. Im Vergleich zu 1967 ist vor allem die starke Besiedlung der östlichen Bereiche des Zeller Sees auffallend. Auch im Obersee im Bereich zwischen Romanshorn und Rheinspitz hat sich die Art im Vergleich zu 1967 stark ausgebreitet. Von einer Gefährdung der Art, wie sie LANG (1978) darstellte, kann heute nicht mehr ausgegangen werden. Von *Chara contraria* konnten 1993 im Bodensee mehrere morphologische Varietäten beobachtet werden. So unterscheidet sich die Form, welche den Obersee besiedelt deutlich durch stark verlängerte Endglieder der Brakteen von den Formen, welche im Untersee zu finden sind. Darüberhinaus konnte vor allem im Untersee eine rindenzellenarme Form unterschieden werden, die nachfolgend gesondert als *Chara denudata* behandelt wird.

VAHLE (1990) beschreibt *Chara contraria* als kennzeichnend für klare, kalkreiche, oligo- bis mesotrophe Gewässer. Sie bevorzugt im Gegensatz zur nah verwandten Art *Chara vulgaris* beständige Gewässer, wo sie dauerhafte Siedlungen bildet. Nach KRAUSE (1981) bevorzugt *Chara contraria* sommerwarmes, relativ planktonreiches Wasser, dessen Orthophosphat-Gehalt 7 µgP/l höchstens geringfügig überschreitet. Die Ammonium-Konzentrationen liegen ebenfalls niedrig (3 - 158 µgN/l), während der Nitratgehalt in Ausnahmefällen 12 mgN/l erreichen kann. Im Gnadensee und Zellersee wurden in den 70er bis Mitte der 80er Jahre häufig Ammonium-Konzentrationen über dem von KRAUSE angegebenen Grenzwert gemessen, so dass der Rückgang der Art in den 70er Jahren vor allem auf diese Ursache zurückgeführt werden kann. PIETSCH (1982) gibt ähnliche Toleranzbereiche an wie für *Chara aspera*. Nur hinsichtlich Nitrat besiedelt *Chara contraria* seinen Angaben zufolge einen weit grösseren Konzentrationsbereich. KONOLD (1987) dagegen findet die Art auch noch bei deutlich höheren Phosphor-Konzentrationen, was auch die Erfahrungen am Bodensee bestätigen. Auch MELZER (1976, 1986) ordnet *Chara contraria* aufgrund seiner Erfahrungen zu den Indikatoren mesotropher Verhältnisse. Auch die Erfahrungen am Bodensee bestätigen die gute Eignung von *Chara contraria* als Indikatorart für mesotrophe Verhältnisse.

Verbreitung von *Chara contraria*



6.2.9 *Chara denudata*

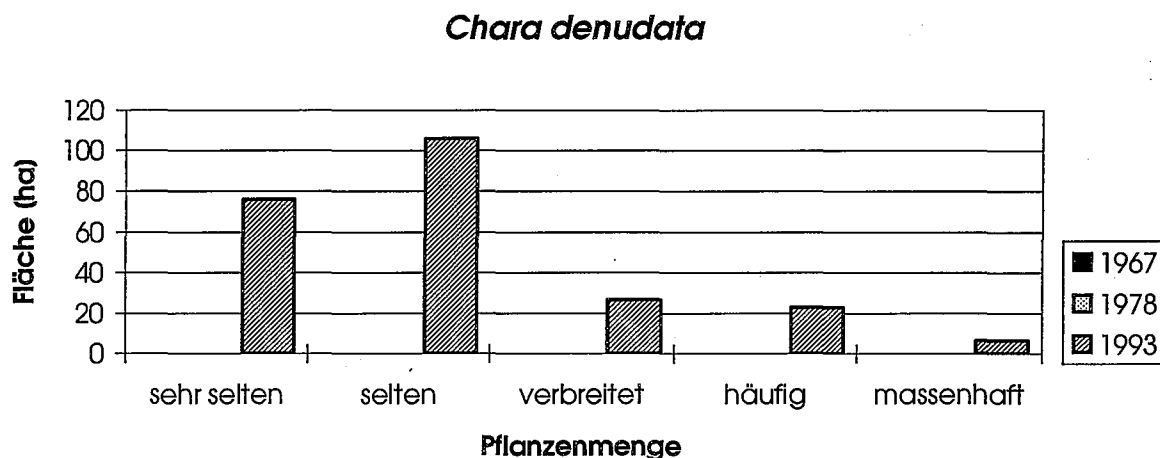
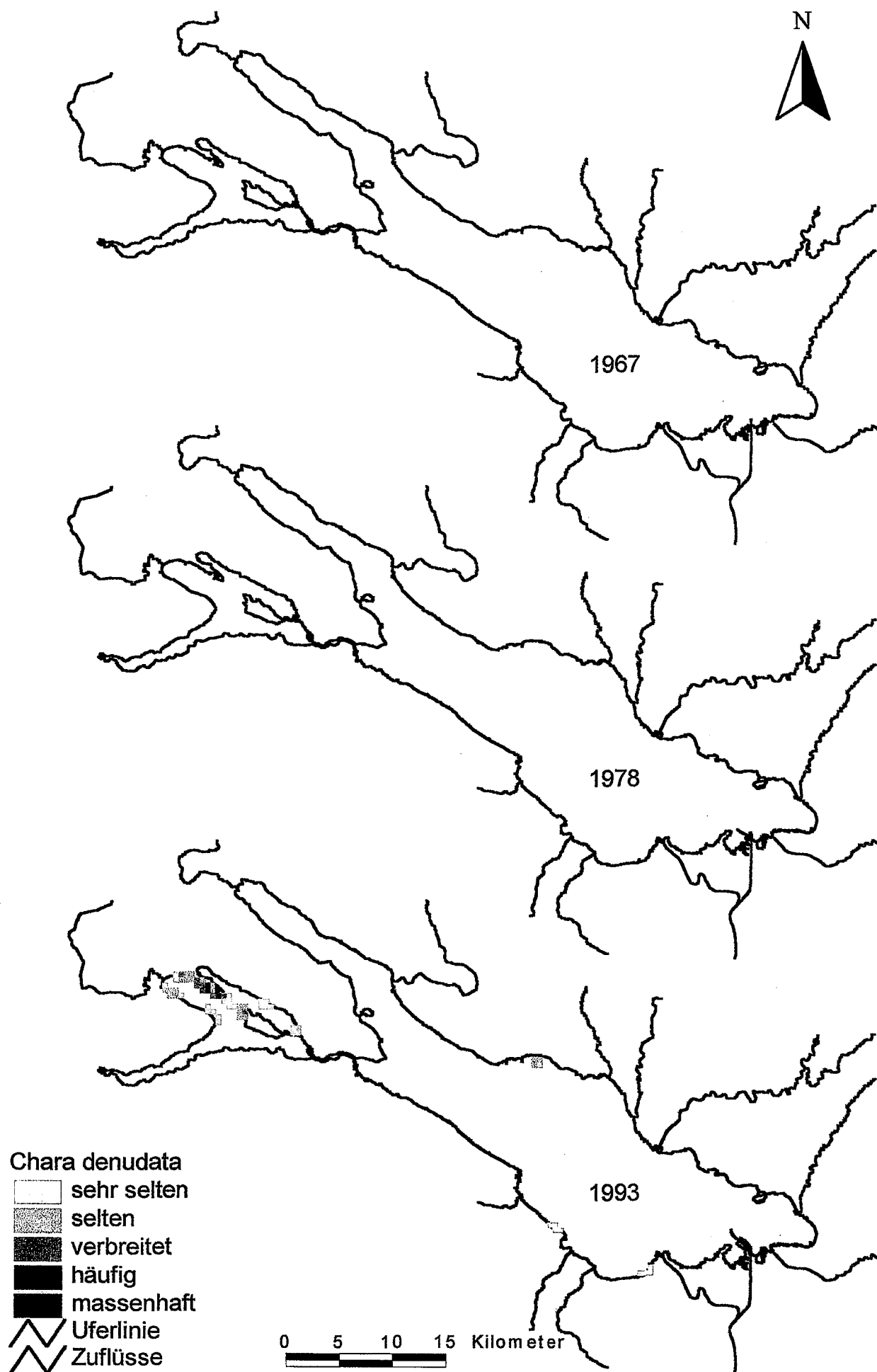


Abbildung 9: Flächenbilanz von *Chara denudata* in den einzelnen Kartierungsjahren

Diese meist rindenzellenlose Form der *Chara contraria*, deren Artstatus umstritten ist, bildete 1993 ihren Verbreitungsschwerpunkt am Nordufer des Zellersees und vor der Westspitze der Insel Reichenau aus. Im Obersee fand sich ein kleines Zentrum vor Fischbach. Die Varietät wurde bei den früheren Kartierungen nicht angegeben. Bereits BAUMANN (1911) beschreibt jedoch eine Varietät der *Chara contraria*, die sich durch schwache, nur in den Mittelreihen entwickelte oder ganz fehlende Berindung auszeichnet unter dem Namen *Chara dissoluta* A. BR.. Die nach seinen Angaben im Untersee sehr seltene Art wurde von ihm für das Gebiet erstmals dokumentiert. Bei der 1993 im Bodensee erstmals in ihrer vollständigen Verbreitung erfassten Form dürfte es sich um die von BAUMANN beschriebene handeln. Aufgrund der fehlenden Angaben kann aber die Verbreitungsentwicklung im Untersuchungszeitraum nicht nachvollzogen werden. KRAUSE (mündl.) hat 1985 bereits Exemplare mit reduzierten bzw. fehlenden Rindenzellen festgestellt und war der Meinung, dass dieser Prozess der Rückbildung 1986 stärker fortgeschritten gewesen sei. Der Verbreitungsschwerpunkt der Varietät 1993 unterscheidet sich von dem 1986 (SCHMIEDER 1991) dokumentierten, welcher damals im Gnadensee vor Allensbach lag.

Nach MOORE (1986) scheint die Varietät an grosse, tiefe, alkalische Seen gebunden, wo sie in Tiefen von 2 - 14m gefunden wurde. Hinsichtlich der Habitatansprüche dürfte *Chara denudata* weitgehend *Chara contraria* entsprechen, jedenfalls tritt sie immer innerhalb ausgedehnter Bestände dieser Art auf, wobei sie hin und wieder sogar dominiert. In der Literatur finden sich kaum Angaben. MELZER (1986) findet am Chiemsee eine Form der *Chara contraria*, der nahezu sämtliche Rindenzellen fehlen und bringt dieses Phänomen in Zusammenhang mit erhöhter Nährstoffbelastung.

Verbreitung von Chara denudata



6.2.10 *Chara fragilis*

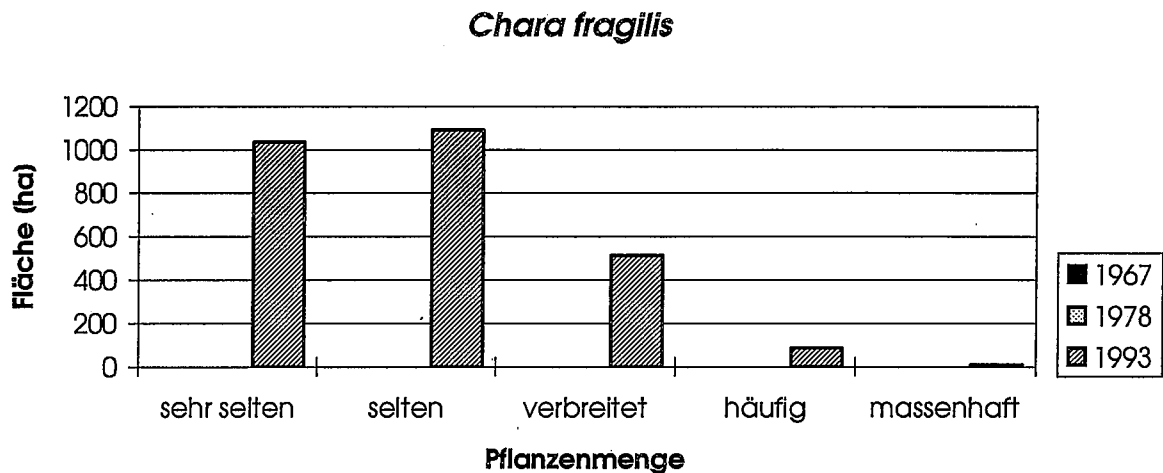


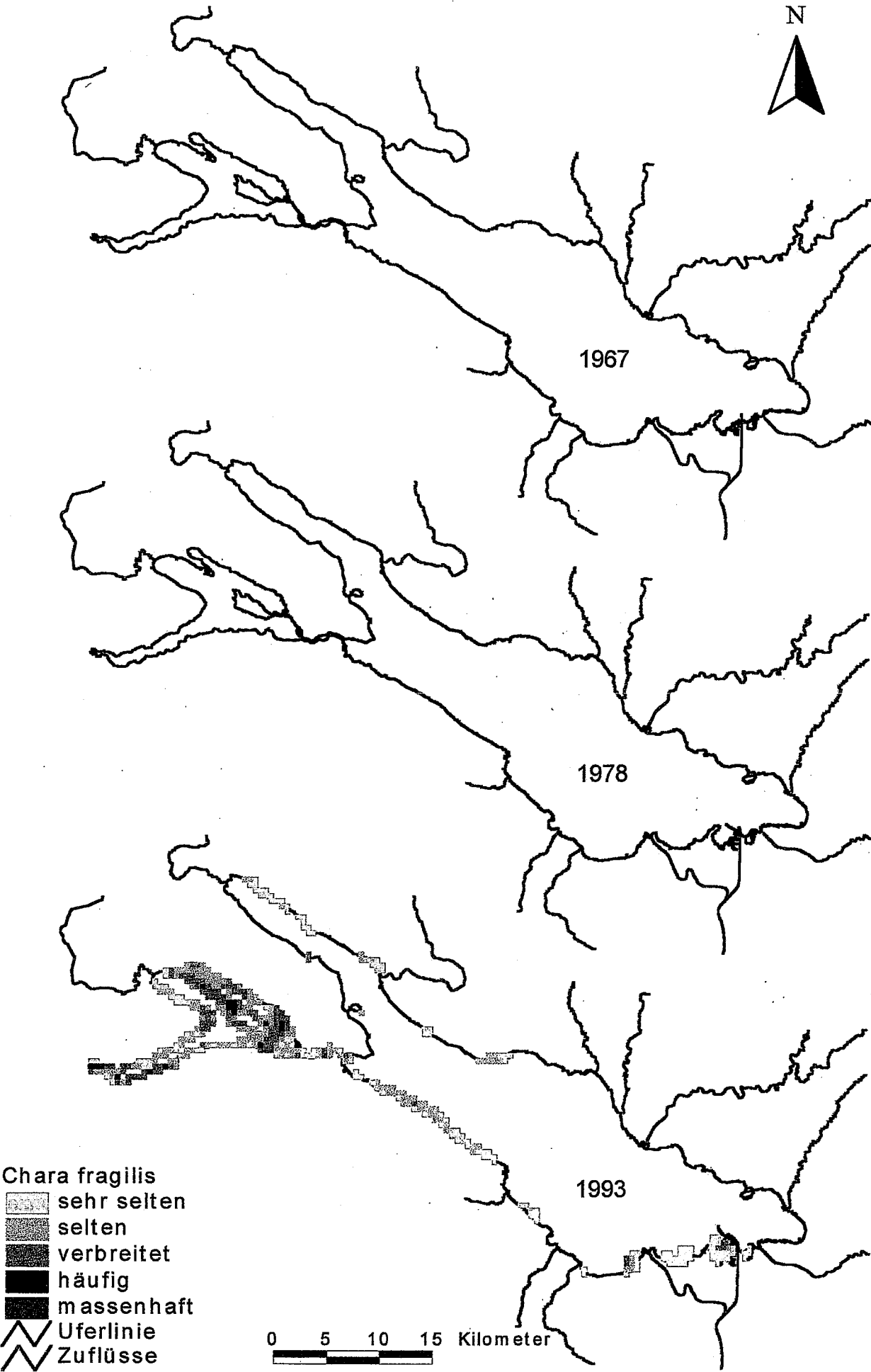
Abbildung 10: Flächenbilanz von *Chara fragilis* in den einzelnen Kartierungsjahren

Chara fragilis wurde in den seeumfassenden Kartierungen von 1967 und 1978 nicht gesondert berücksichtigt. LANG (1967, 1973) gibt als einzigen Fundnachweis den Bereich des Fährnhorns am Südufer der Insel Reichenau an. BAUMANN (1911) beschreibt einige Fundorte für den Untersee. 1993 trat die zerbrechliche Armleuchteralge häufig vor allem im Untersee und meist zusammen mit *Chara contraria* auf. Nur vereinzelt fand sie sich im Obersee. Zwischen Münsterlingen und Uttwil wurde sie 1993 jedoch stetig in den *Chara contraria*-Rasen gefunden. Auffällig im Verbreitungsgebiet ist, dass die Art in den südwestlich exponierten Litoralbereichen des Obersees fehlt, während sie am Südufer des Obersees und am Nordufer des Überlingersees regelmässig vorkommt. Möglicherweise besteht ein Zusammenhang mit der erhöhten Wellendynamik südwestlich exponierter Litoralbereiche im Obersee, denen die zerbrechliche Art nicht gewachsen ist.

Chara fragilis wird in der Literatur hinsichtlich ihrer Standortansprüche allgemein als wenig wählerisch charakterisiert (STROEDE 1932, 1933, CORILLION 1957, KRAUSE W. 1981, MELZER 1986, 1988, KONOLD 1987). Auch PIETSCH (1982) gibt weitere Toleranzbereiche als für die meisten übrigen *Chara*-Arten an. Aufgrund der heutigen starken Verbreitung und der weiten Toleranzbereiche der Standortfaktoren ist durchaus anzunehmen, dass *Chara fragilis* 1967 und auch 1978 im Untersee vorhanden war, taxonomisch aber wie die vorgenannten Arten nicht von *Chara contraria* unterschieden wurde. Ihre Verbreitungsentwicklung kann daher aufgrund der vorhandenen Daten für den Untersuchungszeitraum nicht nachvollzogen werden. Von der allgemeinen Abnahme der Characeen-Vegetation im Laufe der 70er Jahre dürfte aber auch *Chara fragilis* betroffen gewesen sein, zumal der von PIETSCH (1982) angegebene obere Grenzwert der Phosphor-Konzentrationen (50 µgP/l) in den 70er und 80er Jah-

ren überschritten wurde. Die Art wurde jedoch bereits 1986 wieder häufig zusammen mit *Chara contraria* im Untersee gefunden (Schmieder 1991). Hinsichtlich der Ammonium- und Nitrat-Konzentrationen gibt PIETSCH weite Toleranzbereiche an, so dass heute keine dieser Nährstoff-Komponenten wachstumshemmend auf *Chara fragilis* einwirken dürfte.

Verbreitung von Chara fragilis



6.2.11 *Chara tomentosa*

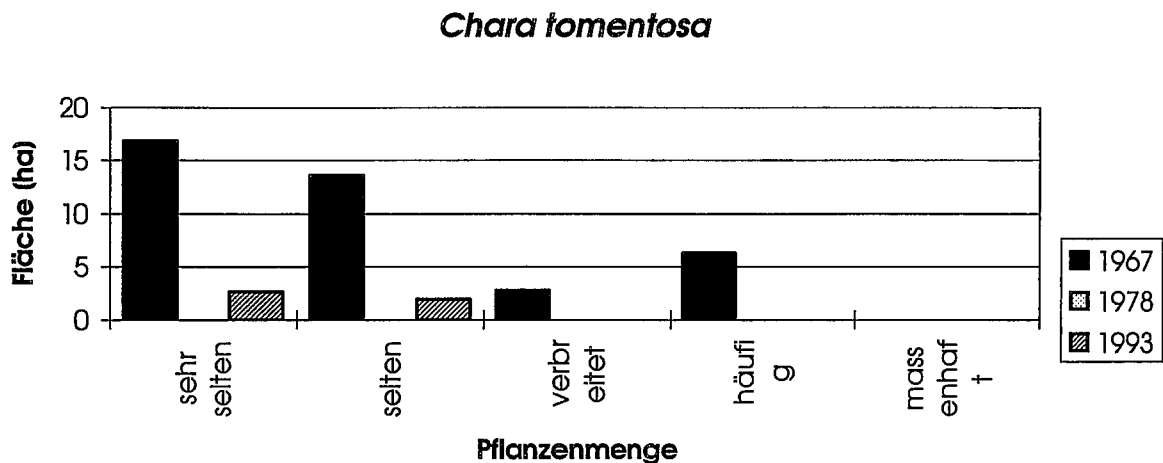


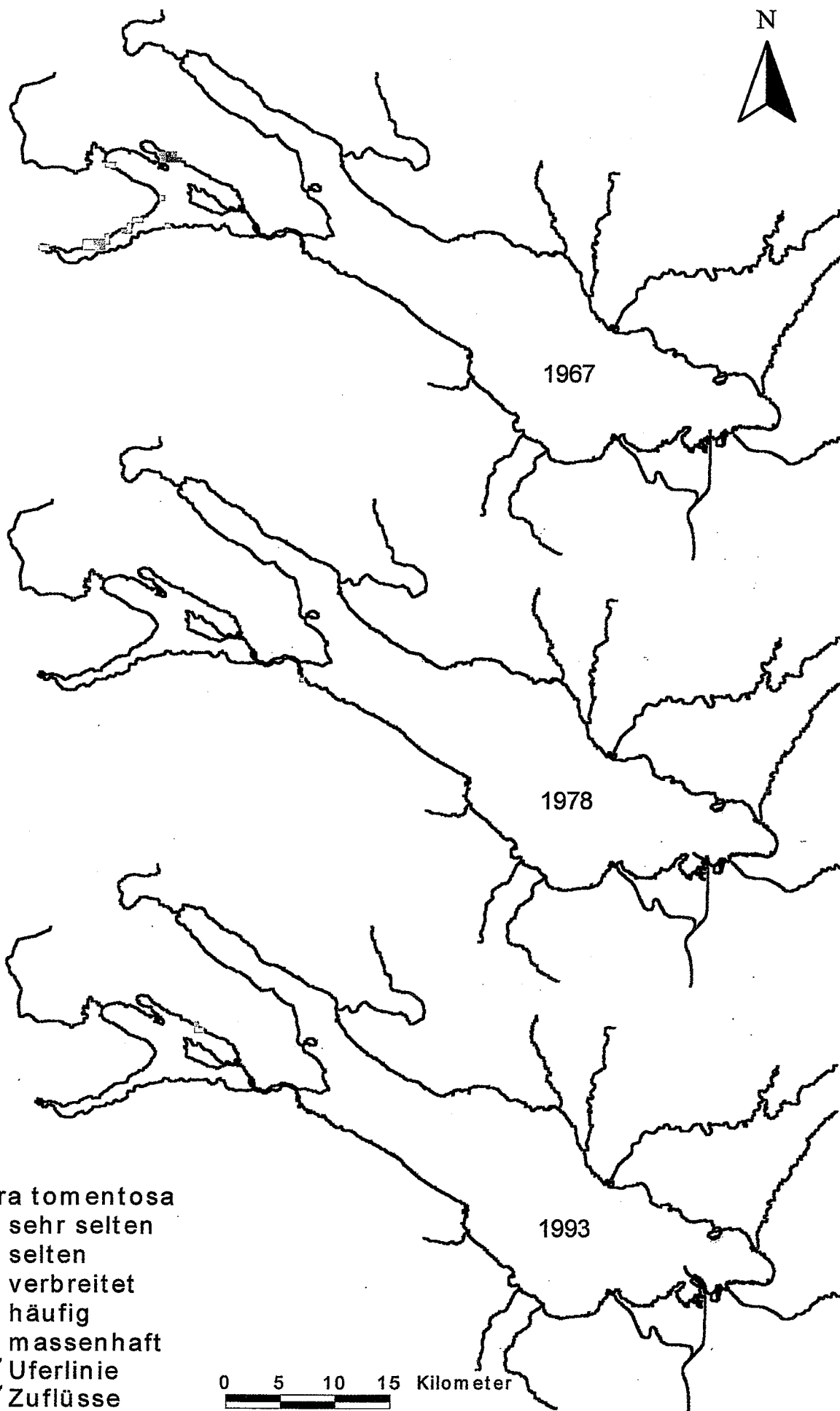
Abbildung 11: Flächenbilanz von *Chara tomentosa* in den einzelnen Kartierungsjahren

1993 konnte *Chara tomentosa* nach 1967 erstmals wieder im Bodensee nachgewiesen werden. Die Funde beschränken sich aber auf wenige Einzelpflanzen im Gnadensee vor Allensbach sowie auf eine Einzelpflanze vor Berlingen. Eine gezielte Nachsuche mit Tauchern in der Vegetationsperiode 1994 konnte die Fundorte von 1993 nicht bestätigen, jedoch wurden zwei weitere Fundorte vor dem Campingplatz Himmelreich im Gnadensee bei Allensbach und in der Bucht westlich von Ermatingen dokumentiert. Die Art tritt also vereinzelt wieder in der Flachwasserzone des Bodensees auf.

Älteren Berichten zufolge (BAUMANN 1911) war *Chara tomentosa* im Untersee um die Jahrhundertwende mit *Chara aspera* die weitaus häufigste Art. 1967 von LANG (1967, 1973) nur noch für wenige Fundstellen im Untersee nachgewiesen, ist sie vermutlich im Laufe der 70er Jahre verschollen und bis 1993 nicht wieder gefunden worden.

Die zweihäusige, mehrjährige Pflanze lebt in grossen Seen, wo sie nach MOORE (1986) in Tiefen zwischen 0,5m und 20m wächst. Die Vermehrung erfolgt vegetativ, sexuelle Fortpflanzung scheint ungewöhnlich. Männliche Pflanzen sind häufiger als weibliche. Die Überdauerung des Zeitraumes höchster Trophie im Bodensee kann jedoch nur durch keimfähige Oosporen erfolgt sein. Hinsichtlich der eutrophierenden Pflanzennährstoffe besiedelt *Chara tomentosa* nach PIETSCH (1982) nur sehr enge Konzentrationsbereiche. Nach KRAUSE W. (1981) ist sie jedoch nicht unbedingt an oligotrophe Verhältnisse gebunden und auch KONOLD (1987) erweitert die von PIETSCH angegebene Toleranzbereich für Ammonium zu mittleren Konzentrationsbereichen. Nach MELZER (1986) meidet *Chara tomentosa* stärker belastete Abschnitte des Chiemsees.

Verbreitung von *Chara tomentosa*



Von den 1967 im Untersee noch vorkommenden Characeen-Arten zählt *Chara tomentosa* sicherlich zu den empfindlichsten gegenüber Eutrophierungserscheinungen. So ist ihr Verschwinden im Laufe der 70er Jahre nicht verwunderlich. Ähnlich wie bei *Chara aspera* könnten die nach PIETSCH an der oberen Grenze des Toleranzbereiches liegenden Nitrat-Konzentrationen eine Gefahr für das zukünftige Bestehen der Art im Bodensee bilden.

6.2.12 *Nitella mucronata*

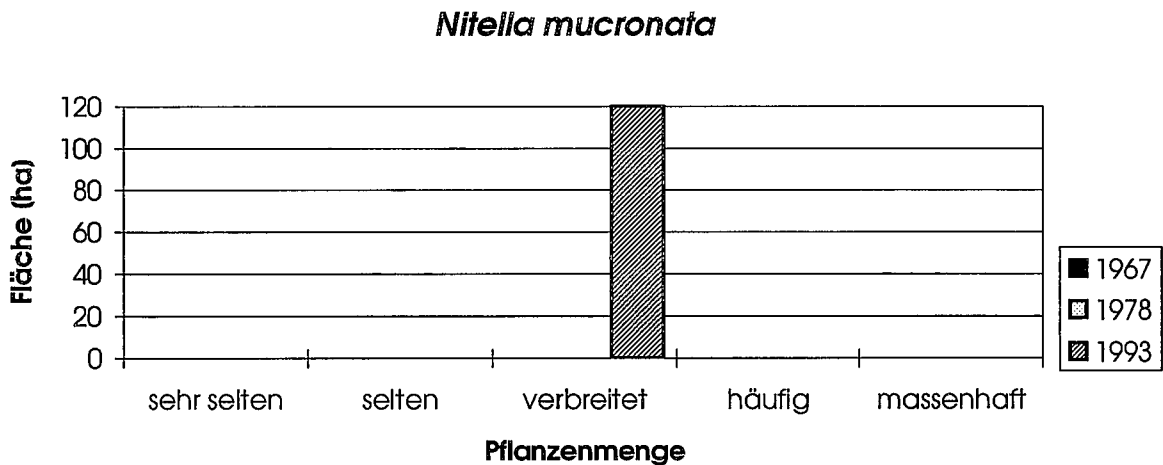
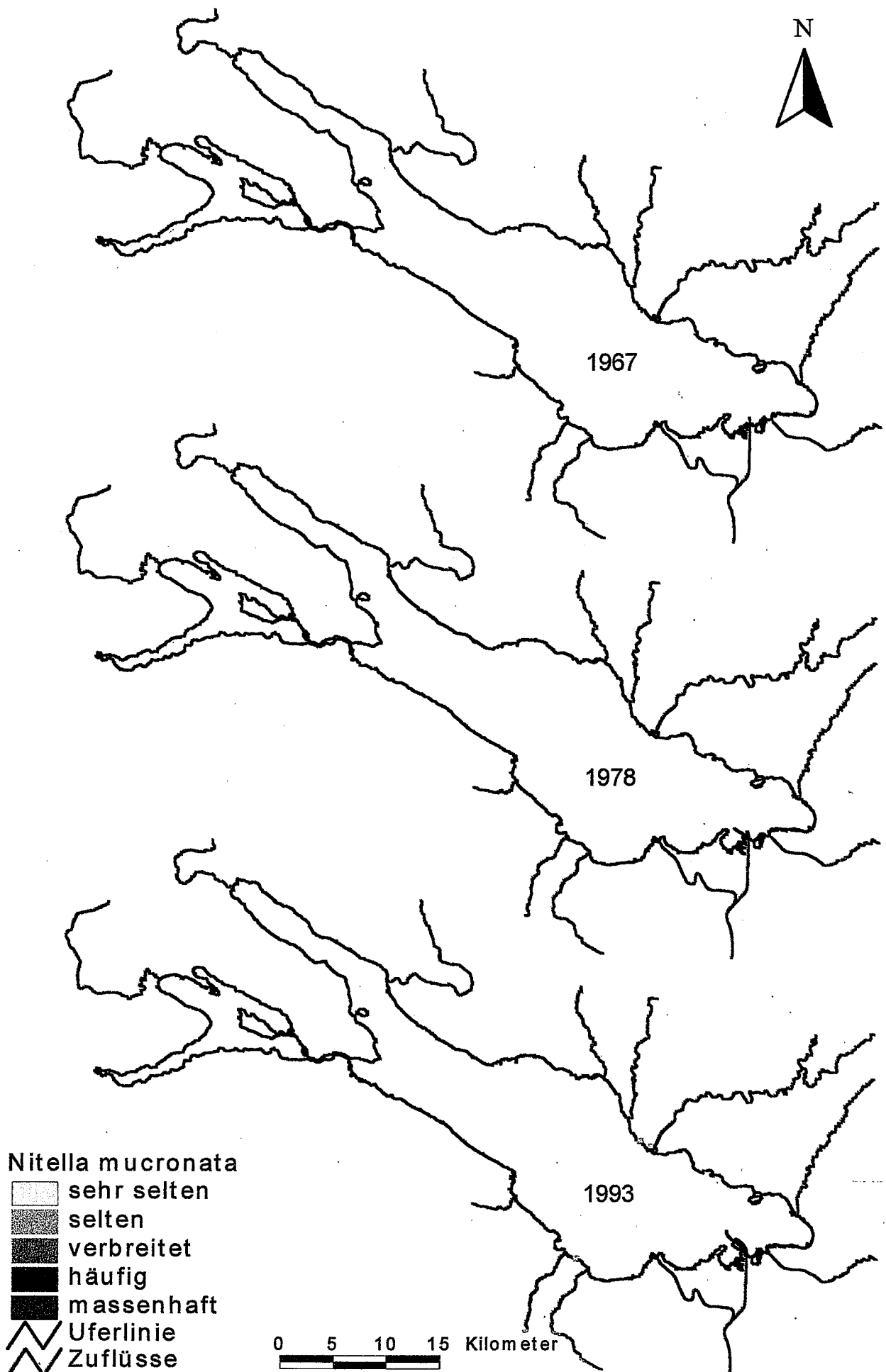


Abbildung 12: Flächenbilanz von *Nitella mucronata* in den einzelnen Kartierungsjahren

Nitella mucronata ist für den Bodensee bisher nicht dokumentiert. Die drei 1993 festgestellten Vorkommen lagen ausschliesslich in Häfen des Obersees, dem alten Hafen von Horn am Südufer sowie im Hafen von Langenargen und im westlichen Teil des Yachthafens (Baggerloch) von Langenargen. Nach VAHLE (1990) siedelt *Nitella mucronata* in neutralem, kalkhaltigem Wasser auch unter eutrophen Bedingungen. PIETSCH (1982) gibt dagegen für *Nitella mucronata* extrem phosphatarmer, ammoniumfreie bis extrem arme und nitratarme Gewässer an. Nach KRAUSE (1981) weicht die Art weit vom Normalverhalten der Characeen ab. Auch sie hat ihr Verbreitungszentrum im oligotrophen Bereich, dringt aber auch in die höheren Saprobienstufen vor. KRAUSE (1969) kennt sie aus dem erheblich eutrophierten *Callitrichetum* der Oberrheinaue, wobei zugeleitetes Rheinwasser mit Ammonium- und Phosphat-Gehalten in den Grössenordnungen 0,2 und 0,6mg/l sie sogar gefördert hat. Nach BACKHAUS & KRAUSE (1975) ist sie die einzige einheimische Characee, die auch eutrophierte Gewässer besiedelt und sich sogar in dichten Ansammlungen von *Ceratophyllum demersum* hält.

Verbreitung von *Nitella mucronata*



6.2.13 *Nitellopsis obtusa*

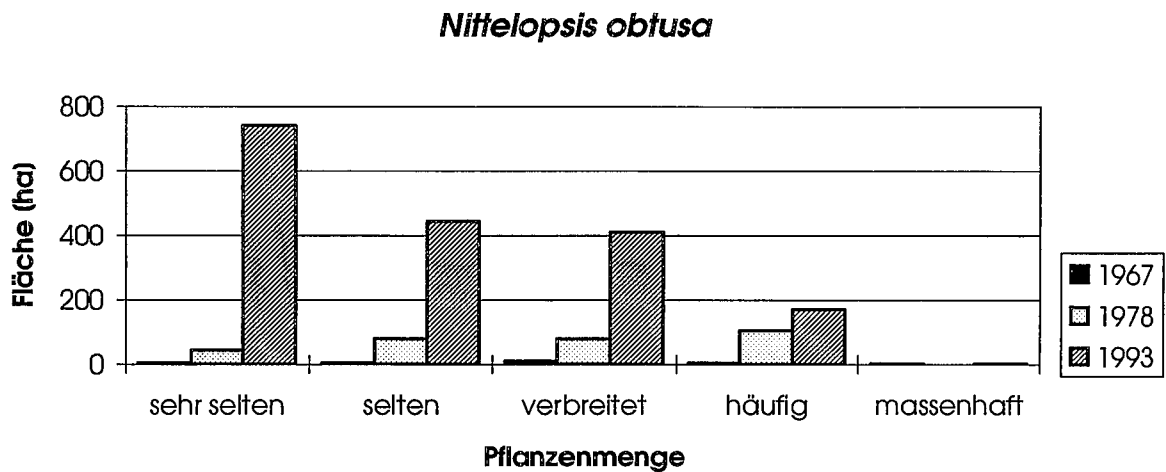


Abbildung 13: Flächenbilanz von *Nitellopsis obtusa* in den einzelnen Kartierungsjahren

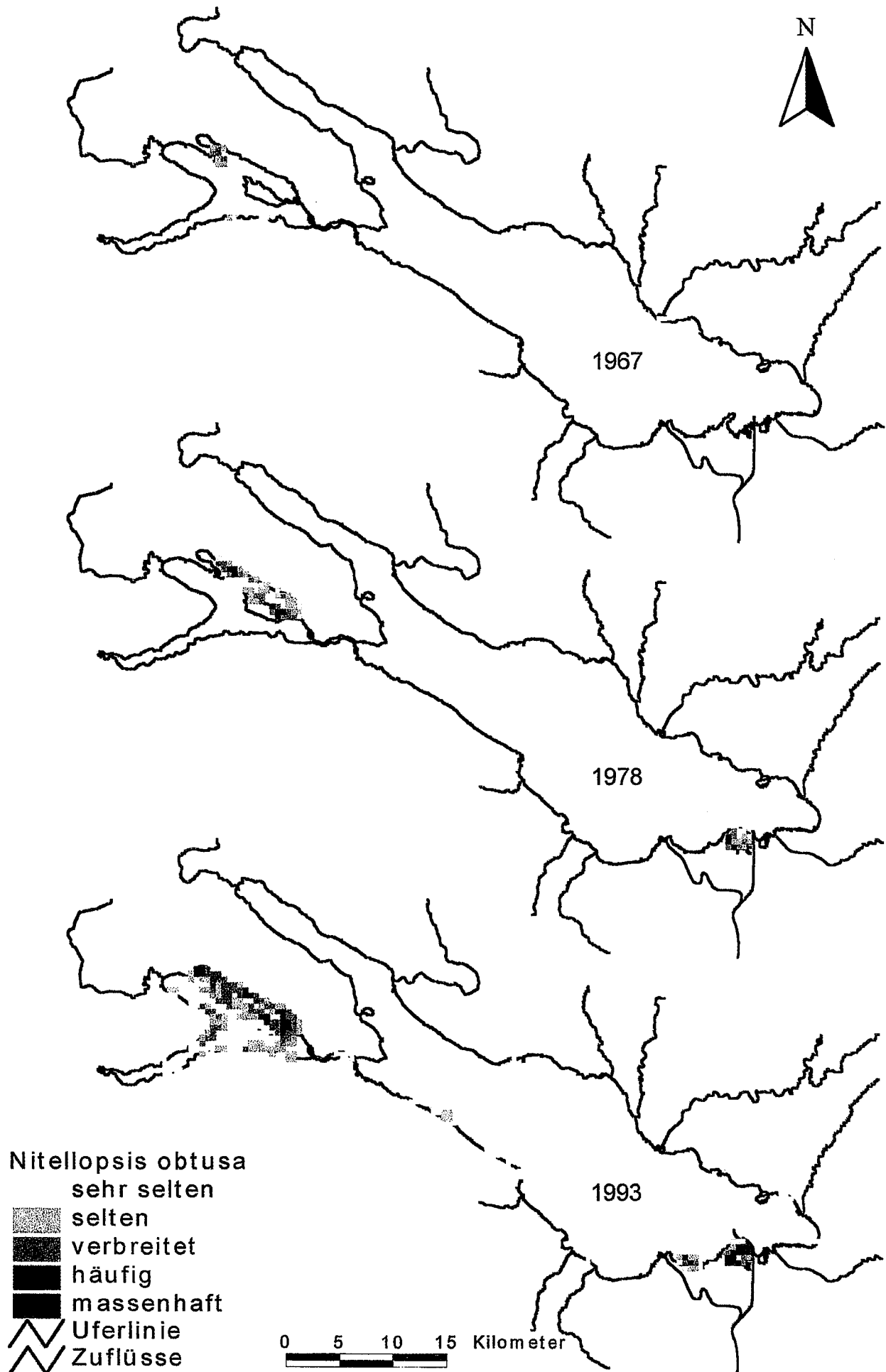
Der Verbreitungsschwerpunkt von *Nitellopsis obtusa* im Bodenseelitoral lag 1993 im Gnadensee, wo die Art in allen bewachsenen Tiefenstufen vorkam, meist aber die Tiefengrenze der Vegetation in 8 - 12m ausbildete. Im Obersee bildeten die Fussacher Bucht und der Bereich zwischen Rheinspitz und Rohrspitz Verbreitungszentren. Im Untersee fehlt die Sternarmleuchteralge nur im westlichsten Bereich des Zellersees und im südlichen Rheinsee. Im Obersee tritt sie ausserhalb der Fussacher Bucht und des westlich benachbarten Gebietes nur vereinzelt auf. Um die Jahrhundertwende war die Art aus dem Obersee und Überlingersee gar nicht bekannt (SCHROETER & KIRCHNER 1902), wuchs aber nach GAMS (briefl., zitiert in LANG 1973) 1927 im Lindauer Kleinen See in etwa 2m Tiefe reichlich. BAUMANN (1911) gibt für den Untersee einige Fundorte an, bei Moos findet er Exemplare von 1m Länge mit bis zu 15cm langen Internodien. 1967 hauptsächlich auf den Markelfinger Winkel des Gnadensees beschränkt, erfolgte bis 1978 eine starke Ausbreitung in die östlichen Teile des Gnadensees (vgl. auch LANG, 1981), die sich bis 1993 fortsetzte, so dass *Nitellopsis obtusa* heute zu den häufigsten Arten des Gnadensees zählt. Auch eine Ausbreitung in die übrigen Seeteile des Untersees fand bis 1993 statt. Bei Horn, wo auch BAUMANN (1911) schon ein Vorkommen dokumentierte, lag sich ein weiterer Verbreitungsschwerpunkt im Untersee. Selbst der Zellersee, wo die Art bisher nicht gefunden wurde wies 1993 Vorkommen auf, wobei die Besiedlungsdichte in westlicher Richtung abnahm.

Im Obersee fand nach 1978 ebenfalls eine Ausbreitung vermutlich ausgehend von der Fussacher Bucht statt. Jedenfalls lag der zweite 1993 im Obersee gefundene Schwerpunkt in unmittelbarer Nähe in der Bucht östlich des Rheinspitzes. Hinsichtlich ihrer Nährstoffansprüche ist

Nitellopsis obtusa sehr tolerant und wird durch eine begrenzte Eutrophierung sogar gefördert (KRAUSE W. 1985). Die von PIETSCH (1982) angegebenen sehr engen Toleranzbereiche nährstoffarmer Verhältnisse können von mehreren Autoren nicht bestätigt werden (LANG 1981, MELZER 1986, 1988). Die Unempfindlichkeit gegenüber Eutrophierungserscheinungen stellt nach KRAUSE W. (1985) auch die Grundlage dar für das in einigen Gewässern beobachtete neuartige Ausbreitungsverhalten aus ihrer angestammten Wuchszone tieferer Litoralabschnitte in eutrophierte Flachwasserbereiche. Die Ausbreitung erfolgt dabei vegetativ, Oogonien werden nur äusserst selten beobachtet.

Die am Bodensee gemachten Beobachtungen bestätigen diese Aussagen. Eine starke vegetative Ausbreitung von *Nitellopsis obtusa* in die flacheren Litoralzonen konnte seit 1967 beobachtet werden. Dabei scheinen die in diesem Zeitraum gemessenen Extremwerte der Nährstoffkonzentrationen durchaus im Toleranzbereich der Art zu liegen. Die nach 1967 beobachtete stetige Ausdehnung der Vorkommen lassen für die Zukunft am Bodensee eine weitere Ausbreitungstendenz erwarten. Stellt man die am Bodensee dokumentierte Verbreitungsentwicklung von *Nitellopsis obtusa* der Entwicklung der Phosphor-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum gegenüber, so wird deutlich, dass die Art hierfür keinen indikatorischen Wert innerhalb des erfassten Konzentrationsbereiches besitzt. Auch in sehr nährstoffarmen Gewässern scheint sie sich nach PIETSCH (1982) durchaus zuhause zu fühlen, so dass ein Indikatorwert hinsichtlich der trophischen Situation eines Gewässers nicht erwartet werden kann.

Verbreitung von *Nitellopsis obtusa*



6.2.14 *Alisma gramineum*

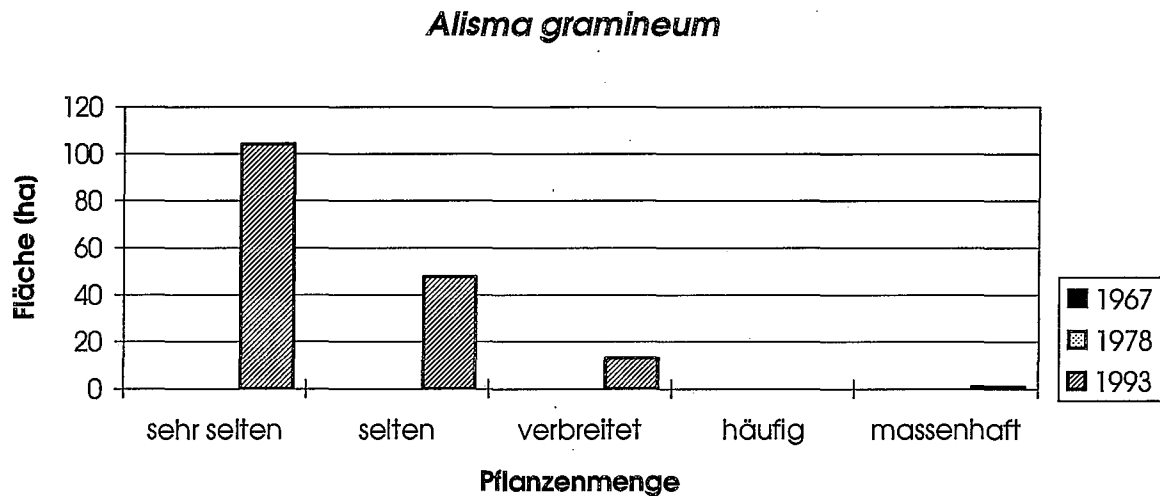
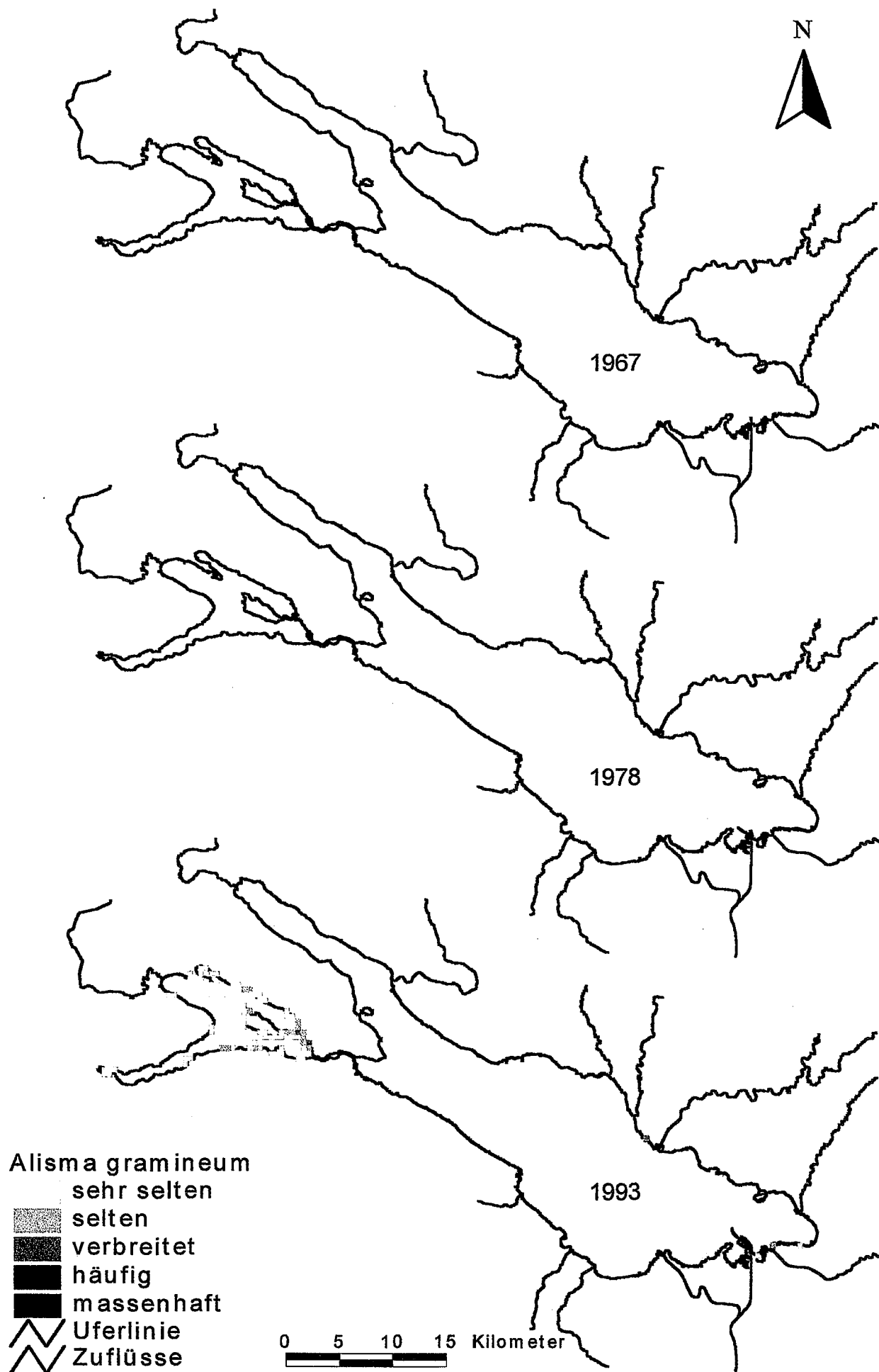


Abbildung 14: Flächenbilanz von *Alisma gramineum* in den einzelnen Kartierungsjahren

Entdeckt wurde *Alisma gramineum* am Untersee nach BAUMANN (1911) in den 90er Jahren des vorigen Jahrhunderts von Dr. O. NÄGELI bei Ermatingen und Mannenbach. BAUMANN selbst findet sie am Untersee insgesamt selten, beschreibt aber schon stattliche Kolonien am Nordufer der Insel Reichenau. LANG (1973) bezeichnet die Art im Untersee als früher und heute verbreitet, bezieht sie aber trotz ihrer submersen Lebensweise nicht in seine Untersuchungen von 1967 und 1978 mit ein. 1986 wurde ihre Verbreitung im Untersee aufgenommen (SCHMIEDER 1991). Sie steigt bis in eine Tiefe von 3m hinab und blüht und fruchtet submers. Im Obersee wurde *Alisma gramineum* bis 1967 nicht festgestellt (LANG 1973). Die Verbreitungskarte von 1993 zeigt den Schwerpunkt der Art nach wie vor im Untersee. Seit der Jahrhundertwende scheint sich der grasblättrige Froschlöffel am Untersee stark ausgebreitet zu haben. Im Obersee wurden 1993 nur wenige Fundorte dokumentiert.

Über die Standortansprüche von *A. gramineum* ist wenig bekannt. Aufgrund ihres zerstreuten Vorkommens in Europa blieb sie in der Literatur wenig beachtet. Nach CASPER & KRAUSCH (1980) wächst sie bis 1m Wassertiefe und bevorzugt basen- und nährstoffreiche Gewässer. Sie wächst auf humosen, sandigen oder reinen Schlammböden vor allem in warmen Tieflagen. Am Bodensee tritt sie danach bevorzugt im *Potametum graminei* an nährstoffarmen Standorten im oberen Sublitoral bis zum unteren Eulitoral auf.

Verbreitung von *Alisma gramineum*



6.2.15 *Groenlandia densa*

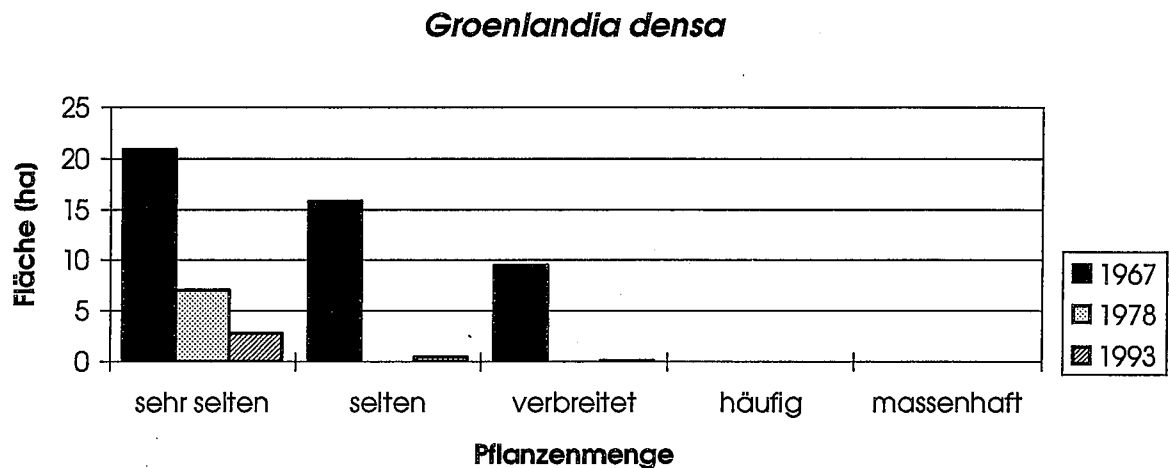
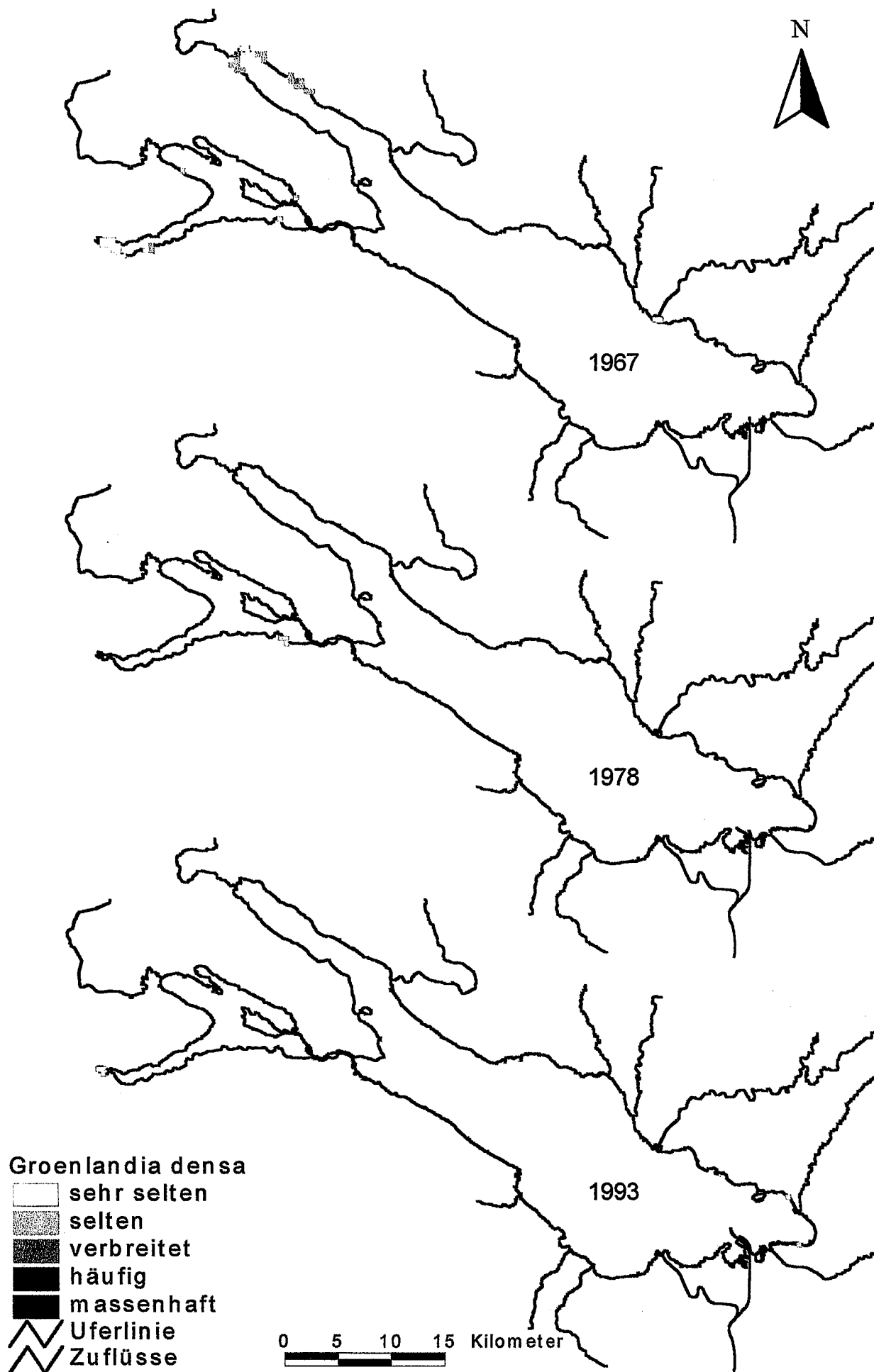


Abbildung 15: Flächenbilanz von *Groenlandia densa* in den einzelnen Kartierungsjahren

Die vorwiegend in Fließgewässern anzutreffende Art siedelte zu Beginn dieses Jahrhunderts am Untersee im Einflussbereich des Rheins sowie im Mündungsbereich kleiner Zuflüsse (BAUMANN 1911). LANG (1973) kann 1967 nur wenige Funde BAUMANNs bestätigen; bis 1978 ist ein weiterer Rückgang von *Groenlandia densa* am Untersee zu verzeichnen (LANG 1981). 1993 konnte der 1967 von Lang dokumentierte Fundort im Abfluss des Untersees bei Stein a. R. bestätigt werden. Am Obersee wurde *G. densa* vereinzelt angetroffen, die Art ist jedoch insgesamt sehr selten am Bodensee. Für Phosphat und Nitrat gibt PIETSCH (1982) weite Toleranzbereiche an, während die Ammoniumgehalte nach seinen Angaben eng begrenzt sind. So toleriert *G. densa* noch bis zu 330 µgP/l und bis zu 4,8 mgN/l. Für Ammonium gibt PIETSCH 400 µgN/l als obere Grenze an. KOHLER et al. (1973) finden für die oben genannten Faktoren *G. densa* verbreitet bis zu 30 µgP/l, selten aber noch bis zu 100 µgP/l. Hinsichtlich der Nitratkonzentrationen finden sie Werte bis zu 6,2 mgN/l; für Ammonium stellt nach ihren Angaben 80 µgN/l die obere Grenze dar, bis zu der *G. densa* noch verbreitet vorkommt, selten finden sie die Art auch noch bis zu 160 µg/l. Die im Untersee gemessenen Maxima liegen bis Mitte der 80er Jahre häufig über den von KOHLER et al. (1973) angegebenen oberen Grenzen. Der von PIETSCH (1982) angegebene obere Grenzwert wurde nur 1978 im Gnadensee überschritten. Einzelwerte oberhalb der von PIETSCH (1982) angegebenen Obergrenze wurden Anfang der 70er Jahre auch im Zellersee häufig gemessen. Das Verschwinden von *G. densa* kann danach ein primärer Effekt der hohen Ammonium-Konzentrationen sein, die an den bevorzugten Wuchsorten im Mündungsbereich von Zuflüssen noch höhere Werte annehmen können, als an den Probenahmestellen in der Seemitte. Eine Wiederbesiedlung dieser Bereiche hängt stark von den Belastungsverhältnissen der Zuflüsse ab.

Verbreitung von *Groenlandia densa*



6.2.16 *Najas intermedia*

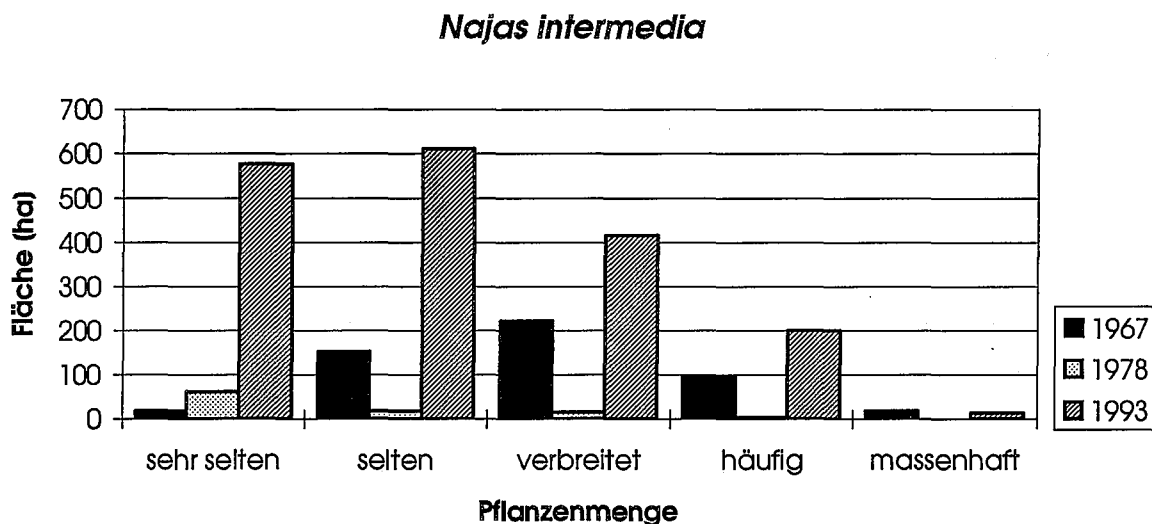


Abbildung 16: Flächenbilanz von *Najas intermedia* in den einzelnen Kartierungsjahren

Die für den Untersee schon zur Jahrhundertwende typische Art (BAUMANN 1911) war 1967 im gesamten Untersee noch stark verbreitet, ging aber in den darauffolgenden 10 Jahren drastisch zurück (LANG 1981). Grössere Bestände traten nur noch am Nordufer der Insel Reichenau auf. Die Verbreitungskarte von 1993 zeigt eine deutliche Erholung der Vorkommen im gesamten Untersee, wo das Verbreitungsbild sehr dem von 1967 gleicht. Aber auch Standorte im Obersee wurden 1993 dokumentiert. So fand sich die Art erstmals in der Fussacher Bucht und auch in einem ansehnlichen Bestand am Südufer des Obersees bei Münsterlingen. Der 1967 dokumentierte Fundort bei der Insel Mainau konnte bei der 1993 durchgeführten Kartierung nicht bestätigt werden, jedoch liegt eine neuere Fundmeldung (H. TREMP mündl.) von 1989 aus diesem Gebiet vor.

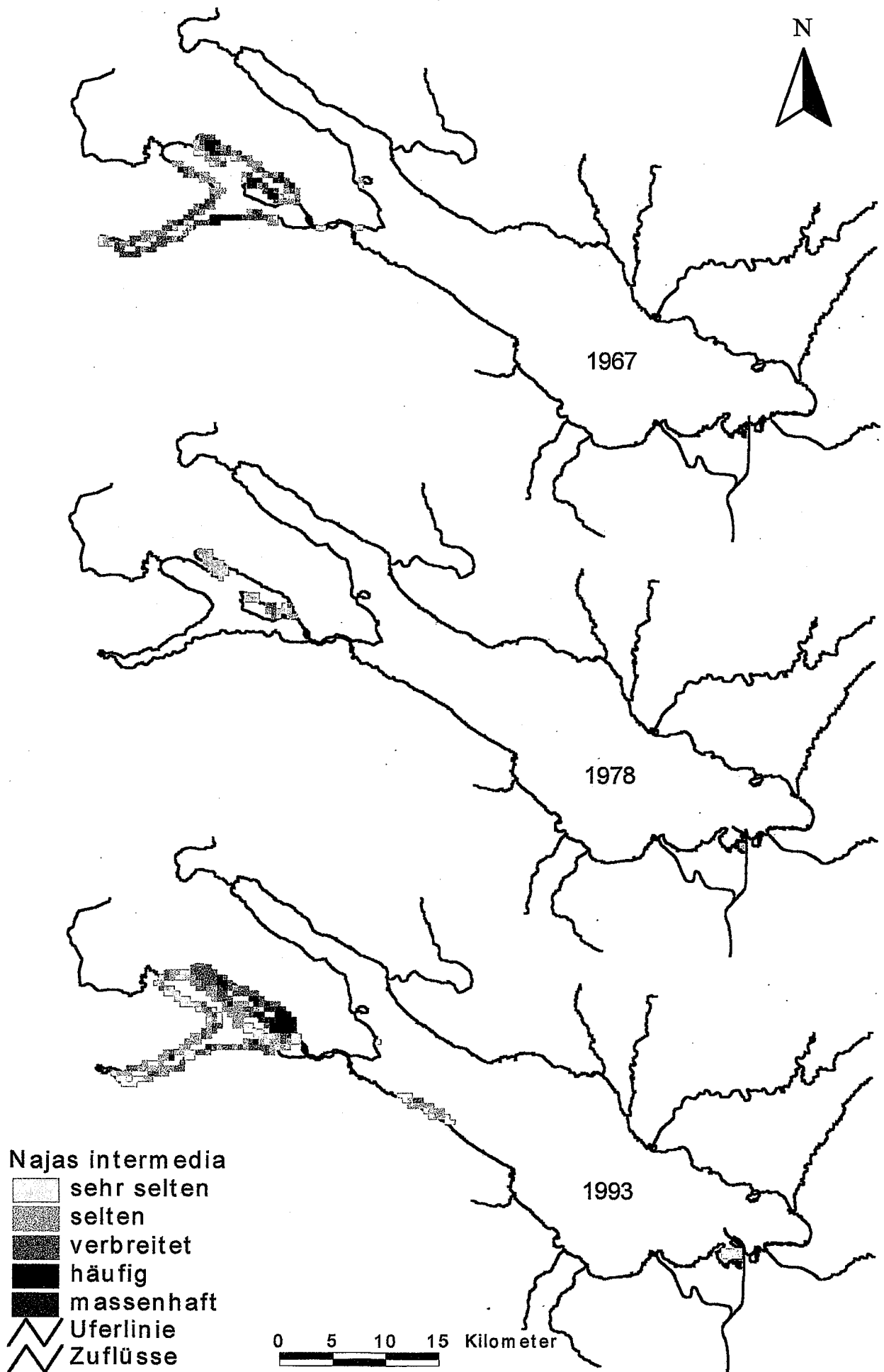
Die Bestandesentwicklung von *Najas intermedia* verläuft im erfassten Zeitraum der tropischen Entwicklung entgegengesetzt. PIETSCH (1981) setzt sich mit den Bioindikationseigenschaften von *Najas marina* auseinander und schliesst dabei auch die Subspezies *intermedia* mit ein. Hinsichtlich der Toleranzbereiche der von *Najas intermedia* bewohnten Gewässer gibt PIETSCH (1982) enge Toleranzbereiche für Phosphor, Nitrat und Ammonium an. So überschreiten die Phosphor-Konzentrationen 50 µgP/l nicht. Die maximal gemessenen Phosphor-Konzentrationen im Untersee überschreiten den von PIETSCH angegebenen Grenzwert in den 70er und auch in den 80er Jahren weit. Auch wenn nach den Erfahrungen am Bodensee der von PIETSCH angegebene obere Grenzwert korrigiert werden muss, so wird der starke Rückgang von *N. intermedia* im Untersee während der 70er Jahre hierdurch

erklärbar. Bereits 1986 hatten sich die Bestände im Gnadensee wieder stark erholt (SCHMIEDER 1991), aber Zellersee und Rheinsee waren damals noch nicht wieder besiedelt.

Die maximal gemessenen Ammonium-Konzentrationen in 0 - 10m Tiefe liegen im Gnadensee Ende der 70er und Anfang der 80er Jahre nahe der von PIETSCH (1982) angegebenen oberen Grenze. Auch im Zellersee traten in diesem Zeitraum in 0 - 10m Tiefe Konzentrationen nahe des bei PIETSCH angegebenen Maximalwertes auf. Die hohen Ammonium-Konzentrationen könnten also im Untersee ebenfalls am Rückgang von *Najas intermedia* beteiligt gewesen sein. Bezüglich der Nitrat-Konzentrationen gibt PIETSCH (1982) den engen Bereich zwischen 0,5 und 1,2 mgN/l an. Konzentrationen unterhalb des von PIETSCH (1982) angegebenen Bereichs werden nach KONOLD (1987) toleriert.

Die im Zellersee seit Mitte der 80er Jahre gemessenen Maximalwerte liegen deutlich über der von Pietsch angegebenen Grenze und auch im Rheinsee wurden vereinzelt höhere Werte gemessen, was die zögerliche Besiedlung dieser Seeteile durch *N. intermedia* erklären könnte. Der in den vergangenen Jahrzehnten kontinuierlich ansteigende Trend bei den Nitrat-Konzentrationen im Untersee könnte also den Bestand von *N. intermedia* vor allem im Zellersee erneut gefährden. Durch ihre engen Toleranzbereiche weist *N. intermedia* gute Indikatoreigenschaften hinsichtlich der diskutierten Nährstoffe auf. Auch andere Autoren (DOLL 1981, KONOLD 1987) schreiben der Art gute Indikatoreigenschaften bezüglich der chemischen Beschaffenheit ihrer Habitate zu.

Verbreitung von *Najas intermedia*



6.2.17 *Najas minor*

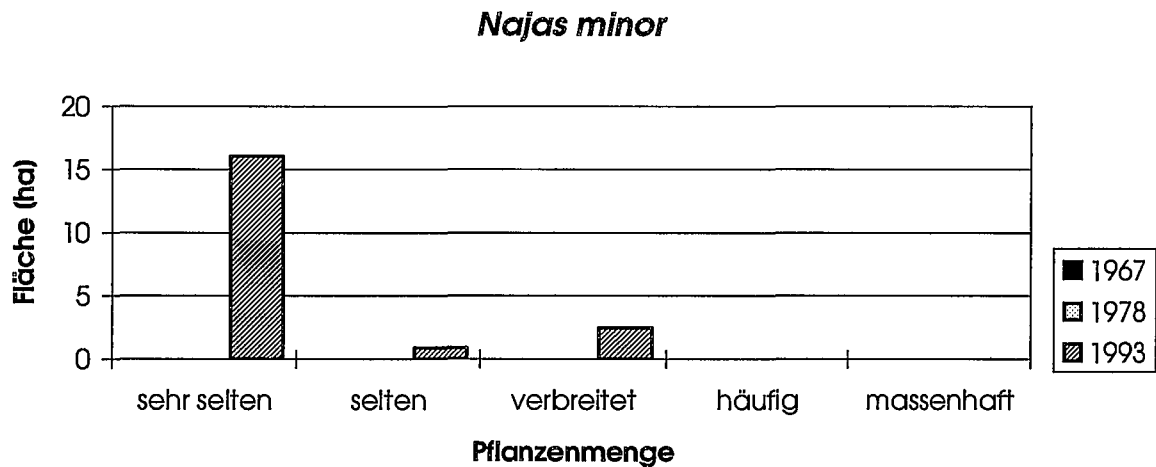
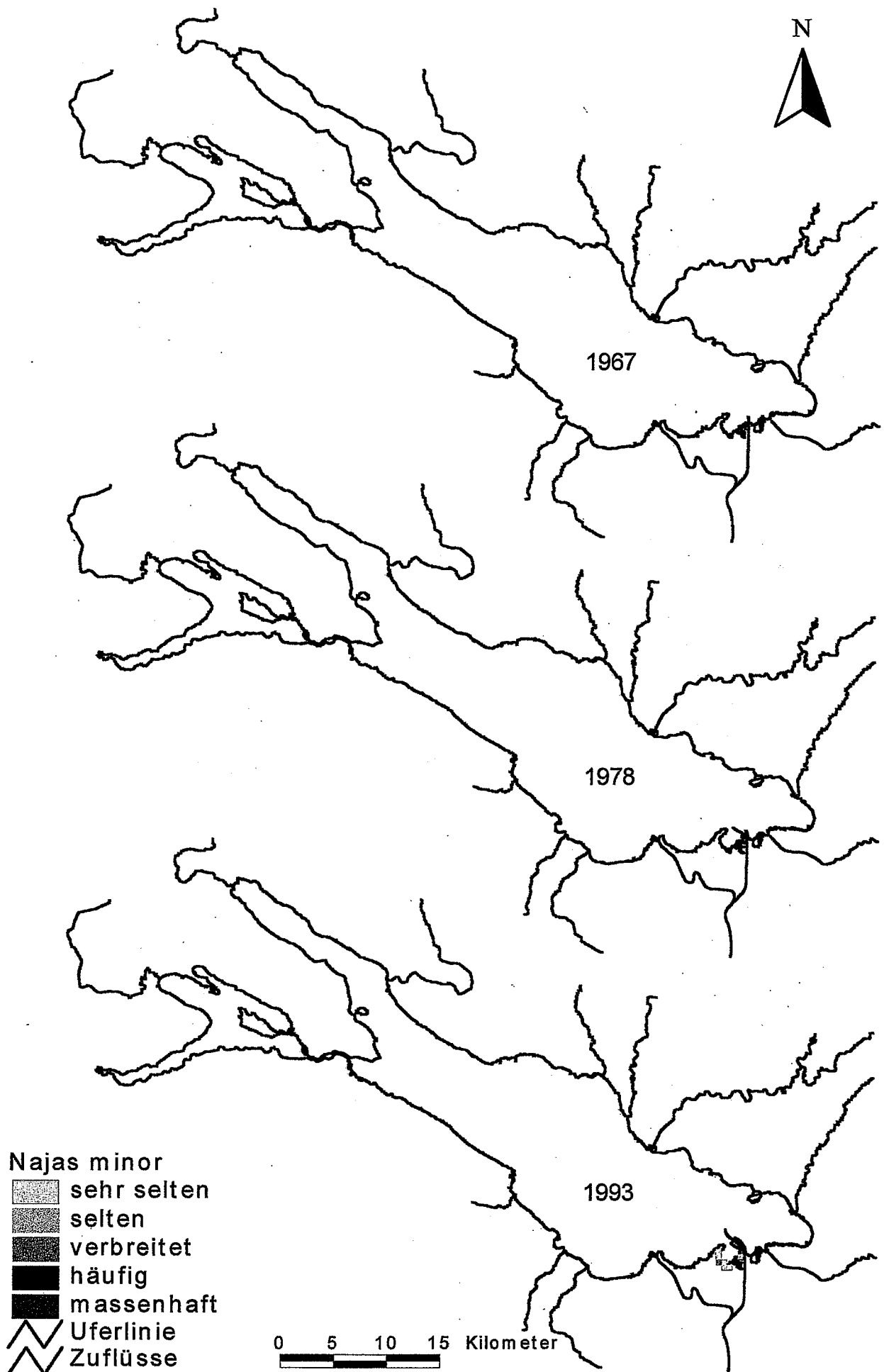


Abbildung 17: Flächenbilanz von *Najas minor* in den einzelnen Kartierungsjahren

Najas minor wurde seit 1933, als K. BERTSCH den von BAUMANN (1911) beschriebenen Fundort im Gehrenmoos bei Hegne noch bestätigte im Bodensee nicht mehr gefunden. Die seeumfassende Kartierung 1993 erbrachte einen Neufund in der Fussacher Bucht, wo *N. minor* in einem ansehnlichen Bestand am westlichen Ufer der Bucht wächst. Nach CASPER & KRAUSCH (1980) kommt *N. minor* in stehenden oder langsam fließenden, basenreichen, eutrophen (seltener auch in mesotrophen) Gewässern, in seichten, ruhigen, sommerlich sich stark erwärmenden Seebuchten vor. Sie steht auf mehr oder weniger humosem, oftmals sandigen oder auch tonigen Schlammböden bzw. schlammigen Sandböden in 0,3 - 2m Wassertiefe. Im Vergleich zu *Najas marina* ist sie sehr viel unbeständiger und wärmeliebender und entfaltet sich nur in warmen Sommern reich. PIETSCH (1982) gibt für *N. minor* bezüglich Phosphat und Nitrat die gleichen Grenzwerte wie für *N. intermedia* an, beschreibt jedoch eine höhere Empfindlichkeit gegenüber Ammonium.

Verbreitung von *Najas minor*



6.2.18 *Potamogeton crispus*

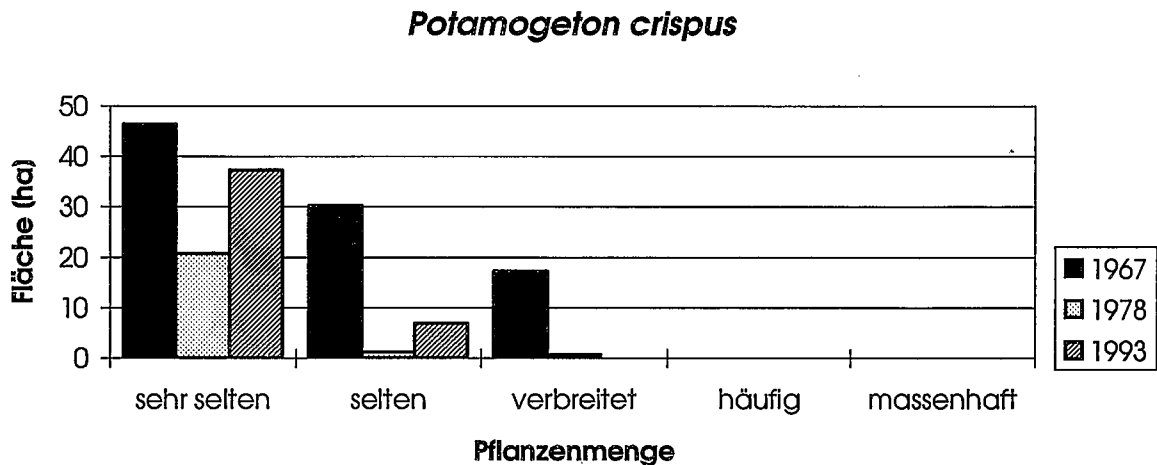
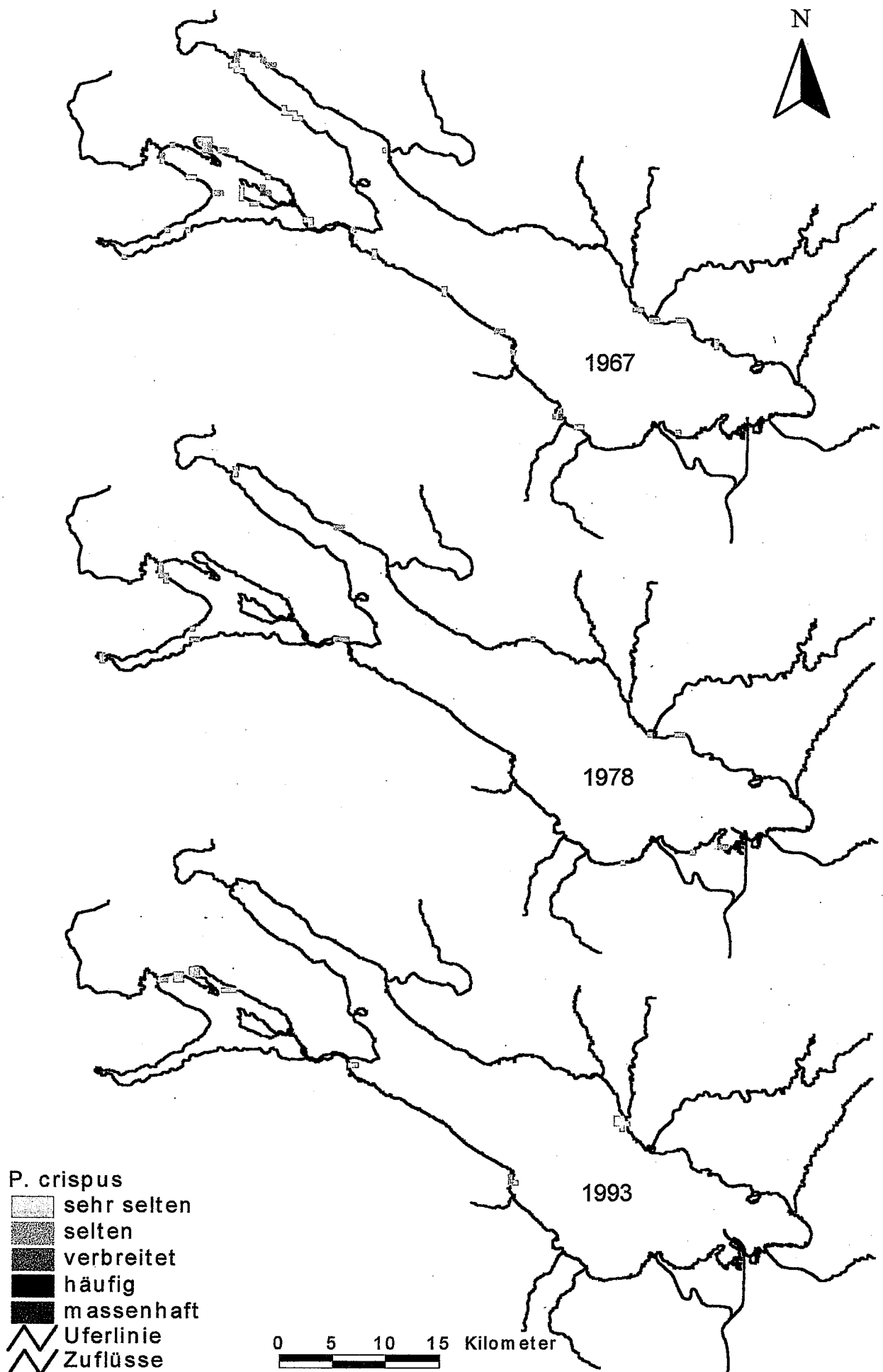


Abbildung 18: Flächenbilanz von *Potamogeton crispus* in den einzelnen Kartierungsjahren

Anfang dieses Jahrhunderts zählte *P. crispus* zu den verbreiteten Pflanzen des Untersees (BAUMANN 1911) und auch 1967 sind im Untersee einige Fundorte belegt (Lang 1973). Nach 1967 ist ein starker Rückgang festzustellen (LANG 1981), nur im Mündungsbereich der Radolfzeller Aach und im unteren Rheinsee konnte *P. crispus* noch gefunden werden. 1993 wurde das krause Laichkraut im Bodensee nur vereinzelt gefunden, wobei einige der Fundorte von 1978 bestätigt werden konnten. So wurde die Art im Mündungsbereich der Radolfzeller Aach und auch im Konstanzer Trichter notiert.

In der Literatur wird *P. crispus* als eutraphente Art angesehen. KOHLER et al. (1974) finden *P. crispus* vorwiegend in belasteten Abschnitten der von ihnen untersuchten Fließgewässer. WIEGLEB (1978) charakterisiert *P. crispus* als sehr anspruchsvoll hinsichtlich Nitrat und als P-tolerant. PIETSCH (1982) gibt ein weites Toleranzspektrum hinsichtlich Phosphat, Nitrat und Ammonium an, welches durch KONOLD (1987) bestätigt wird. MELZER (1988) stellt *P. crispus* in die Gruppe der eutraphenten Arten. Angesichts dieser Erfahrungen ist die Verbreitungsentwicklung von *P. crispus* in den 70er Jahren schwer zu interpretieren. Eine Vorliebe von *P. crispus* für den Mündungsbereich von Zuflüssen, wie sie von MELZER (1986) am Chiemsee beobachtet wurde, kann auch für den Bodensee 1993 bestätigt werden.

Verbreitung von *Potamogeton crispus*



6.2.19 *Potamogeton friesii*

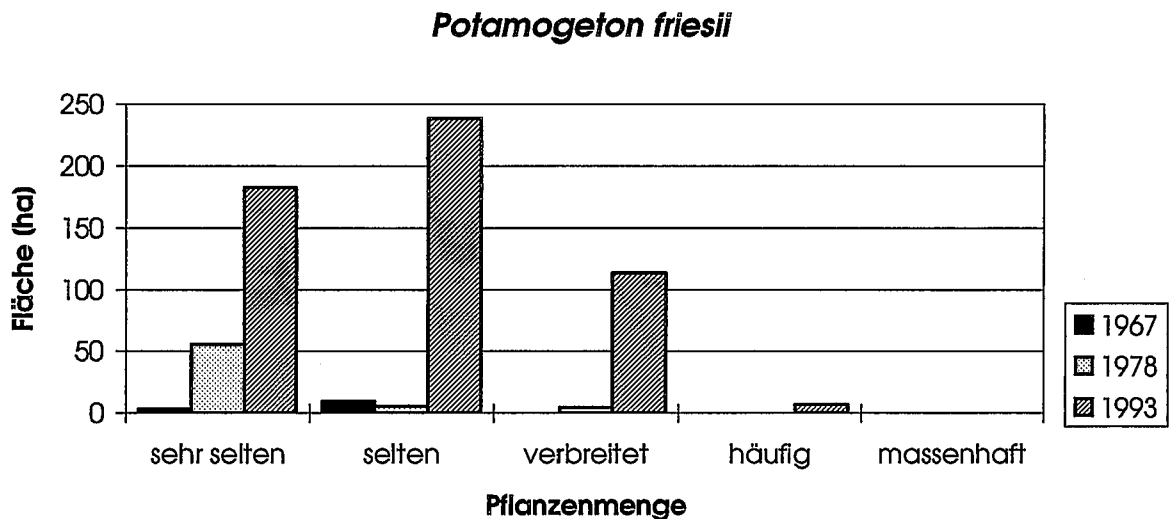
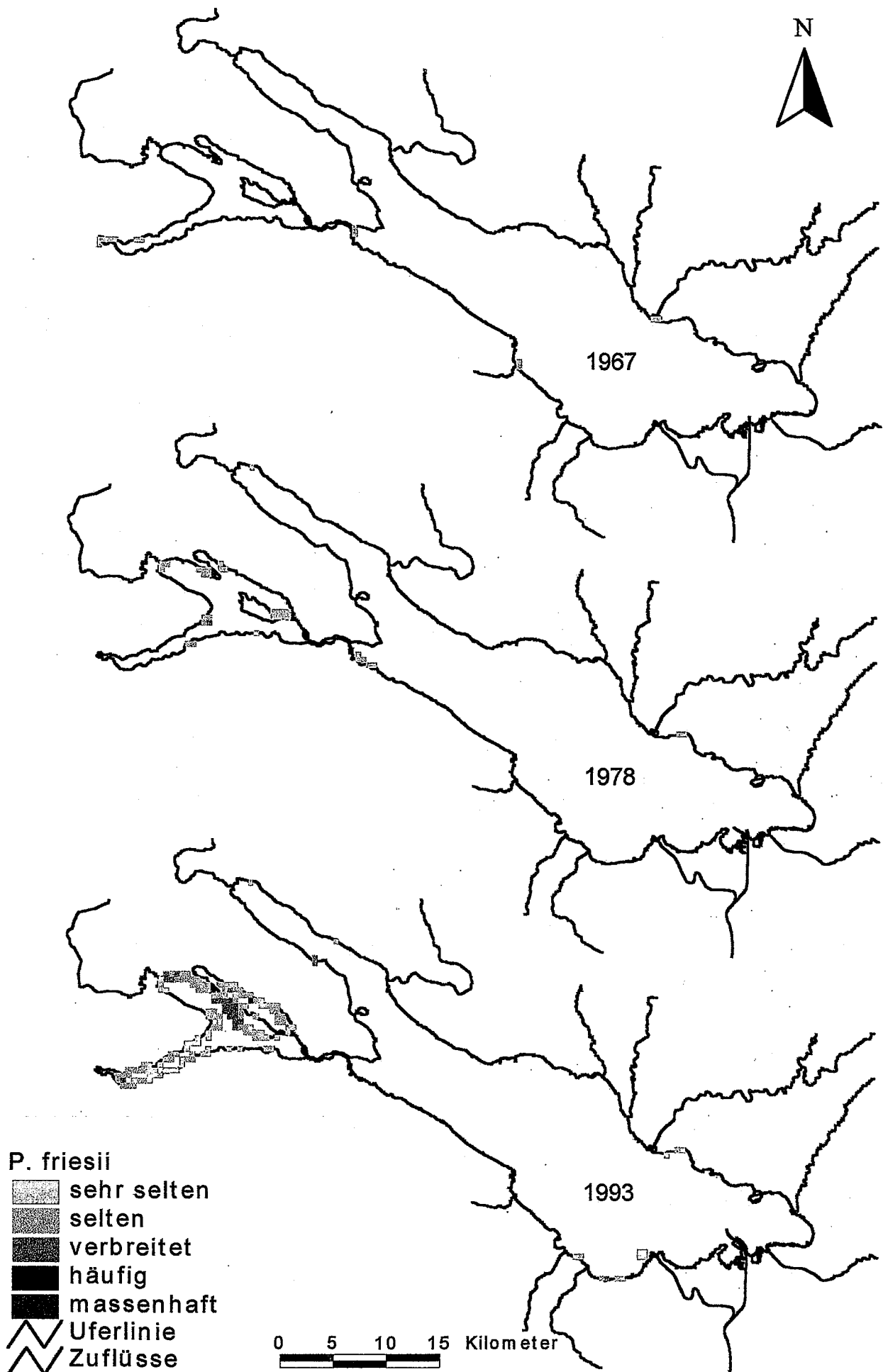


Abbildung 19: Flächenbilanz von *Potamogeton friesii* in den einzelnen Kartierungsjahren

BAUMANN (1911) gibt von *Potamogeton friesii* nur vier Fundstellen im Untersee an. Auch 1967 werden nur vier Fundstellen dokumentiert (LANG 1973), wobei aber im Zeitraum zwischen 1961 und 1966 mehr Fundorte belegt sind. In den Folgekartierungen 1978 und 1993 ist ein starker Ausbreitungstrend festzustellen. 1993 liegen die Verbreitungsschwerpunkte im Untersee im Bereich der unterseeischen Schwelle zwischen Reichenau und Mettnau sowie im Mündungsbereich der Radolfzeller Aach. Im Obersee tritt die Art selten auf, lediglich bei Wallhausen und Rorschach findet sich ein grösseres Vorkommen.

Die Standortansprüche von *P. friesii* charakterisiert WIEGLEB (1978) ähnlich denen von *P. crispus* und *Ceratophyllum demersum*, d.h. anspruchsvoll gegenüber Nitrat sowie tolerant gegenüber Phosphat. Anders als bei diesen Arten ist bei *P. friesii* am Untersee kein Rückgang zwischen 1967 und 1978 zu beobachten, sondern eine leichte Ausbreitung. *P. friesii* scheint also konkurrenzkräftiger bei starker Eutrophierung des Wohngewässers. PIETSCH (1982) bestätigt die Vorliebe der Art für hohe Nitratkonzentrationen und auch die grosse P-Toleranz. Nach seinen Angaben meidet *P. friesii* jedoch Gewässer mit höheren Ammonium-Konzentrationen als 400 µgN/l. Solche wurden in den 70er Jahren im Zellersee jedoch zeitweise auch in den oberen Wasserschichten (0 - 10m) gemessen. Trotzdem wurden 1978 einige grössere Vorkommen dieser Art im Zellersee angetroffen, was auf eine höhere Toleranzgrenze hindeutet, als von PIETSCH angegeben. Unter den Bedingungen sinkender Phosphat-Konzentrationen, aber steigender Nitrat-Konzentrationen zählt *P. friesii* mit *P. panormitanus* zu den Arten des Bodensees, die vom Verlauf der Nährstoffentwicklung in den letzten Jahren am meisten profitierten.

Verbreitung von *Potamogeton friesii*



6.2.20 *Potamogeton gramineus*

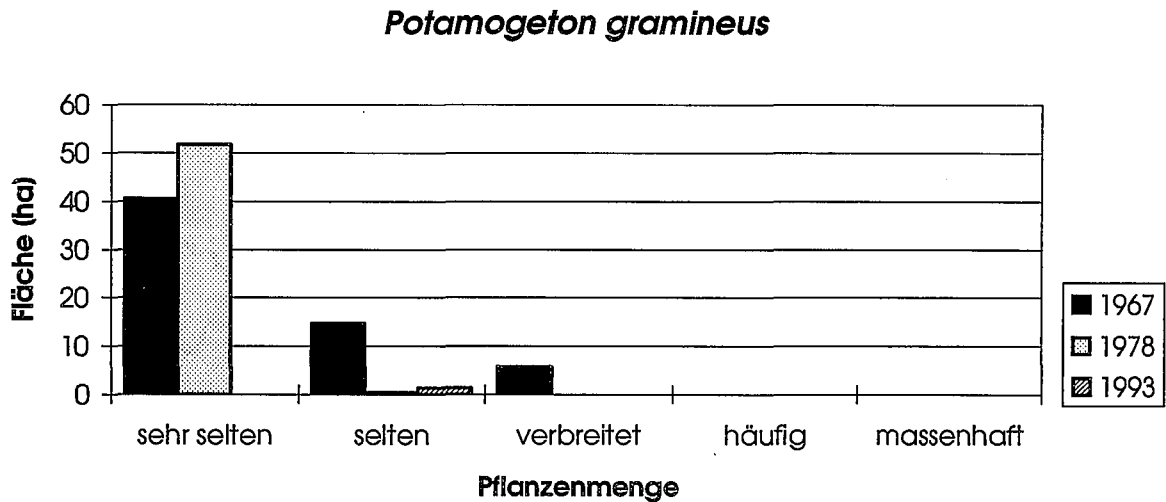
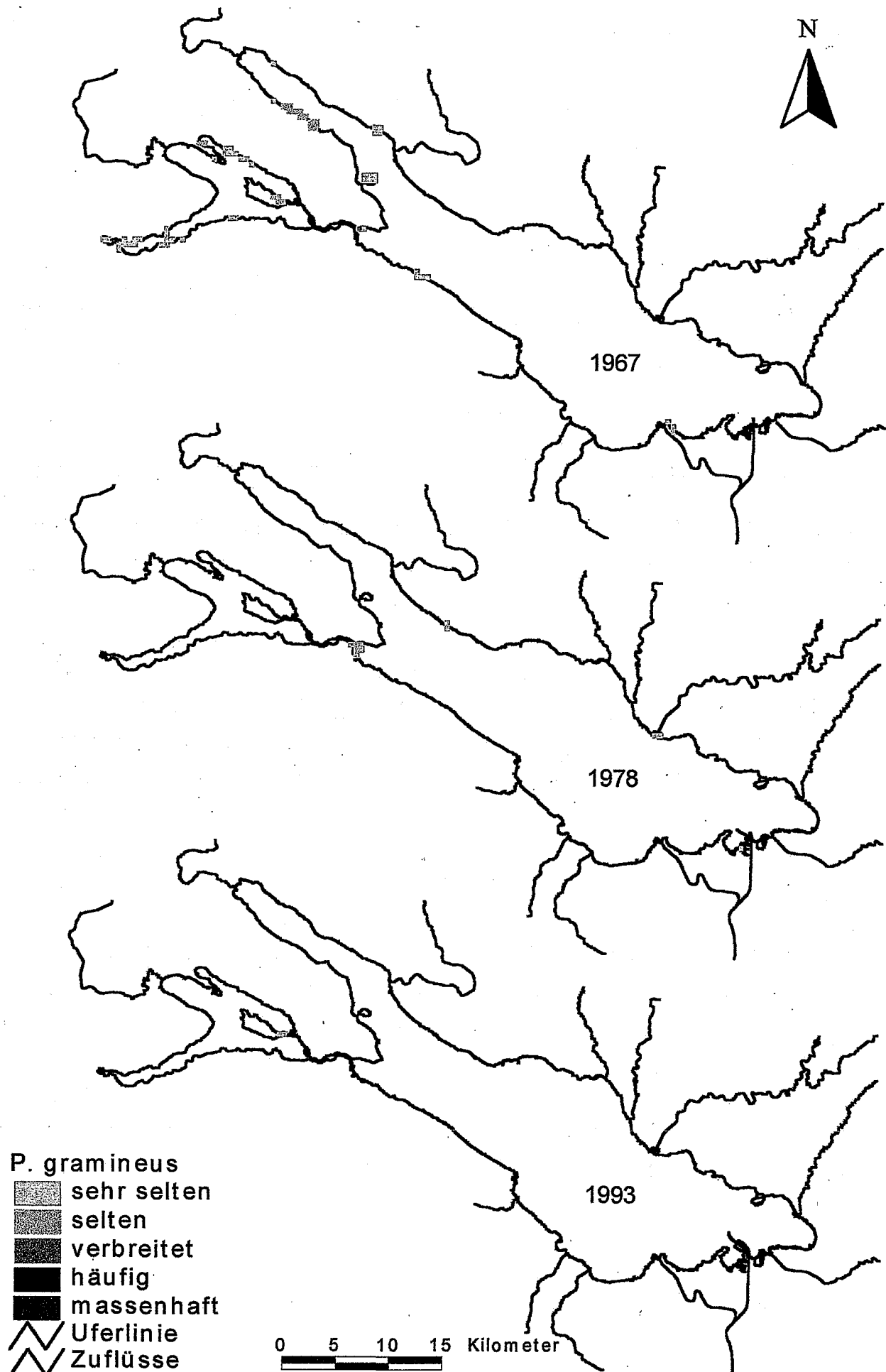


Abbildung 20: Flächenbilanz von *Potamogeton gramineus* in den einzelnen Kartierungsjahren

Nach BAUMANN (1911) war die Art im Untersee verbreitet und stellenweise häufig. Auch LANG (1973) konnte 1967 noch von einer grösseren Anzahl von Fundorten berichten. 1978 war *P. gramineus* im Untersee verschollen, im Obersee konnten sich noch kleine Restvorkommen halten. 1993 wurde die Art bis auf einen kleinen Bestand, welcher 1988 im Bereich Bibershof (Reichenau) wiederentdeckt wurde, im Bodensee nicht gefunden. Nach ROWECK & SCHÜTZ (1988) ist *P. gramineus* eine Art des seichten Wassers und bevorzugt Wassertiefen zwischen 0,3m und 0,9m. Im Spätsommer erscheinen regelmässig Landformen, welche sich länger als bei jeder anderen *Potamogeton*-Art halten. Auch scheint das grasblättrige Laichkraut mechanischen Belastungen (Wellenschlag, Strömung) besonders gut gewachsen zu sein.

Der Toleranzbereich der Nährstoffkonzentrationen ist nach PIETSCH (1982) sehr eng. Nur phosphat- (20-50 µgP/l), nitrat- (0,5-1,2 mgN/l) und ammoniumarme (70-400 µgN/l) Gewässer werden bewohnt. KONOLD (1987) erweitert die Toleranzbereiche für Nitrat und Ammonium nach unten, hinsichtlich dieser beiden Komponenten werden nach seinen Angaben auch sehr arme Verhältnisse toleriert. Der enge Toleranzbereich für Phosphat wird von ihm bestätigt. Hieraus folgt für *P. gramineus* eine hohe Empfindlichkeit gegenüber höheren Konzentrationen dieser Nährstoffkomponenten und ein guter Indikatorwert für die oben angegebenen Konzentrationsbereiche. Im Untersee wurde nach 1967 vor allem der Toleranzbereich für Phosphat weit überschritten, so dass das Verschwinden von *P. gramineus* im Untersee leicht nachvollziehbar ist. Der Wiederfund 1988 bestätigt die enge Bindung der Art an den oben angegebenen Toleranzbereich und weist auf eine langjährige Erhaltung der Keimfähigkeit der Samen hin.

Verbreitung von *Potamogeton gramineus*



6.2.21 *Potamogeton helveticus*

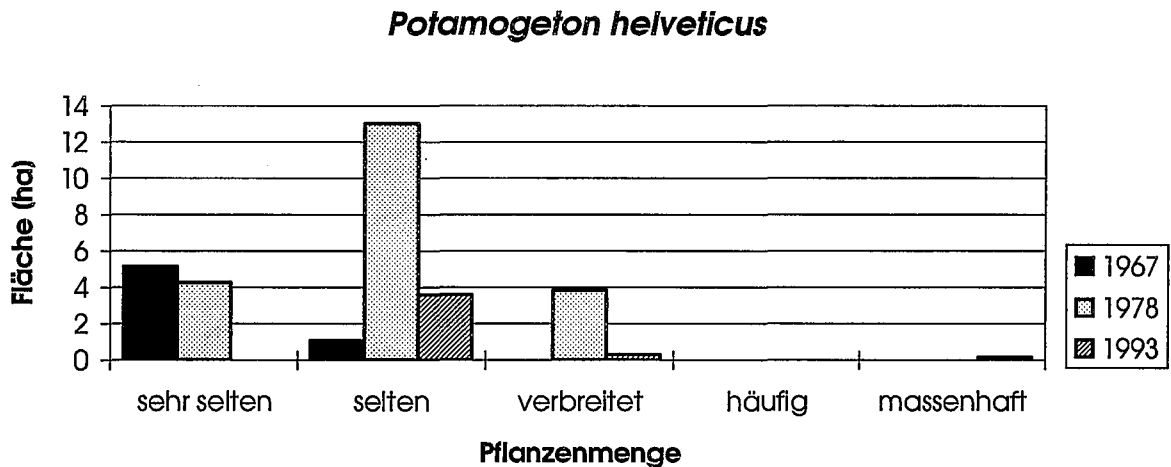


Abbildung 21: Flächenbilanz von *Potamogeton helveticus* in den einzelnen Kartierungsjahren

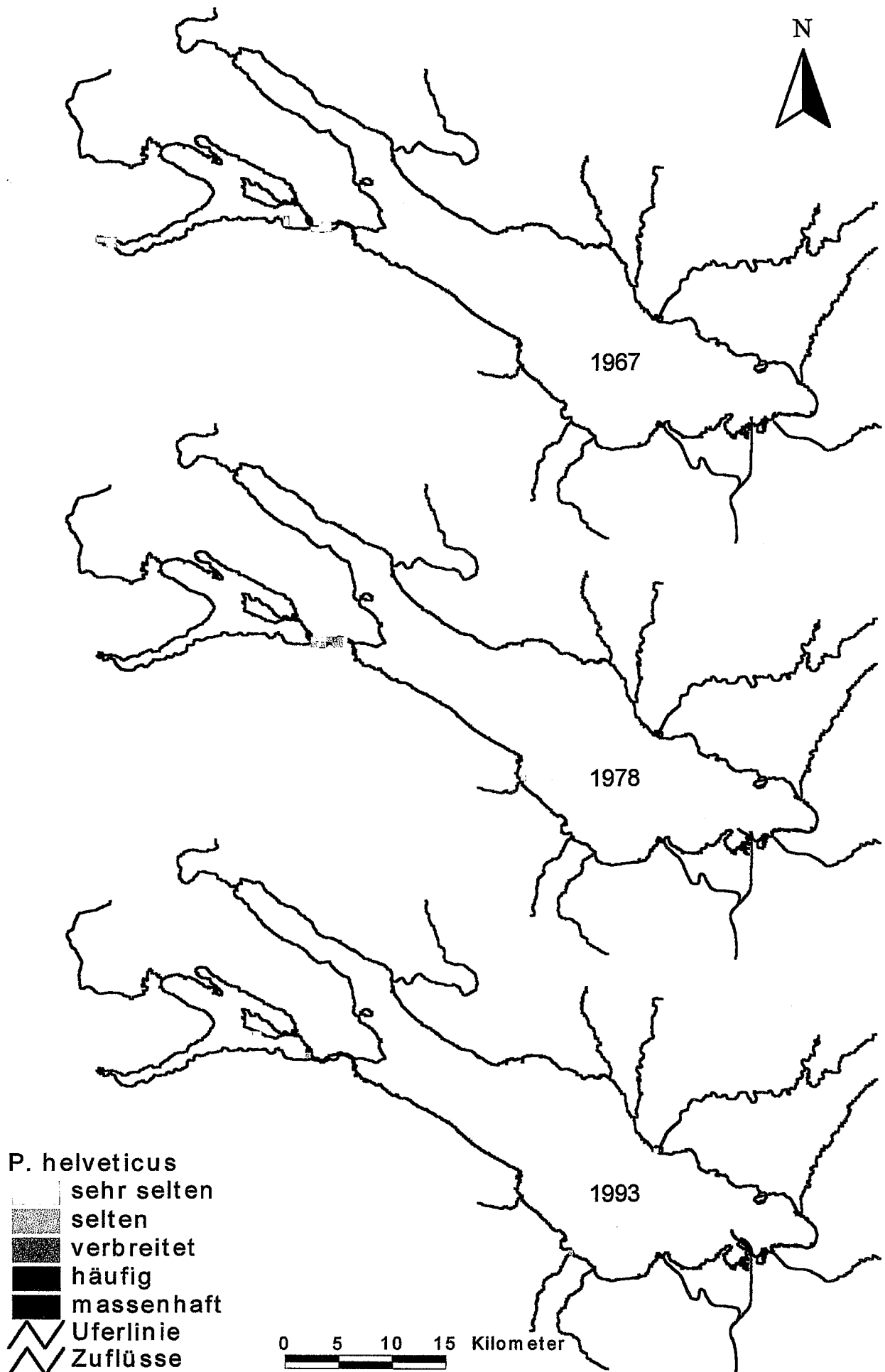
Die von BAUMANN (1911) noch als Variation bzw. Subspezies von *P. vaginatus* eingestufte Art kam nach seinen Angaben zu Anfang dieses Jahrhunderts hauptsächlich im Seerhein, der Verbindung zwischen Ober- und Untersee, sowie unterhalb Stein bis Schaffhausen im Rhein vor. 1967 konnte das Schweizer Laichkraut im Seerhein und der anschliessenden Rheinrinne nachgewiesen werden. Ebenso konnten die Vorkommen am Ausfluss des Untersees bei Stein am Rhein bestätigt werden, wogegen im Konstanzer Trichter das Schweizer Laichkraut nicht mehr angetroffen wurde. Auch 1978 konnten die Fundorte im Seerhein und der anschliessenden Rheinrinne bestätigt werden, während im Konstanzer Trichter und bei Stein am Rhein keine Bestände gefunden wurden.

Die bei einem winterlichen Tauchgang 1988/89 vom Autor beobachteten Vorkommen in der Rheinrinne des Ermatinger Beckens konnten auch 1993 wieder gefunden werden. Die Bestände enthielten mehrere morphologische Varietäten, welche zu den in der Bestimmungsliteratur beschriebenen Merkmalen z.T. deutliche Unterschiede aufwiesen. Auf einer Untiefe in der Rheinrinne im Konstanzer Trichter fand KRAMER 1994 (mündl.) wintergrüne Sprosse der Art, so dass auch hier der historische Fundort bestätigt werden konnte. Die Bestände des Schweizer Laichkrautes scheinen also beständiger, als LANG (1981) befürchtete. Die sehr formenreiche Art ist bei den seeumfassenden Kartierungen sicher mancherorts übersehen worden. Zur Ermittlung des genauen Verbreitungsgebietes wäre eine winterliche Tauchuntersuchung sehr wünschenswert.

Über die Beschaffenheit der Wohngewässer von *P. helveticus* ist sehr wenig bekannt, was aufgrund ihrer Seltenheit kaum verwundert. Eine Vorliebe für die relativ konstanten Tempera-

tur- und Nährstoffbedingungen der vom Seerhein beeinflussten Strömungsbereiche des Untersees, welche nach LANG (1967) die Grundlage für das grüne Überwintern der Art darstellt, scheint ausgeprägt. Er stellt eine Bindung der Art an fließendes Wasser fest, obwohl bei seinen Untersuchungen und bereits von BAUMANN (1911) auch Vorkommen ausserhalb der Strömung gefunden wurden. Zudem überwinterten von BAUMANN (1911) in Gefässe gebrachte Exemplare in grünem Zustand und trieben während des ganzen Winters über neue Blätter und sympodiale Jungtriebe, während ähnlich behandelte grüne und lebensfähige *P. pectinatus*-Pflanzen alsbald verrotteten. Der immergrüne Lebenszyklus von *P. helveticus* scheint also genetisch festgelegt. Die Vermehrung und Verbreitung erfolgt ausschliesslich vegetativ. Blühende Pflanzen wurden zwar häufig gefunden, eine Fruchtbildung wurde jedoch nie beobachtet. Eine Neubesiedlung erloschener Bestände kann also, wenn überhaupt nur sehr langsam erfolgen. Schon aus diesem Grunde erscheint es notwendig, die Verbreitungsentwicklung dieser floristischen Besonderheit des Bodensees intensiver zu beobachten.

Verbreitung von *Potamogeton helveticus*



6.2.22 *Potamogeton lucens*

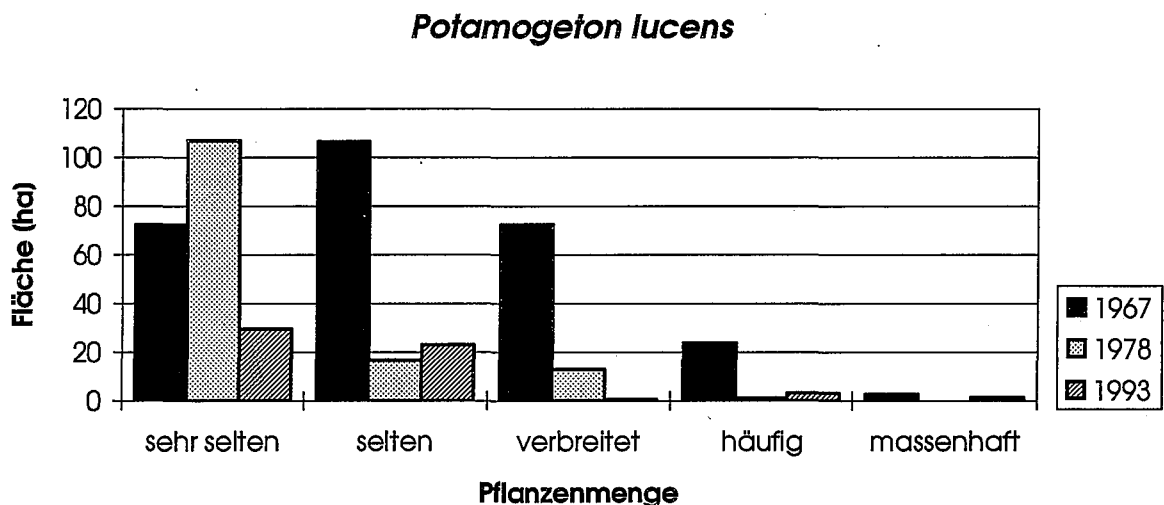


Abbildung 22: Flächenbilanz von *Potamogeton lucens* in den einzelnen Kartierungsjahren

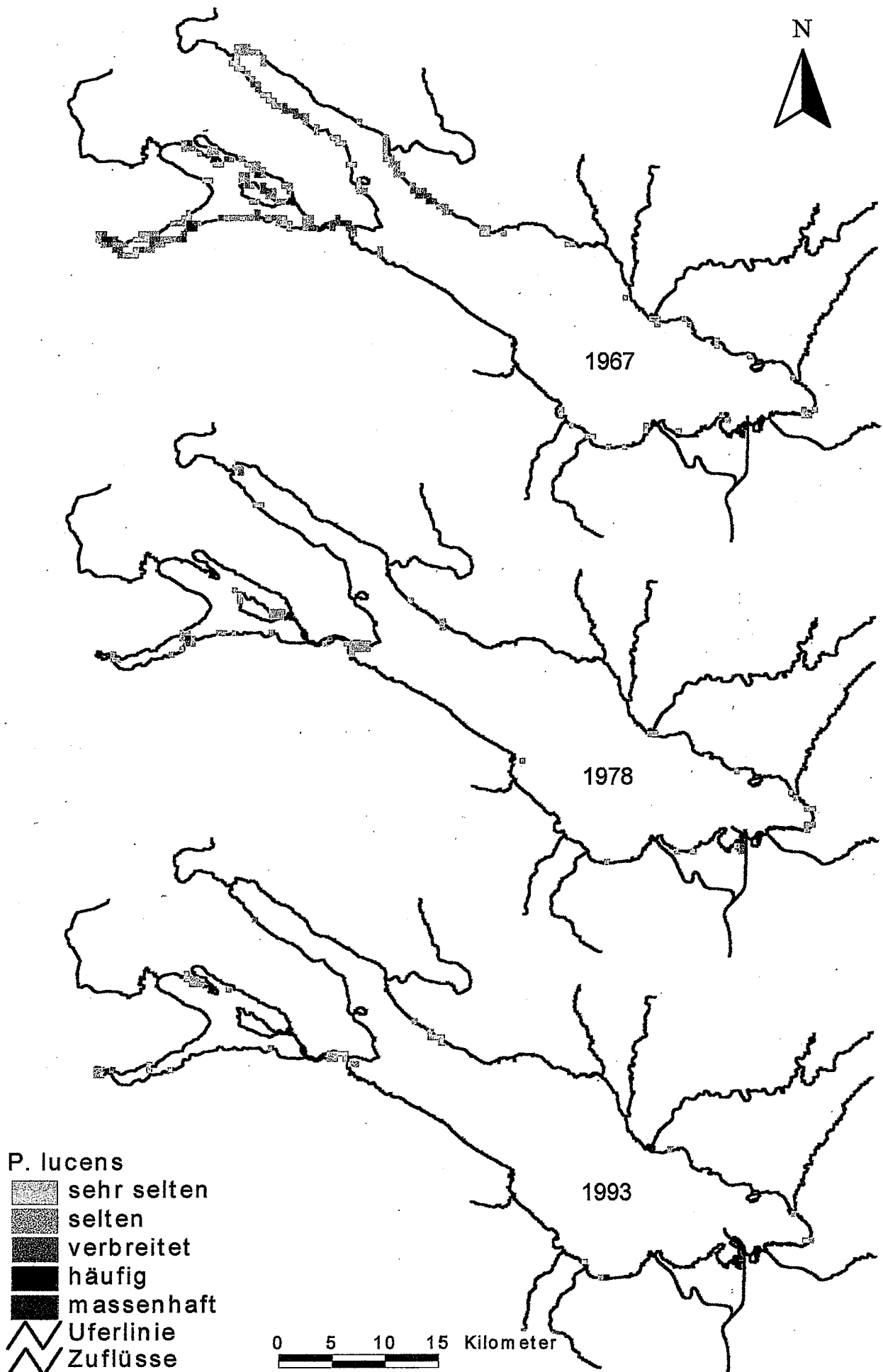
Bis 1967 war *P. lucens* noch sehr verbreitet vor allem im westlichen Bodensee (BAUMANN 1911, LANG 1973). BAUMANN beschreibt zum Teil ansehnliche Bestände vom "überschwemmten Hang" bis zur Halde in 5,5m Tiefe. LANG findet die Art 1967 im Untersee verbreitet, stellt jedoch anhand von Augenzeugenberichten seit den 30er Jahren einen Rückgang der Art zugunsten von *P. pectinatus* fest. Im Laufe der 70er Jahre erfolgte dann ein drastischer Rückgang vor allem im Untersee und Überlinger See bis auf wenige Fundstellen, und bis 1993 ist keine Erholung der Bestände sichtbar.

Bezüglich der Empfindlichkeit gegenüber Eutrophierung werden dem Glanz-Laichkraut ähnliche Eigenschaften zugeschrieben wie *P. perfoliatus* (WIEGLEB 1976). Jedoch findet MELZER (1986) die Art im Chiemsee ähnlich den Verhältnissen am Bodensee weit weniger verbreitet als *P. perfoliatus*. So kann nach 1978 bis 1993 am Untersee im Gegensatz zu *P. perfoliatus* bei *P. lucens* insgesamt keine Erholung der Bestände verzeichnet werden, ein deutlicher Hinweis für die höhere Empfindlichkeit. Zumindest scheinen im Vergleich zu *P. perfoliatus* die Vermehrungs- und Verbreitungsmechanismen von *P. lucens* weit weniger erfolgreich nach der Sanierung eines Gewässers. Nach PIETSCH (1982) deckt die Art ein weites Spektrum an Phosphat- und Nitratgehalten ihrer Wohngewässer ab, ist jedoch sehr empfindlich gegenüber höheren Ammonium-Konzentrationen. Werte über 70 µgN/l werden nicht toleriert. Auch JORGA & WEISE (1979) sowie KONOLD (1987) bestätigen eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Ammonium. Sie ist bei *P. perfoliatus* nicht in diesem Masse ausgeprägt, was die geringere Empfindlichkeit dieser Art gegenüber Eutrophierung ihres Wohngewässers plausibel macht. Trotzdem kommt sie in z.T. eutrophen, fischereilich intensiv genutzten Weihern vor (KONOLD

1987). Deren regelmässige „Winterung“ bzw. „Sömmerung“ (Ablassen des Wassers während des Winters bzw. Sommers) ermöglicht eine aerobe Mineralisierung der im Sediment abgelagerten organischen Substanz, so dass reduzierter Stickstoff in Form von Ammonium nach dem Einstau der Weiher kaum vorkommt.

Die im Untersee in 0 - 10m Tiefe gemessenen maximalen Ammonium-Konzentrationen liegen z.T. noch bis Anfang der 90er Jahre über dem von PIETSCH (1982) angegebenen Grenzwert für Ammonium. Auch im Obersee wurde die angegebene Toleranzgrenze Ende der 80er Jahre noch zeitweise überschritten. Die hohe Empfindlichkeit gegenüber Ammonium kann also als Ursache des Rückgangs in den 70er Jahren und auch als Hindernis für eine Erholung der Bestände angesehen werden. Bei weiter sinkenden Ammoniumwerten erscheint aber eine Erholung der Bestände in Zukunft möglich.

Verbreitung von *Potamogeton lucens*



6.2.23 *Potamogeton panormitanus*

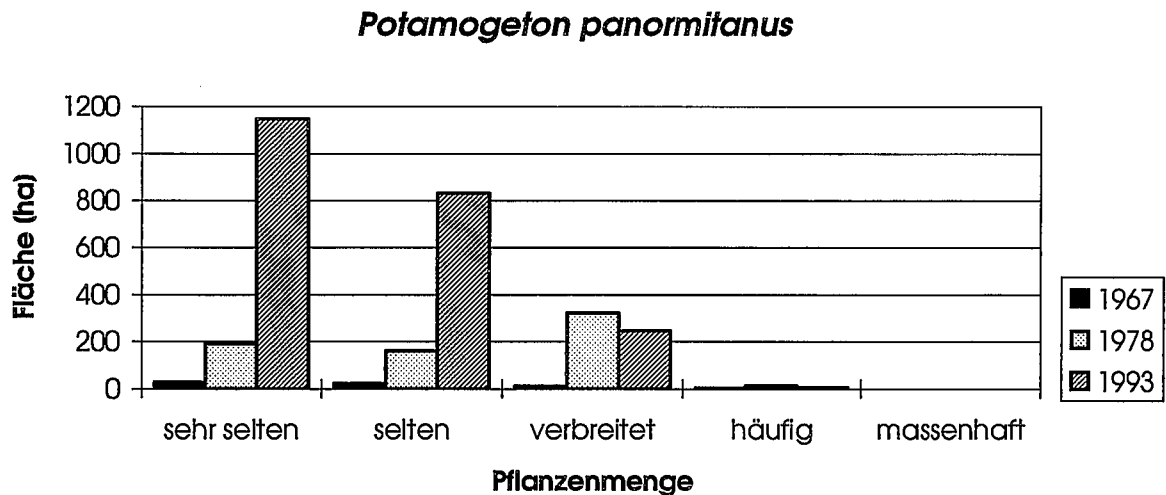


Abbildung 23: Flächenbilanz von *P. panormitanus* in den einzelnen Kartierungsjahren

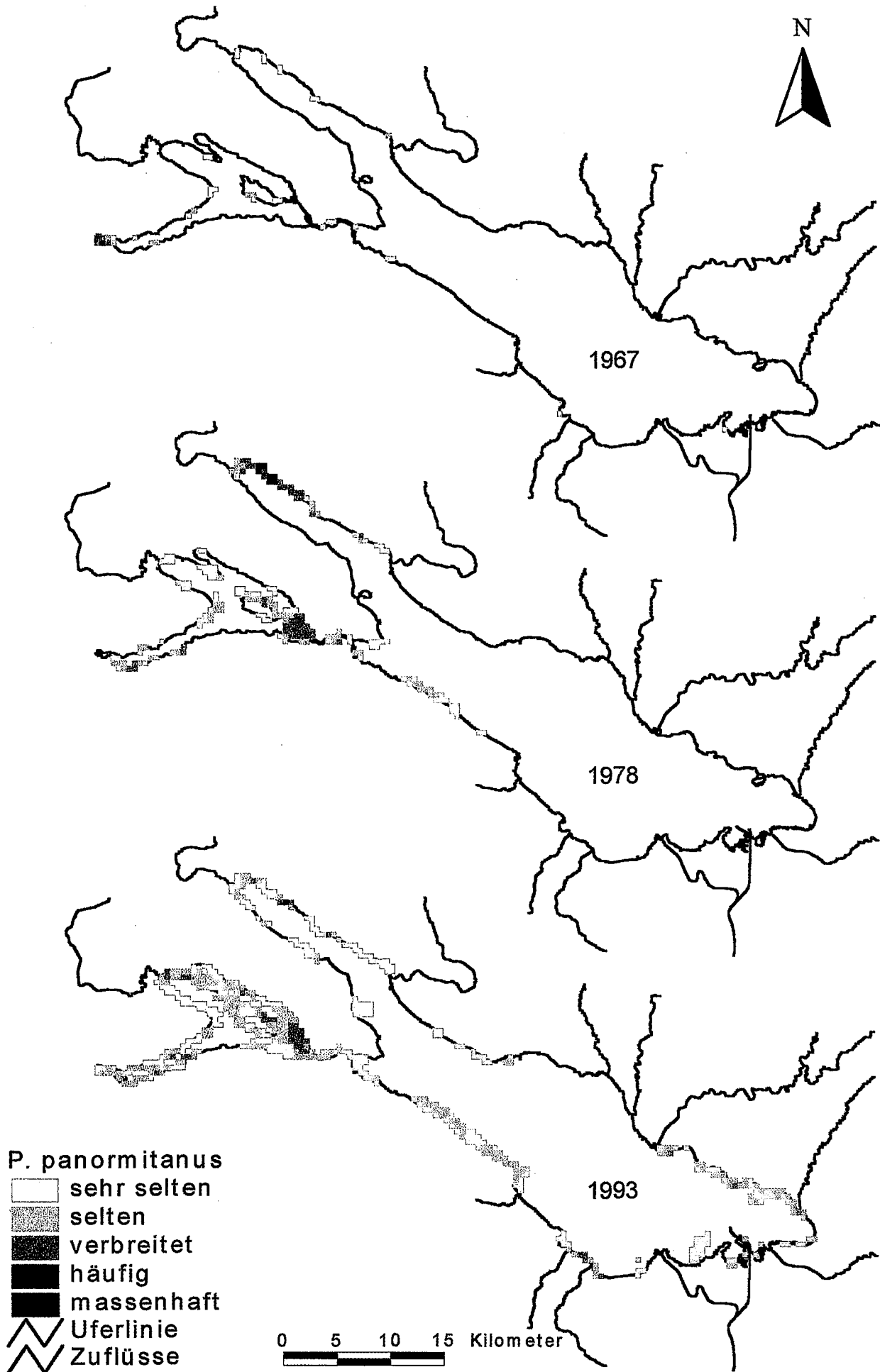
BAUMANN (1911) gibt für den Untersee einige Fundorte an. 1967 wurden von LANG (1973) nur an wenigen Stellen im Untersee Bestände von *P. panormitanus* gefunden, lediglich im unteren Seerhein wurde die Art regelmässig angetroffen. Die Untersuchungen von LANG 1961-1967 belegen einen Rückgang von *P. panormitanus* in diesem Zeitraum, während in der darauffolgenden Periode verstärkter Eutrophierung des Untersees eine Ausbreitung der Art festgestellt wurde (LANG 1981, SCHRÖDER 1981). Auch eine verstärkte Ausbreitung vor allem am Nordwestufer des Überlinger Sees ist in diesem Zeitraum zu beobachten. Diese Ausbreitungstendenz hielt bis 1993 trotz drastisch sinkender Phosphor-Konzentrationen unvermindert an, so dass *P. panormitanus* vor allem im Untersee heute zu den am meisten verbreiteten Arten zählt und auch im Ostteil des Obersees, wo sie 1978 nicht gefunden wurde, stetig anzutreffen ist. Lediglich das massenhafte Vorkommen im westlichen Überlinger See ist im Zeitraum zwischen 1978 und 1993 wieder zurückgegangen, wogegen das Südufer in diesem Zeitraum besiedelt wurde.

Der kontinuierlichen Ausbreitungsperiode von 1967 bis 1993 stehen in diesem Zeitraum stark schwankende Phosphat-Konzentrationen gegenüber. Die Entwicklung bis 1978 liesse auf eine Förderung der Art durch die steigenden Phosphor-Konzentrationen schliessen, während sich die Entwicklung im Zeitraum danach nicht in dieses Schema einordnen lässt. Die auch heute noch umstrittene systematische Gliederung des Aggregates *P. pusillus* veranlasste KONOLD (1987), die Standortangaben von PIETSCH (1982) für *P. panormitanus* und *P. berchtoldii* zusammenzufassen. Daraus ergibt sich ein weites Spektrum für die einzelnen Standortfaktoren,

insbesondere für Phosphat und Nitrat, wobei die Obergrenzen der Konzentrationsbereiche, bei denen *P. panormitanus* gefunden wird, nicht diejenigen von *P. pectinatus* erreichen.

Nach der Verbreitungsentwicklung scheinen die Wuchsbedingungen aber erst nach 1978 optimal für *P. panormitanus* geworden zu sein, so dass ein Zusammenhang der Verbreitungsentwicklung mit den verminderten Ammonium-Konzentrationen möglich wäre. Möglicherweise profitiert *P. panormitanus* wie *P. friesii* aber in diesem Zeitraum von der Konstellation gleichbleibend hoher Nitrat-Konzentrationen und gleichzeitig abnehmender Phosphat- und Ammonium-Gehalte. Nach KONOLD (1987) besitzt *P. pusillus* keinen Zeigerwert für die chemische Wasserbeschaffenheit seiner Wohngewässer. Durch seine weiten Toleranzbereiche kann es jedoch auch noch Gewässer mit hohem Trophiegrad besiedeln, in denen durch Ausfall anderer Arten Freiräume entstehen. MELZER (1988) stellt sowohl *P. panormitanus* als auch *P. berchtoldii* zu den mässig eutraphenten Arten.

Verbreitung von *Potamogeton panormitanus*



6.2.24 *Potamogeton pectinatus*

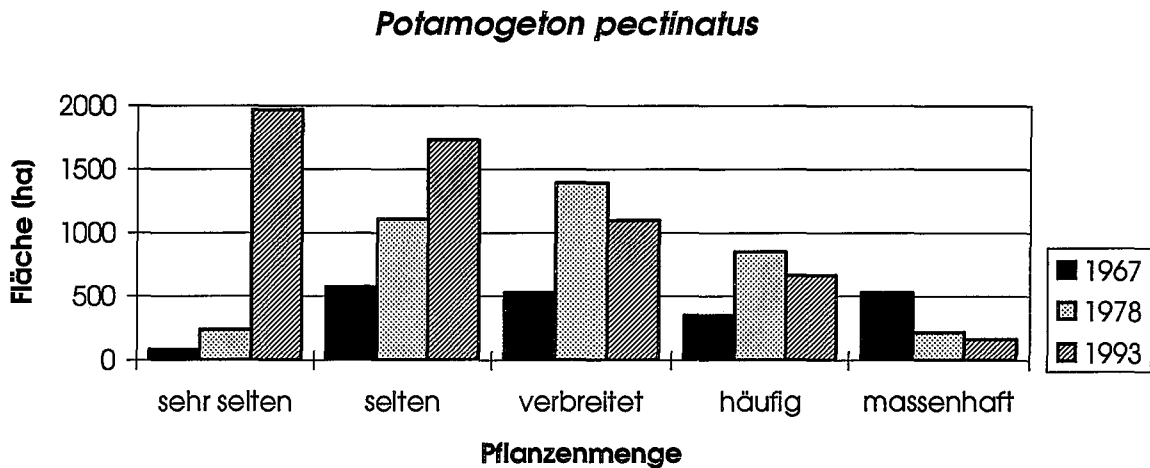


Abbildung 24: Flächenbilanz von *P. pectinatus* in den einzelnen Kartierungsjahren

Das Kamm-Laichkraut hatte im Bodensee zu Zeiten höchster Trophie ihre grösste Verbreitung. So ist von 1967 bis 1978 eine deutliche Zunahme vor allem im Gnadensee, Rheinsee, Überlinger See und am Südufer des Obersees zu erkennen. Lediglich bei den Beständen der Kategorie „massenhaft“ zeigt die Flächenbilanz einen Rückgang. Das 1993 gewonnene Verbreitungsbild zeigt grosse Ähnlichkeit mit dem von 1978. Ein Rückgang der *P. pectinatus*-Bestände als Reaktion auf verminderte Trophie ist vor allem im westlichen Überlinger See, am Südufer des Obersees zwischen Landschlacht und Romanshorn sowie im Rheinsee und im Ermatinger Becken zu erkennen. Dagegen ist im westlichen Gnadensee und Zellersee, in der Flachwasserzone des Eriskircher Riedes und um Lindau herum eine Zunahme der Bestände festzustellen. Möglicherweise war in diesen Bereichen die Standortbedingungen Ende der 70er Jahre aber ausserhalb der von *P. pectinatus* tolerierten Grenzen, so dass eine stärkere Besiedlung dieser Flächen ebenfalls als positive Reaktion auf die Sanierungsmassnahmen gewertet werden kann. Ein Rückgang ist 1993 im Vergleich zu 1978 vor allem in der Bestandsdichte festzustellen. So verzeichnen die Kategorien „sehr selten“ und „selten“ in der Flächenbilanz eine deutliche Zunahme, während die Kategorien „verbreitet“ bis massenhaft zurückgehen.

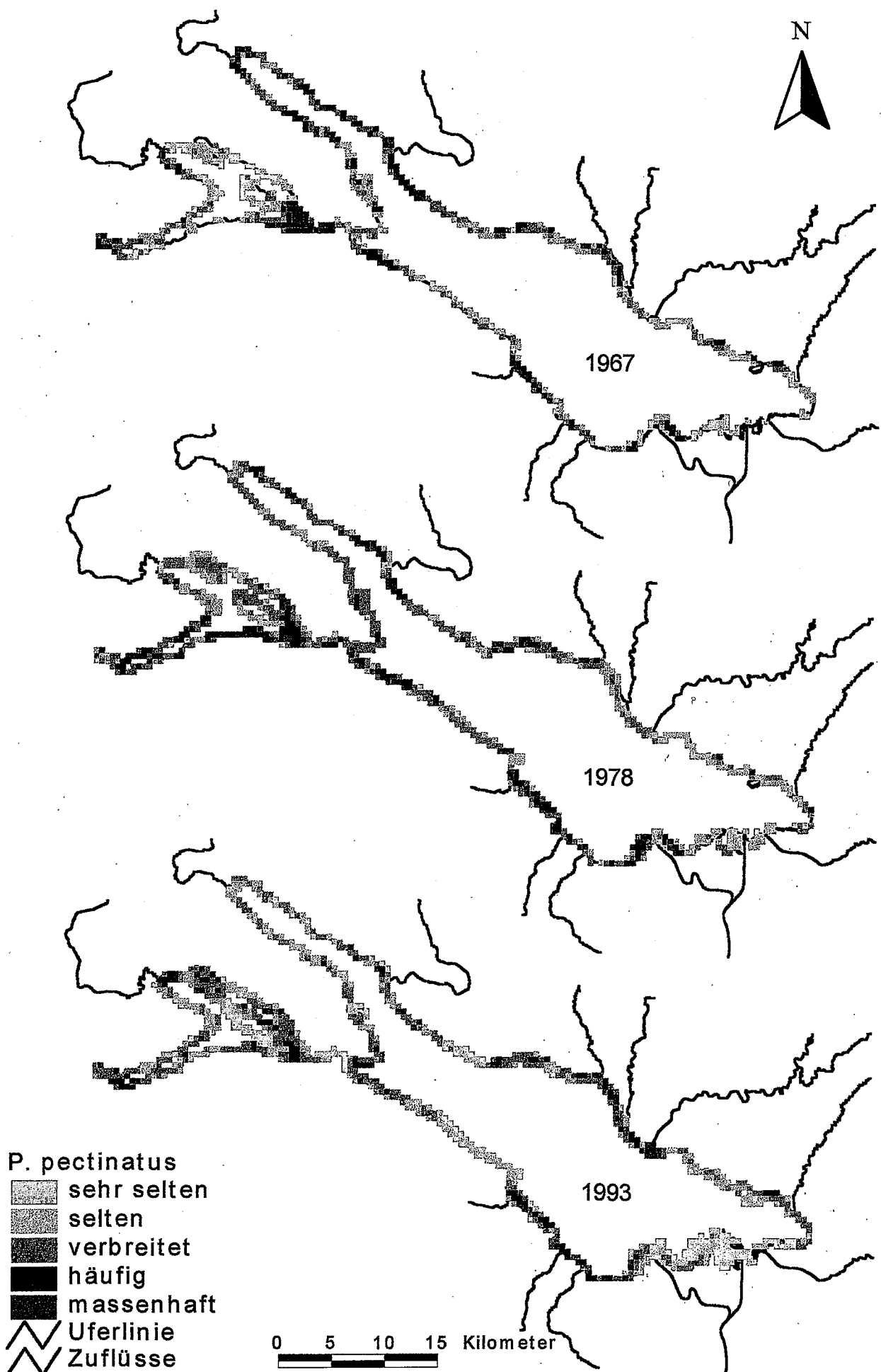
Nach BAUMANN (1911) war die Art zwar schon um die Jahrhundertwende am Untersee sehr verbreitet, die Massenentwicklung erfolgte jedoch erst in den letzten Jahrzehnten. So beschreibt LANG (1967) eindrucksvoll den grundlegenden Wandel der Vegetationszusammensetzung des Ermatinger Beckens in den Jahren 1962 und 1963 von einem nahezu 1km² grossen reinen Characeenrasen mit vorherrschender *Chara contraria* zu einer von *Zannichellia palustris*, *P. panormitanus* und *P. pectinatus* bestimmten Vegetation. Diese Vegetation war bis

1986 praktisch unverändert im Ermatinger Becken vorzufinden (SCHMIEDER 1991). Im Jahre 1989 konnte jedoch ebenso eindrucksvoll wie 1962/63 die schlagartige Umwandlung der Vegetation zugunsten eines flächendeckenden *Chara contraria*-Rasens beobachtet werden (SCHMIEDER, 1989b). Auch hier scheinen die Vegetationsverhältnisse, die Anfang der 60er Jahre herrschten, wieder hergestellt.

Was die Eigenschaften der Wohngewässer von *P. pectinatus* betrifft, so gibt PIETSCH (1982) sehr weite Toleranzbereiche vor allem für die Nährstoffe Phosphat und Nitrat an, praktisch alle Konzentrationsbereiche werden abgedeckt. Dagegen scheinen ammoniumreiche Gewässer von der Art gemieden zu werden, eine Beobachtung, die auch KONOLD (1987) bestätigt. Vor allem im Einflussbereich von Zuflüssen könnten hohe Ammonium-Konzentrationen für eine Beeinträchtigung von *P. pectinatus* Ende der 70er Jahre verantwortlich gewesen sein, was die 1993 festgestellt Zunahme der Bestände in diesen Bereichen erklären würde. Verschiedene Autoren finden eine eutrophierungsbedingte Wachstumsförderung der Art (KÖHLER et al. 1974, KRAUSE A. 1972, KRAUSE W. 1971, LANG 1967, 1973, 1981, LACHAVANNE & WATTENHOFER 1975, MELZER 1986). Die Verbreitungsentwicklung am Bodensee lässt darauf schließen, dass der Ubiquist *P. pectinatus* keine aggressive Verdrängung anderer Arten betreibt, sondern lediglich von der Verschlechterung der Lebensbedingungen für andere Arten profitiert und die freiwerdenden Lebensräume einnimmt. Bei Wiederherstellung besserer Lebensbedingungen für andere Arten wie z.B. *Chara contraria* und *P. perfoliatus* scheinen diese konkurrenzkräftiger.

Während der Kartierarbeiten 1986 (SCHMIEDER 1991) und 1993 wurde beobachtet, dass *P. pectinatus* in verschiedenen Seeteilen des Untersees sehr unterschiedliche Lebenszyklen besitzt. So wurde an den von *Chara contraria* dominierten Standorten im Gnadensee bereits Ende Juli das Verrotten von *P. pectinatus* festgestellt, während im Ermatinger Becken noch Mitte September gut entwickelte Bestände beobachtet wurden. Die Existenz verschiedener Lebenszyklen von *P. pectinatus*, sowohl genetisch als auch Habitat-bedingt, beschreibt VAN WIJK (1988).

Verbreitung von *Potamogeton pectinatus*



6.2.25 *Potamogeton perfoliatus*

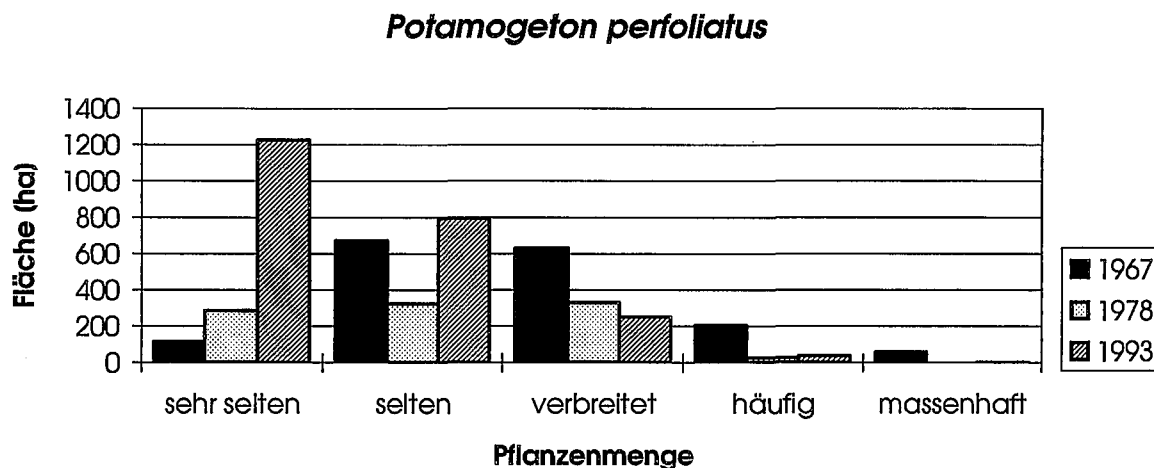


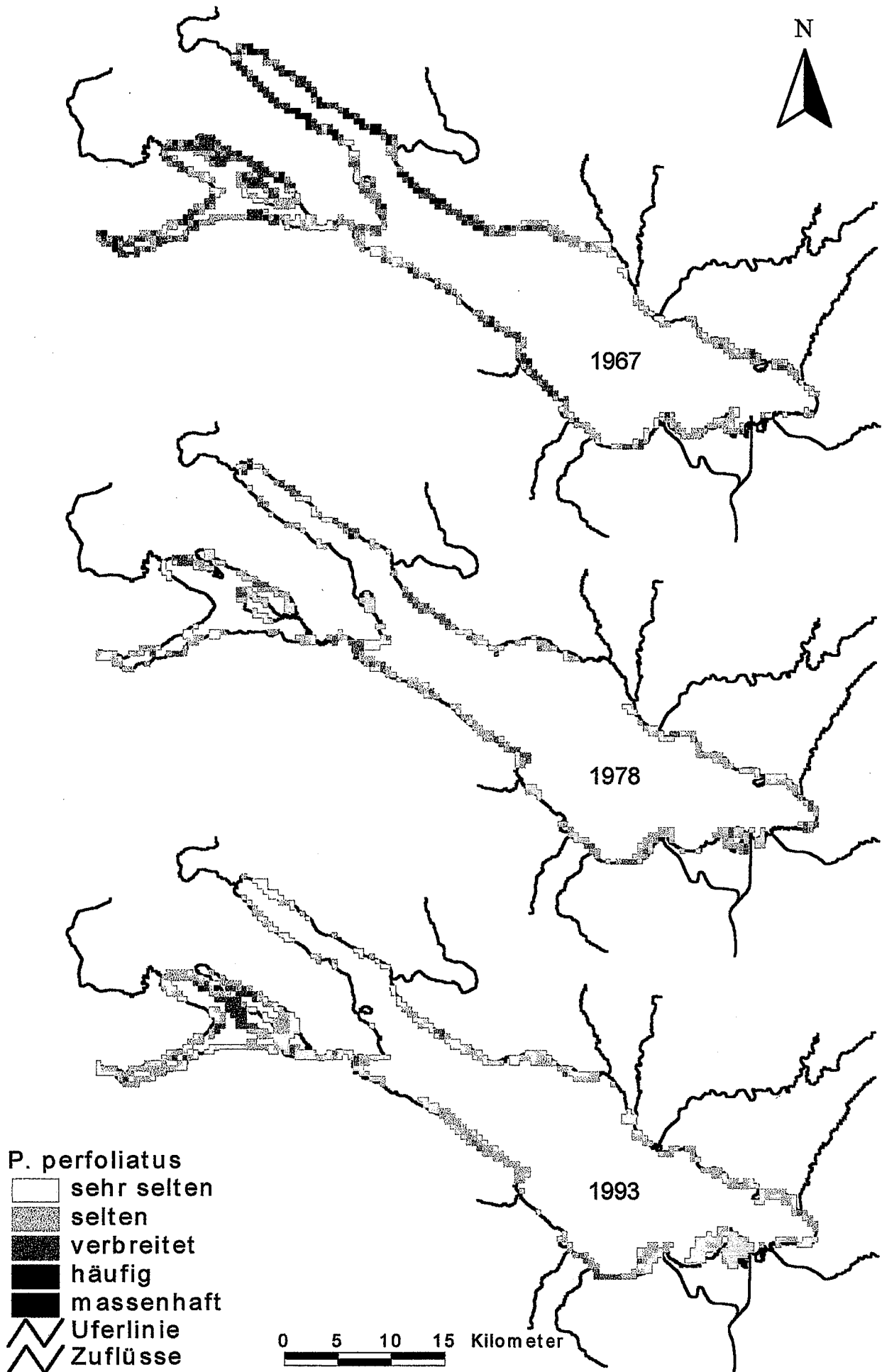
Abbildung 25: Flächenbilanz von *P. perfoliatus* in den einzelnen Kartierungsjahren

Bereits um die Jahrhundertwende zählte *P. perfoliatus* zum typischen Vegetationsbild des Untersees (BAUMANN 1911). Nach der Oberamtsbeschreibung von Tettnang (MEMMINGER 1838) gedeiht sie als einzige Pflanze im Bodensee und führt daher ausschliesslich den Namen „Seekraut“. „Die anderen Wasserpflanzen vermögen nicht den heftigen Wellenschlag seiner offenen Halden zu ertragen und haben sich hinter den dichten Kranz von Schilf, *Arundo Phragmites*, zurückgezogen, welcher mit dicht verschlungenen Wurzeln der kräftigste Beschützer und Erhalter des Seeufers ist“. LANG (1973) findet 1967 *P. perfoliatus* als häufigstes Laichkraut im Untersee nach *P. pectinatus*. Bei der Folgekartierung im Jahre 1978 wurde vor allem im Untersee ein starker Rückgang dieser Art zugunsten von *P. pectinatus* festgestellt. 1993 ist hauptsächlich im Untersee wieder eine starke Ausbreitung festzustellen, die auch von ansässigen Fischern bestätigt wird. Im Obersee sind dagegen im Vergleich zu 1978 kaum Veränderungen festzustellen. Bestimmte Litoralabschnitte, wie zwischen Romanshorn und Arbon, die Mündungsbereiche von Schussen und Seefelder Aach sowie das Gebiet um die Insel Mainau werden nach wie vor gemieden. Die Flächenbilanz zeigt vor allem eine Zunahme der Kategorien „sehr selten“ und „selten“. Die Erholungsphase scheint sich also erst im Anfangsstadium zu befinden.

Für die Eigenschaften der Wohngewässer von *P. perfoliatus* gibt PIETSCH (1982) hinsichtlich der Phosphat- und Nitrat-Konzentrationen weite Toleranzbereiche an. Lediglich gegenüber Ammonium scheint eine gewisse Empfindlichkeit zu bestehen. So werden nach PIETSCH (1982) Konzentrationen über 400 µgN/l nicht toleriert. Hohe Ammonium-Konzentrationen könnten demnach im Untersee die Ursache für den starken Rückgang von *P. perfoliatus* im Laufe der 70er Jahre gewesen sein. Nach MELZER (1988) ist *P. perfoliatus* empfindlicher ge-

genüber Eutrophierung als *P. lucens*, was nach den vorliegenden Erfahrungen am Bodensee nicht bestätigt werden kann. Vor allem gegenüber Ammonium scheint eine höhere Toleranz bei *P. perfoliatus* vorzuliegen (vgl. auch PIETSCH 1982). Die Entwicklung der Nährstoff-Konzentrationen im Bodensee lässt in den nächsten Jahren eine weitere Ausbreitung von *P. perfoliatus* erwarten.

Verbreitung von *Potamogeton perfoliatus*



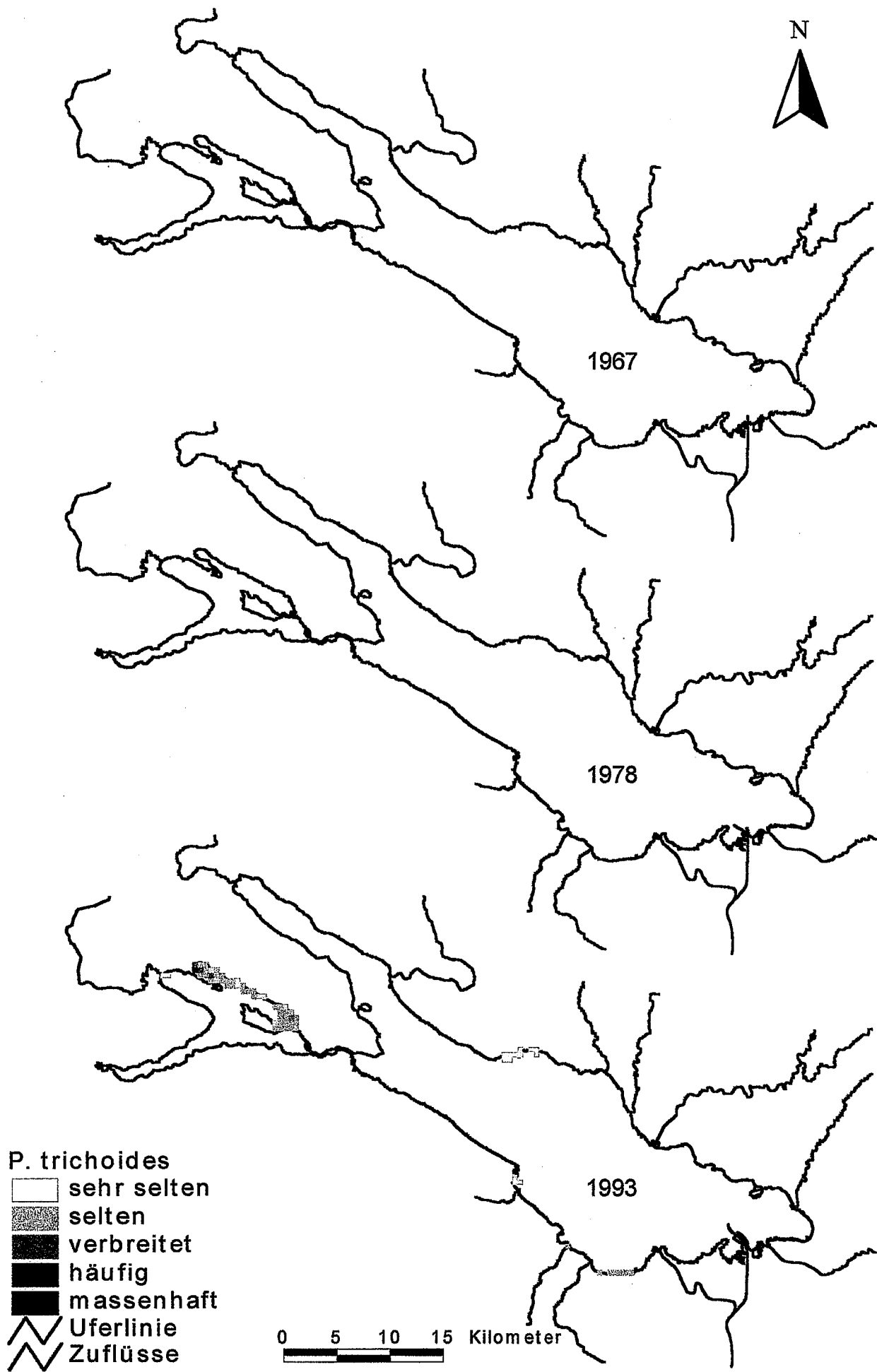
6.2.26 *Potamogeton trichoides*

Nach SCHRÖTER & KIRCHNER (zitiert in LANG 1973) aufgrund eines alten Herbarbeleges ohne nähere Fundortsangabe vom Bodensee aufgeführt. LANG (1973) bezweifelt den Nachweis, Fundnachweise bis 1967 fehlen. Nach der Verbreitungskarte von 1993 ist die Art vor allem im Gnadensee häufig, tritt aber auch im Obersee im Bereich der Litoralzone grösserer Städte auf. Von *P. panormitanus* ist die Art im Gelände vor allem an den schmaleren einnervig erscheinenden Blättern sowie der reichen Verzweigung des Sprosses von Grund an zu unterscheiden.

Nach MARKGRAF (1981) kommt *P. trichoides* in flachen, mesotrophen, klaren stehenden Gewässern auf sandig-torfigem Boden vor. ROWECK & SCHÜTZ (1988) geben ähnliche ökologische Ansprüche, wie für *P. acutifolius* an. Nach WIEGLEB (1976) werden Ammonium- und Phosphat-beeinflusste Gewässer ganz gemieden. Eine Häufung der Vorkommen findet er in elektrolytarmen Gewässern mit brauner Wasserfarbe, hier bildet *P. trichoides* dichte Bestände aus. Ausserhalb dieser Gewässer ist die Art nach WIEGLEB nicht sehr konkurrenzstark und wird im Flachwasserbereich insbesondere von *Elodea*-Arten verdrängt. Nach KONOLD (1987) besitzt *P. trichoides* einen recht engen Toleranzbereich. Es besiedelt wechselalkalische und alkalische, mittelharte, mittelmässig bis gut gepufferte, gering bis mässig organotrophe, ammonium-, nitrat- und phosphatarne, mässig calciumreiche bis calciumreiche Gewässer.

Die Angaben der Autoren unterscheiden sich deutlich, so dass möglicherweise von verschiedenen regionalen Varietäten der Art mit unterschiedlichen Standortansprüchen ausgegangen werden muss. Nach ROWECK & SCHÜTZ (1988) tritt *P. trichoides* sehr oft nur vorübergehend auf. Entsprechend überwiegen Neufunde. Vorkommen, die sich längere Zeit halten, sind kaum bekannt.

Verbreitung von *Potamogeton trichoides*



6.2.27 *Potamogeton x zizii*

Wie die beiden Stammformen *P. lucens* und *P. gramineus* war auch *P. x zizii* zu Beginn dieses Jahrhunderts im Untersee verbreitet (BAUMANN, 1911). Anfang der 60er Jahre fand LANG (1973) noch ein Vorkommen am Nordufer der Insel Reichenau, das 1967 aber nicht mehr bestätigt werden konnte. 1978 konnte die Art in diesem Bereich wieder kartiert werden, obwohl die Stammformen bereits vollständig bzw. weitgehend verschwunden waren. 1993 wurden wieder mehrere Fundorte im Bodensee dokumentiert, wobei die Fundorte des Bastardes *P. x decipiens* (*P. perfoliatus* x *P. lucens*) bei Güttingen im Obersee in der Verbreitungskarte ebenfalls unter *P. x zizii* zusammengefasst wurden. Die Indikatoreigenschaften von *P. x zizii* sind denen von *P. gramineus* ähnlich (KONOLD 1987, MELZER 1988). Die Standortansprüche von *P. x decipiens* sind nicht bekannt.

6.2.28 *Zannichellia palustris*

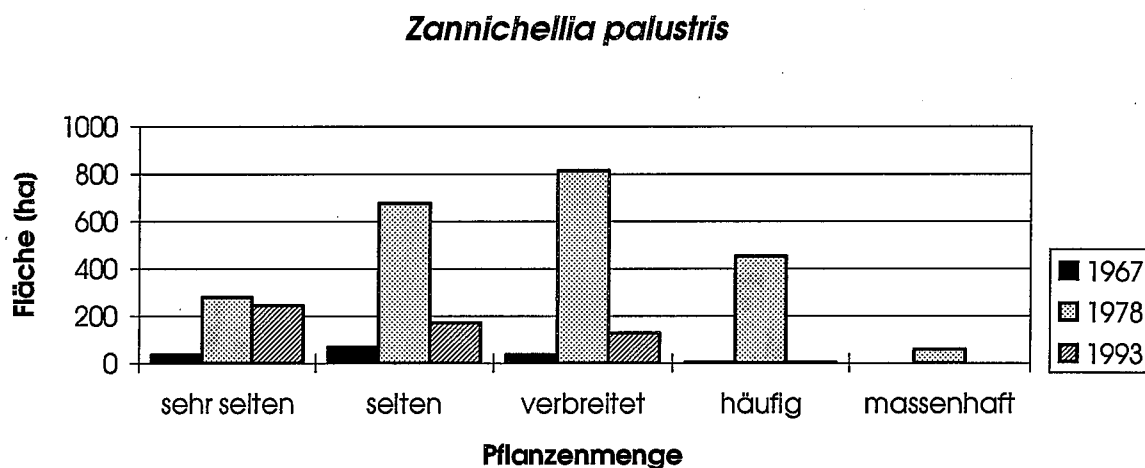
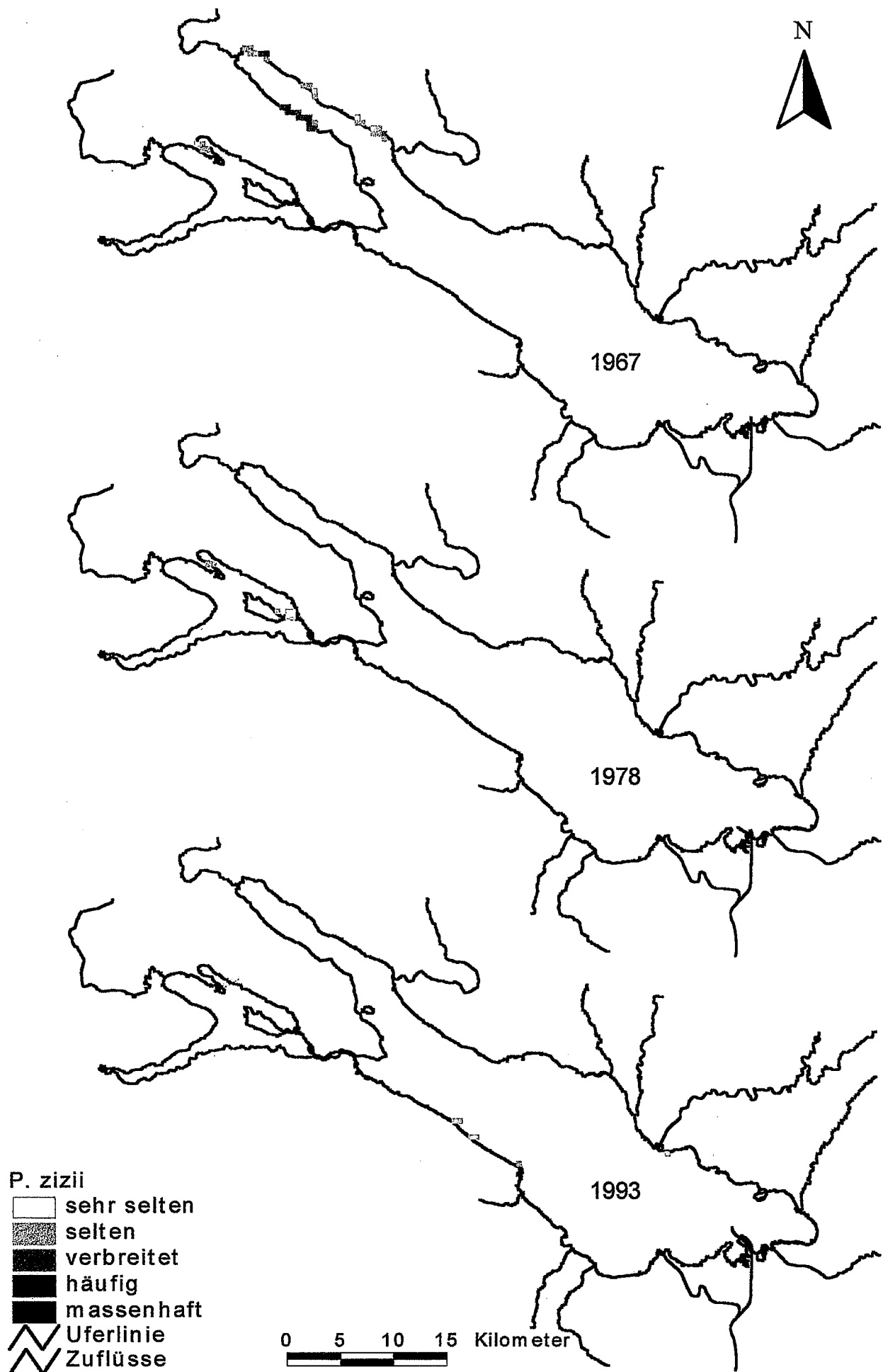


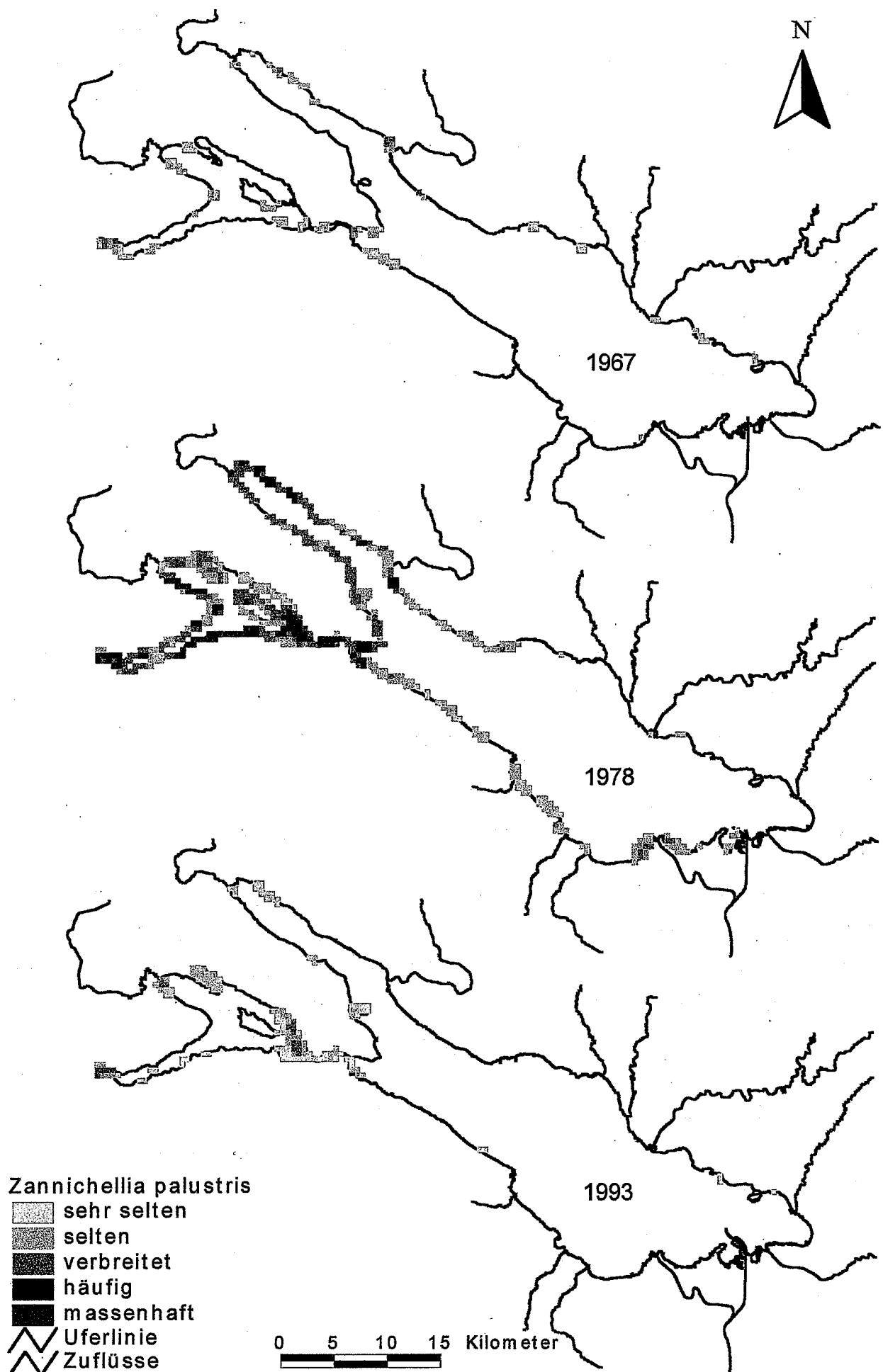
Abbildung 26: Flächenbilanz von *Zannichellia palustris* in den einzelnen Kartierungsjahren

BAUMANN (1911) berichtet von einer ganzen Anzahl Fundstellen, jedoch gehörte der Teichfaden zu Beginn dieses Jahrhunderts eher zu den Seltenheiten am Untersee. Ebenso wurden auch 1967 am Bodensee nur wenige Fundstellen beschrieben (LANG 1973). Um so krasser ist der Eindruck, den die Massenvermehrung vor allem im Untersee und im Überlinger See bis 1978 hinterlässt. *Z. palustris* zählte neben *P. pectinatus* zu den grossen Gewinnern unter den submersen Makrophyten während der starken Eutrophierungsperiode der 70er Jahre vor allem im westlichen Bodensee. Bis 1993 ging der Teichfaden im Untersee und Überlinger See wieder drastisch zurück. Nur in den westlichen und östlichen Buchten des Untersees und im Abfluss des Untersees unter stärkerer Strömung ist die Art beständig. Im Obersee wurde der Teichfaden nur selten, auf kleine Flächen begrenzt vorgefunden. Insgesamt zählt *Z. palustris* heute wieder zu den floristischen Seltenheiten am Bodensee.

Verbreitung von *Potamogeton zizii*



Verbreitung von *Zannichellia palustris*



Z. palustris gilt in der Literatur allgemein als eine Art mit hohen Nährstoffansprüchen (LANG 1967, 1973, 1981, LACHAVANNE & WATTENHOFER 1975, MELZER 1985a, 1986, 1988). Die von MELZER (1986a, 1988) bei verschiedenen Untersuchungen erzielten Erfolge bei der Entdeckung punktueller Belastungsquellen von Seen und Fließgewässern beruhen vor allem auf dem verlässlichen Zeigerwert dieser Art. PIETSCH (1982) gibt weite Toleranzbereiche für Phosphat und Ammonium an, wobei der Schwerpunkt bei sehr hohen Phosphat-Konzentrationen liegt. Lediglich eine gewisse Ammonium-Empfindlichkeit scheint zu bestehen, wobei die im Untersee gemessenen Maximalwerte in 0 - 10m Tiefe diese Grenze nur selten Ende der 70er Jahre leicht überschritten.

6.2.29 *Ceratophyllum demersum*

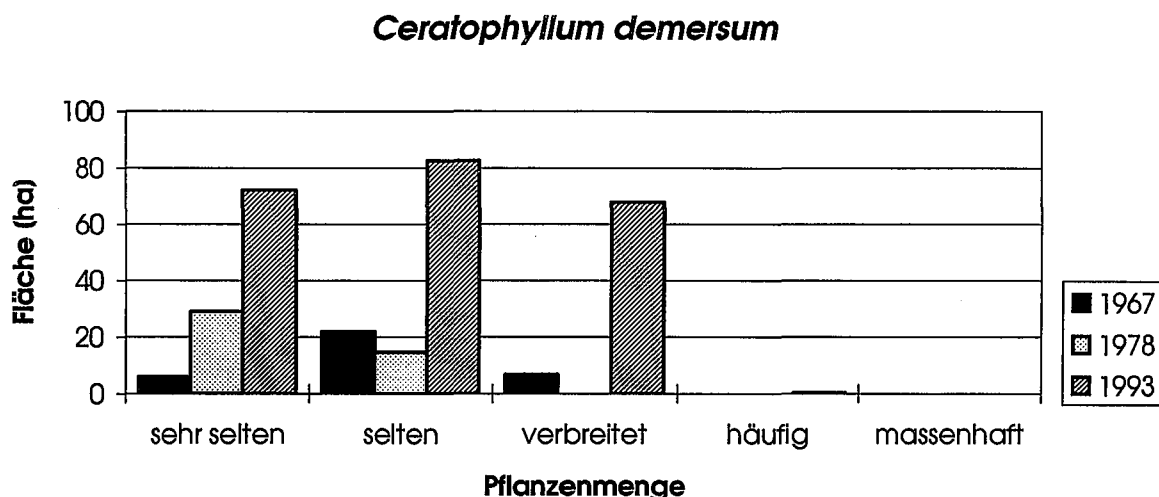


Abbildung 27: Flächenbilanz von *C. demersum* in den einzelnen Kartierungsjahren

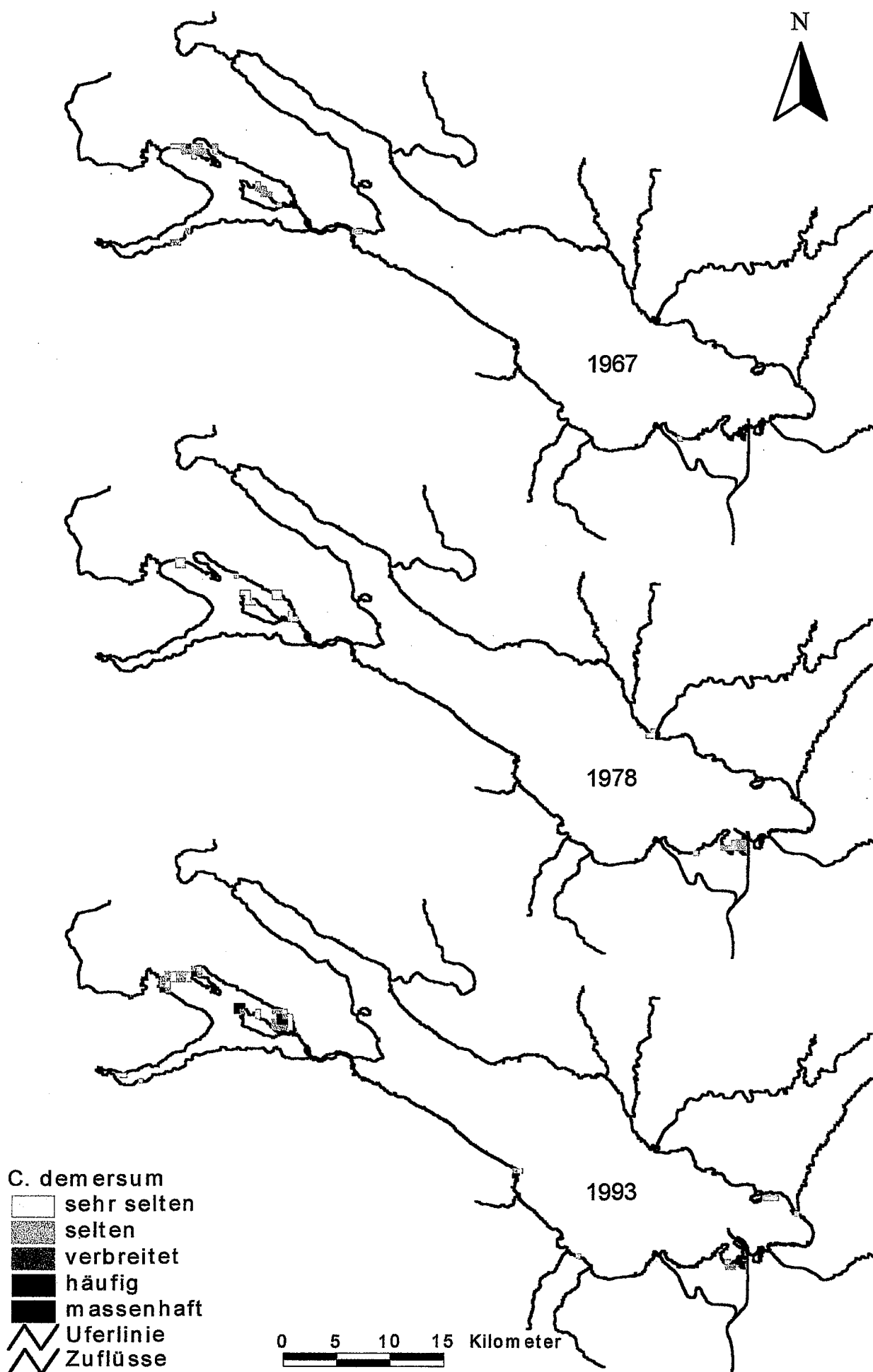
Um die Jahrhundertwende war das wurzellose Hornkraut im Untersee ziemlich verbreitet (BAUMANN 1911) und auch 1967 fand es sich vor allem im Untersee am Nordufer der Insel Reichenau und vor Radolfzell gehäuft (LANG 1973). Vergleicht man die Kartierungsergebnisse von 1967, 1978 und 1993, so erweist sich *C. demersum* als sehr standortstreu. Vor allem Bootshäfen stellen bevorzugte Standorte dar. Die Kartierungsergebnisse von 1978 zeigen zwar einen Rückgang der Bestände, die Fundorte waren jedoch weitgehend identisch mit denen von 1967. Auch 1993 konnten die Fundorte im wesentlichen bestätigt und auch wieder eine Zunahme festgestellt werden, so dass die Verbreitungskarte im Bodensee der von 1967 sehr ähnlich ist.

Bezüglich ihrer Verbreitungsentwicklung während der vergangenen 20 Jahre zählt das Hornkraut zu den Arten, die durch die starke Eutrophierung während der 70er Jahre geschädigt wurden. Dies steht ganz im Gegensatz zu den Erfahrungen anderer Autoren (WIEGLEB 1976,

1978, KURIMO 1970, UOTILA 1971), die eine Förderung von *C. demersum* durch hohe Phosphat- und Nitrat-Konzentrationen beobachteten. Über Mangelercheinungen infolge Nährstoffarmut sowie über eine starke Wachstumsstimulation durch Nitrat berichten GOULDER & BOATMAN (1971). Nach ihren Untersuchungen ist *C. demersum* eine nitrophile Pflanze mit hohen Ansprüchen an den anorganischen N-Gehalt ihrer Wohngewässer. Nach PIETSCH (1982) werden hohe Phosphat- und Nitrat-Konzentrationen bevorzugt, wobei *C. demersum* vor allem für hohe Nitrat-Konzentrationen einen guten Zeigerwert besitzt, den auch KONOLD (1987) bestätigt. Empfindlich scheint die Art jedoch gegenüber hohen Ammonium-Konzentrationen zu sein (PIETSCH 1982, KONOLD 1987), was nach den im Untersuchungszeitraum erhobenen Daten die Ursache für den Rückgang im Untersee während der 70er Jahren sein könnte. Stärkere Beschattung durch Planktonalgen könnte ebenfalls eine Ursache für den Rückgang gewesen sein.

Die gute Nitratversorgung am Südufer der Mettnau, die vermutlich durch die Einleitung der Kläranlagenabwässer der Stadt Radolfzell seit 1962 bedingt ist, wird sehr gut durch das Verbreitungsgebiet von *C. demersum* in den drei Kartierungen dokumentiert. Im Bereich der Insel Reichenau dürften Drainageabwässer aus den Gemüseintensivkulturen die Grundlage für den Verbreitungsschwerpunkt liefern. Die Flächenbilanz zeigt 1993 eine starke Zunahme der Bestände im Vergleich zu den früheren Kartierungen. Auch *C. demersum* scheint danach Vorteile aus der veränderten Nährstoffkonstellation zu ziehen, jedenfalls reicht die Versorgung mit Phosphor für das Gedeihen des Hornkrautes aus. Zusätzlich wird durch die verbesserten Lichtverhältnisse auch die Besiedlung von Litoralbereichen grösserer Wassertiefe möglich. Im östlichen Gnadensee bildet *C. demersum* die Tiefengrenze der Vegetation in ca. 12m Tiefe zusammen mit *Nitellopsis obtusa* und *Elodea nuttallii*.

Verbreitung von *Ceratophyllum demersum*



6.2.30 *Elodea canadensis*

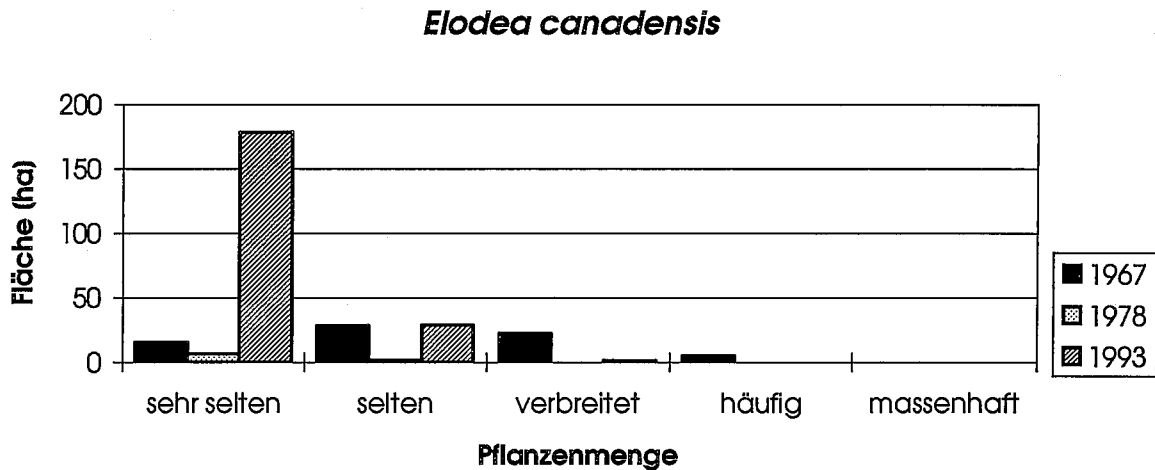
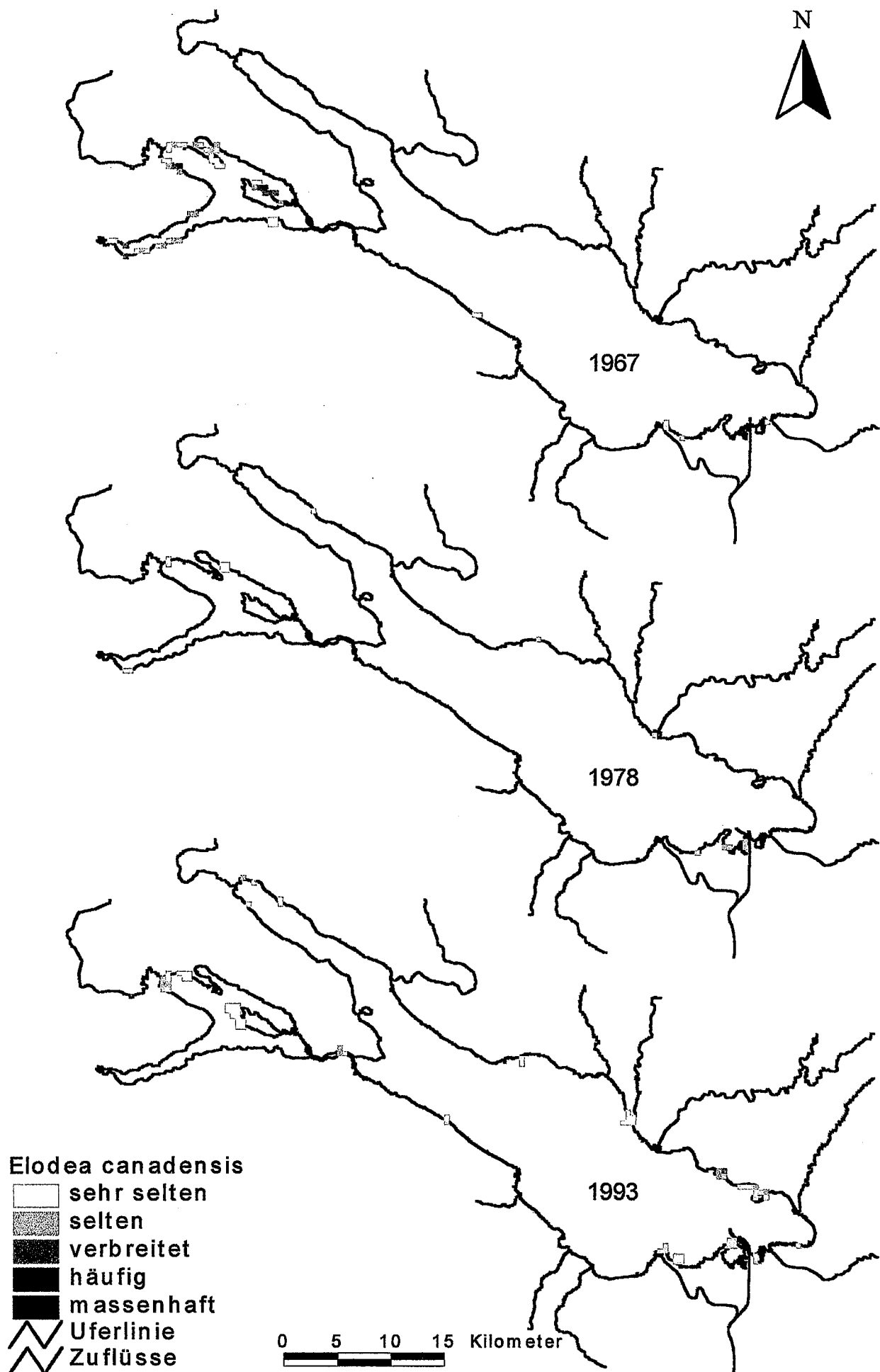


Abbildung 28: Flächenbilanz von *Elodea canadensis* in den einzelnen Kartierungsjahren

Diese in den gemässigten Breiten Nordamerikas beheimatete Pflanze wurde in Europa erstmals in Nordirland im Jahre 1836 entdeckt (ST. JOHN 1920, zitiert in COOK & URMI-KÖNIG 1985). Von hier aus breitete sich *E. canadensis* nach 1850 sehr schnell über die britischen Inseln aus und entwickelte sich durch die starke Beeinträchtigung der Schifffahrt zu einer "ernstlichen Pest". Ende des 19ten Jahrhunderts erfolgte dann ein starker Rückgang, und so wurde Anfang des 20sten Jahrhunderts die kanadische Wasserpest nicht mehr als ernsthaftes Problem angesehen (WALKER 1912, zitiert in COOK & URMI-KÖNIG 1985). Die lokale Verbreitung geschah wahrscheinlich durch Wasservögel und über Fliessgewässer, an der Verbreitung über grössere Distanzen in Europa scheinen dagegen Botaniker und botanische Gärten massgeblich beteiligt gewesen zu sein (COOK & URMI-KÖNIG 1985). 1852 wurde Material von England an den botanischen Garten von Berlin gesandt, 1860 an den Hamburger botanischen Garten, wo die Art erstmals 1864 im Hamburger Stadtgraben in der Nähe des botanischen Gartens gesichtet wurde (COOK & URMI-KÖNIG 1985, VÖGE 1984). 1861 wurde auch der botanische Garten in Leipzig beliefert.

In den Bodensee muss die kanadische Wasserpest ebenfalls in der zweiten Hälfte des neunzehnten Jahrhunderts eingewandert sein. Jedenfalls wurden in den 80er Jahren Massenauftritten beobachtet. Nach BAUMANN (1911) lebte *E. canadensis* zu Beginn des Jahrhunderts im Untersee vielerorts und meist gesellig. Auch 1967 war sie im Untersee verbreitet (LANG 1973), ging jedoch in den folgenden Jahren zurück (LANG 1981, SCHRÖDER 1981). 1993 ist wieder eine leichte Ausbreitung im Vergleich zu den früheren Kartierungen zu erkennen, dichte Bestände werden jedoch nirgends angetroffen. Insgesamt ist *E. canadensis* im Bodensee selten.

Verbreitung von *Elodea canadensis*



Die kanadische Wasserpest war während der höchsten Trophieperiode im Bodensee fast verschwunden, ihre Bestände erholten sich wieder nach der Absenkung der Phosphat-Konzentrationen in den 80er Jahren. Sie zählt also nach diesen Erfahrungen auch zu den Arten, die empfindlich auf stärkere Eutrophierung ihres Wohngewässers reagieren. Im Gegensatz hierzu stehen die Erfahrungen anderer Autoren. So siedelt sie nach WIEGLEB (1978) bevorzugt in mässig Hydrogencarbonat-reichen Gewässern und ist ansonsten weitgehend indifferent gegenüber den meisten Kenngrössen. Auch PIETSCH (1982) gibt ein weites Spektrum an, in das sich auch die von KONOLD (1987) untersuchten Gewässer weitgehend einfügen. Entgegen anderer Autoren (LUTHER 1951, LINKOLA 1933, ELORANTA 1970) kommt KONOLD (1987) zum Schluss, dass *E. canadensis* keinen Indikatorwert besitzt. Auch die von MELZER & KAISER (1986) konstatierte Bevorzugung von Ammonium als N-Quelle ergibt nach KONOLD keinen Zeigerwert für ammoniumreiche Gewässer, da dies möglicherweise nur darauf hindeutet, dass *E. canadensis* einen Grossteil seines Nährstoffbedarfs über die Wurzeln deckt. *E. canadensis* wirkt als Pumpe für den Transport von Phosphat aus dem Sediment ins Freiwasser (BROWN & RATTIGAN 1979), ist also je nach Gewässergrösse und Verbreitung in unterschiedlichem Masse eutrophierungsfördernd.

Die Interpretation der Bestandesentwicklung im Bodensee erweist sich vor diesem Hintergrund schwierig. Sekundäre Effekte der Eutrophierung, wie starkes Algenwachstum oder die Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse innerhalb der submersen Makrophyten können die Ursache für den Rückgang in den 70er Jahren sein. VÖGE (1984) führt auch starken Nematodenbefall als Ursache für den Rückgang von *E. canadensis* nach anfänglicher Massenentfaltung bei Neubesiedlung eines Gewässers an.

6.2.31 *Elodea nuttallii*

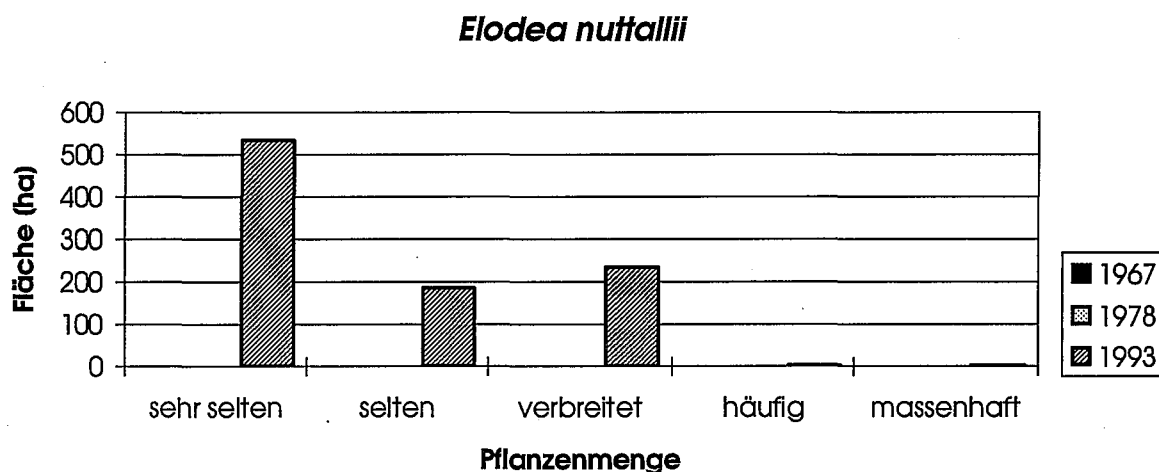


Abbildung 29: Flächenbilanz von *Elodea nuttallii* in den einzelnen Kartierungsjahren

Auch *E. nuttallii* ist in den gemässigten Breiten Nordamerikas zuhause und hinsichtlich ihrer Verbreitung dort weitgehend sympatrisch mit *E. canadensis*, geht aber nicht so weit nach Norden wie diese. Die Ausbreitung dieses Neophyten in Europa dokumentiert WOLFF (1980). Eingeführt wurde sie wahrscheinlich als Aquarienpflanze. 1939 wurde sie erstmals in Gewässern Belgiens gesammelt, in Deutschland erst 1953 (VÖGE 1984), nachdem sie in den botanischen Gärten von Bonn und Münster bereits seit 1910 bzw. 1953 kultiviert wurde (COOK & URMI-KÖNIG 1985).

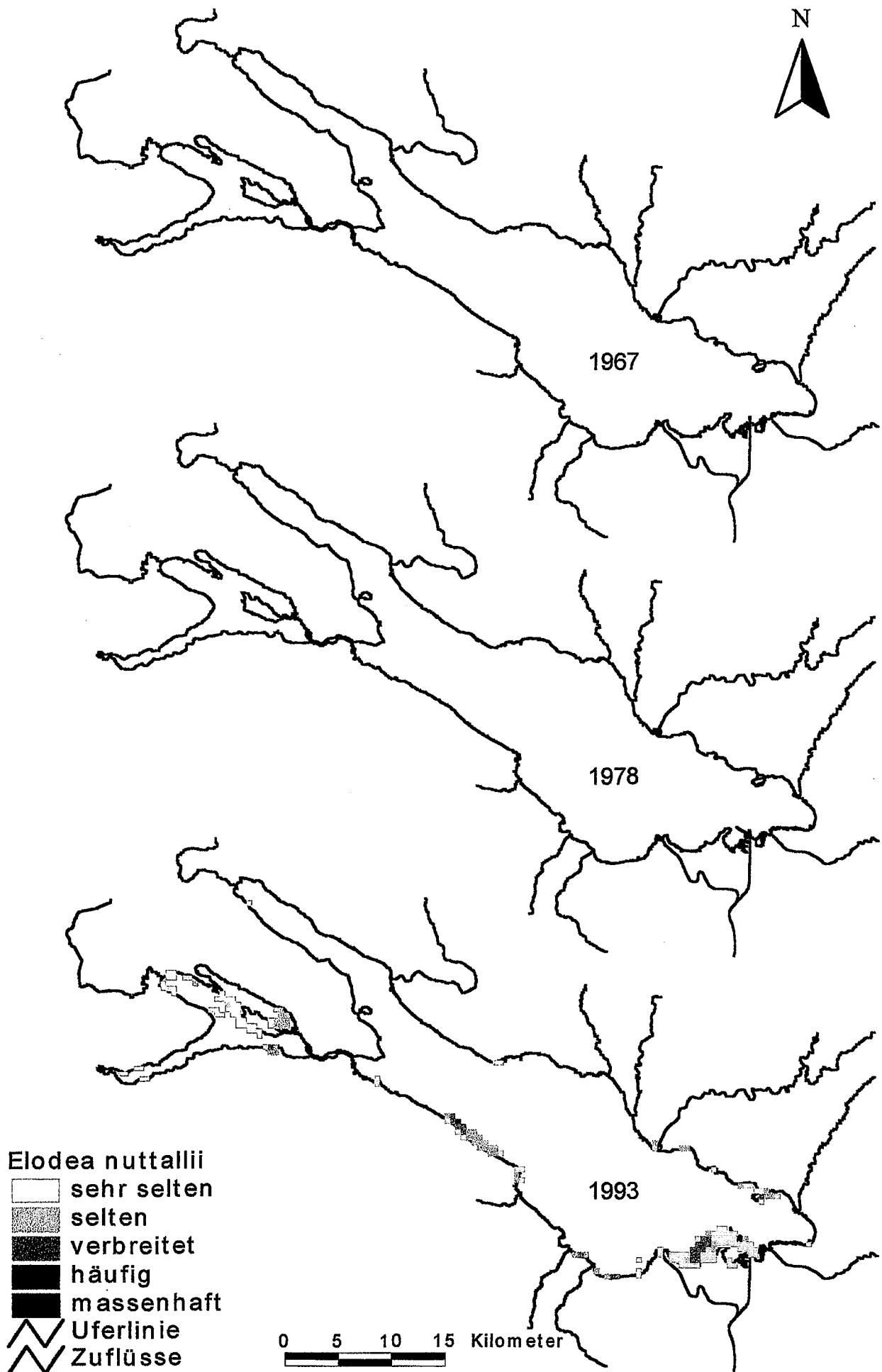
Wann die Art erstmals im Bodensee auftauchte ist nicht genau bekannt. Bei den Kartierungen des Bodensees 1967 und 1978 ist sie nicht aufgeführt (LANG 1981). Anfang der 80er Jahre machte *E. nuttallii* dann durch Massenentfaltungen von sich reden. Nach Herbststürmen musste tonnenweise angeschwemmtes Pflanzenmaterial abgefahren werden. 1986 war die Zeit der grossen Massenentfaltungen bereits vorüber, und *E. nuttallii* wurde im Untersee hauptsächlich an den südlich exponierten Ufern von Mettnau und Reichenau in grösseren Beständen kartiert (SCHMIEDER 1991). Auch 1993 konnten keine Massenvorkommen gefunden werden. Verbreitungsschwerpunkte liegen am Südufer des Obersees im Bereich von Güttingen und in der breiten Flachwasserzone zwischen Rheinspitz und Rohrspitz.

Die grossen Mengen an Pflanzenmaterial, welche bei Herbststürmen angeschwemmt wurden, lassen sich durch das späte Entwicklungsmaximum von *E. nuttallii* erklären. Ihre Hauptverbreitung während der Vegetationsperiode erreicht sie erst Ende September Anfang Oktober zu einer Zeit, da die meisten übrigen Arten bereits verrottet sind (SCHMIEDER 1989a). Die Habitatsprüche von *E. nuttallii* sind nach PIETSCH (1982) weit enger gefasst, als bei *E. canadensis*. So siedelt die Art in phosphatarmen bis mässig phosphatreichen Gewässern (20 - 330 µgP/l), in ammoniumarmen (70 - 400 µgN/l) und hinsichtlich Nitrat ebenfalls nur in armen Gewässern (0,5 - 1,2 mgN/l). Nach VÖGE (1984) zeigt *E. nuttallii* eher ärmere Nährstoffbedingungen an. Andere Autoren hingegen finden *E. nuttallii* meist in Gesellschaft eutraphenter Arten (WIEGLEB 1979, MELZER et al. 1985b). MELZER (1988) stellt sie neben *E. canadensis* in die Indikatorgruppe der Arten mit sehr hohen Nährstoffansprüchen. Auch die Verdrängung der nah verwandten kanadischen Wasserpest in vielen Gewässern lässt auf weitere Toleranzbereiche als die von PIETSCH angegebenen schliessen, wobei das Phänomen aber möglicherweise auf einer geringeren Empfindlichkeit gegen Nematodenbefall beruht, was VÖGE (1984) nach entsprechenden Beobachtungen vermutete.

Angeichts der relativ kurzen Besiedlungsgeschichte von *E. nuttallii* in Europa sowie der für Neophyten typischen Massenentfaltungen bei der Neubesiedlung eines Habitats kann man schwerlich Zeigerwerte von dieser Art erwarten. Die weitere Entwicklung von *E. nuttallii* wird zeigen, in welchen Bereichen des Bodensees sie einen dauerhaften Platz in den Makro-

phytenbeständen behaupten kann. Das von SCHMIEDER (1989a) am Untersee beobachtete Entwicklungsmaximum gegen Ende der Vegetationsperiode bringt sicherlich Vorteile, entfällt doch die Konkurrenz um Wuchsraum weitgehend. Auch steht bereits wieder ein grösseres Nährstoffangebot aus der Verrottung anderer Arten zur Verfügung.

Verbreitung von *Elodea nuttallii*



6.2.32 *Myriophyllum spicatum*

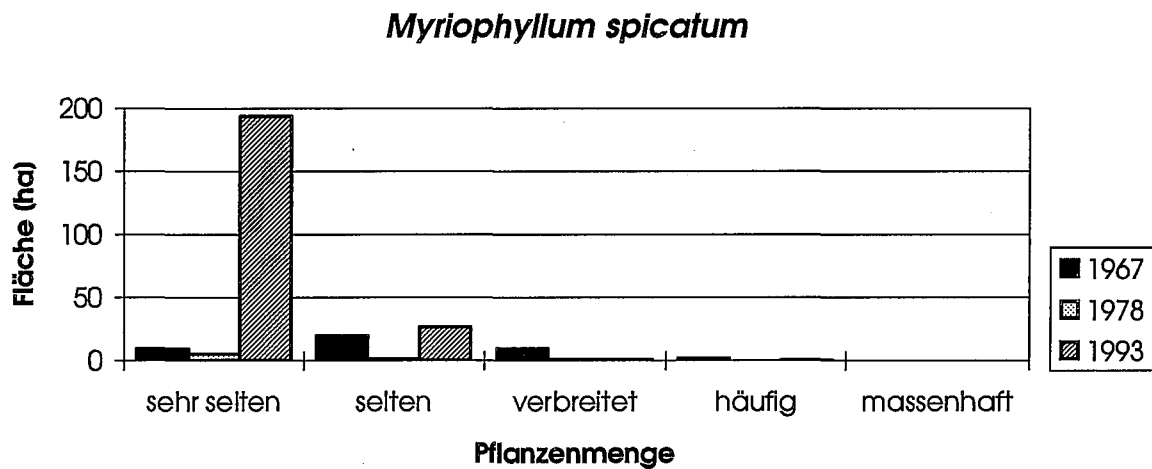


Abbildung 30: Flächenbilanz von *Myriophyllum spicatum* in den einzelnen Kartierungsjahren

BAUMANN (1911) findet das ährige Tausendblatt verbreitet im Untersee, BACMEISTER (1938) erwähnt es bei Moos im Zellersee, wo auch noch 1967 noch grössere Bestände in den Mündungsbereichen kleinerer Zuflüsse vorkommen (LANG 1973). Grössere Vorkommen finden sich 1967 auch im Markelfinger Winkel, wobei die Nähe des westlichen Ufers offenbar gemieden wird. Während der Periode der höchsten Trophie des Untersees ist die Art fast vollständig verschwunden (LANG 1981). Im Untersee blieb lediglich ein kleines Vorkommen in der Hegnebucht des Gnadensees, im Obersee beschränkte sich die Art 1978 auf die Fussacher Bucht. 1986 hat *M. spicatum* im Untersee dann eine weit grössere Verbreitung als jemals zuvor, wobei eine auffällige Beziehung zu südlich bis südwestlich exponierten Uferbereichen bestand (SCHMIEDER 1991).

Ebenso auffällig ist, dass *M. spicatum* nicht an ihren angestammten Wuchsorten wieder auftrat, sondern eine Verlagerung des Verbreitungsgebietes erfolgte. So scheint ein Zusammenhang zwischen der Verlegung des Kläranlagenabflusses der Stadt Radolfzell im Jahre 1962 vom Markelfinger Winkel an das Südufer der Halbinsel Mettnau zu bestehen. 1993 konnte die 1986 im Untersee gefundene Verbreitung in vorwiegend west- und südwestexponierten Litoralbereichen bestätigt werden. Auch im östlichen Obersee konnte 1993 diese Beobachtung gemacht werden, wo *M. spicatum* zwischen Lindau und Schussenmündung erstmals dokumentiert wurde. Das ährige Tausendblatt scheint also sehr widerstandskräftig gegenüber einer hohen Wellendynamik bzw. scheint diese Standorte sogar bevorzugt zu besiedeln.

Standorte mit guter Nährstoffversorgung werden von *M. spicatum* bevorzugt, wobei hohe Phosphatgehalte im Wasser weniger eine Rolle spielen, da die Deckung des Phosphatbedarfs sehr gut über die Wurzeln erfolgen kann (NYSTROM & MANTAI 1983, BOLE & ALAN

1978, MANTAI & NEWTON 1982). Es besteht jedoch eine starke Interaktion zwischen Phosphat und Nitrat bei der Aufnahme über Sprosse und Blätter aus dem umgebenden Wasser. Sinkt die Konzentration einer der beiden Nährstoffe, so sinkt die Aufnahmefähigkeit für beide Komponenten aus dem Umgebungsmedium durch Sprosse und Blätter (BEST & MANTAI 1978) und es wird ein verstärktes Wurzelwachstum induziert (MANTAI & NEWTON 1982). Die Phosphatversorgung im Bodensee hat in den letzten Jahren stark abgenommen, während die Nitratzufuhr nach wie vor hoch ist. Windexponierte Litoralbereiche (vgl. MÜHLEISEN 1977) mit vermehrter Strömung scheinen günstiger für das Gedeihen von *M. spicatum* als windgeschützte.

Auch die Ausbreitungsmechanismen von *M. spicatum* spielen sicherlich eine Rolle bei der Entstehung des Verbreitungsbildes. Neben der Samenverbreitung ist auch die vegetative Verbreitung durch abgerissene Sprosstücke möglich (KIMBEL 1982; auch eigene Beobachtungen). BARKO (1983) findet ein vermindertes Wachstum auf Sedimenten mit hohem organischen Anteil. Auch die windexponierten Uferbereiche im Hauptverbreitungsgebiet des Untersees am Südufer der Mettnau enthalten weit weniger organische Substanz in den oberen Sedimentschichten als z.B. die windabgewandten Bereiche am Nordufer der Insel Reichenau, wo 1988 Kümmerexemplare von *M. spicatum* entdeckt wurden, während am Südufer der Mettnau über 3m hohe "Büsche" heranwuchsen (SCHMIEDER 1989a).

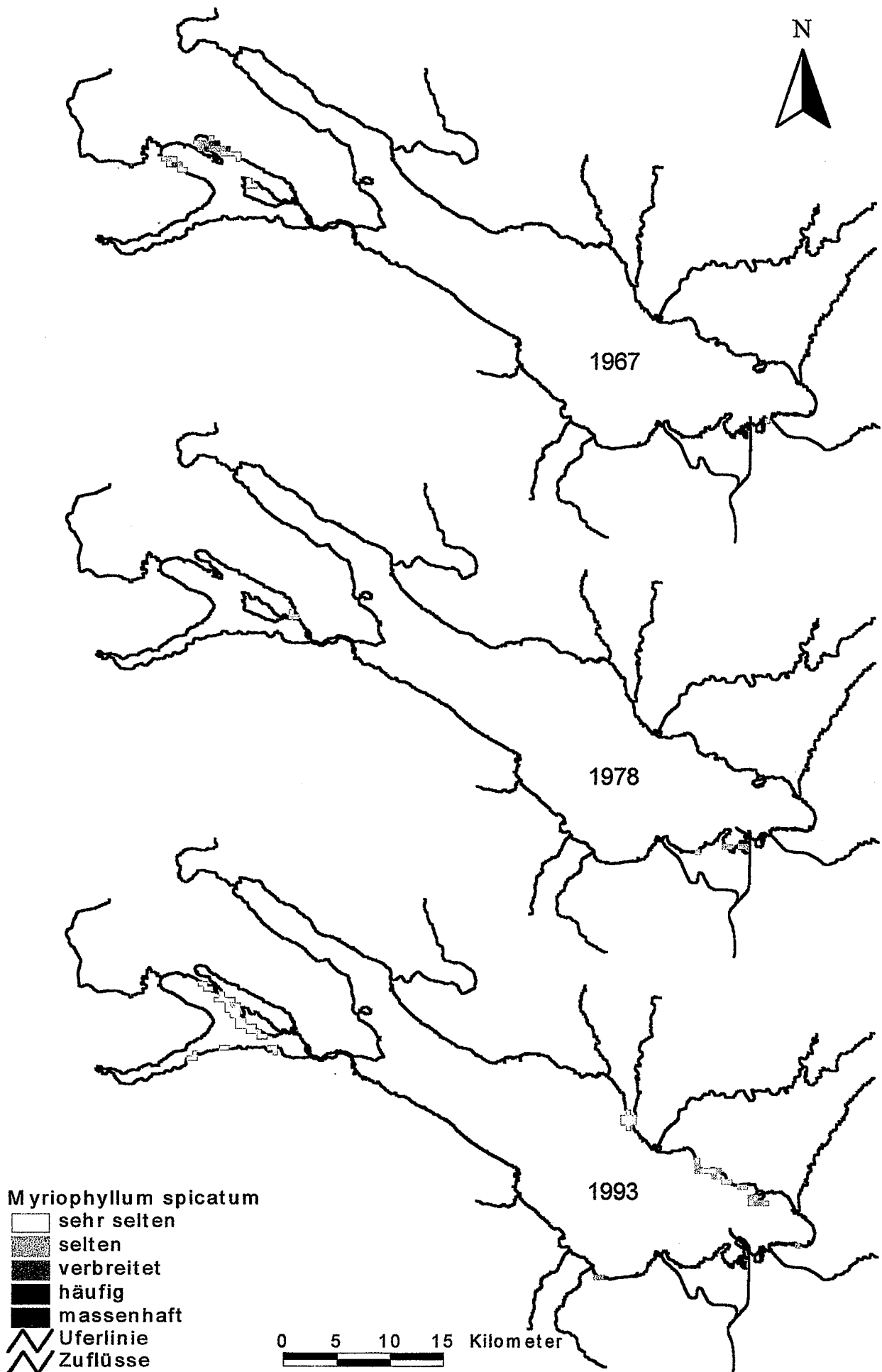
In der Literatur gilt *M. spicatum* allgemein als eutraphente Art (KÖHLER et al. 1974, LANG 1981, MELZER 1986), wobei die obigen Ausführungen verdeutlichen, dass *M. spicatum* nicht unbedingt vom Nährstoffangebot des umgebenden Wassers abhängig ist, sondern sich sehr gut auch über die Wurzeln versorgen kann. Sowohl im Wasser als auch im Sediment ist hierbei das richtige N/P-Verhältnis entscheidend. Mit KONOLD (1987) lässt sich daraus schließen, dass *M. spicatum* generell als N- und P-eutraphent zu bezeichnen ist, aus dem Vorkommen der Art jedoch nicht auf hohe N- und P-Konzentrationen geschlossen werden kann. Hieraus wird leicht verständlich, dass PIETSCH (1982) weite Toleranzbereiche für die Hauptnährstoffe in den Wohngewässern von *M. spicatum* findet. Eine Empfindlichkeit gegenüber hohen Ammonium-Konzentrationen findet neben PIETSCH auch WIEGLEB (1978). KONOLD (1987) misst dagegen weit höhere Ammonium-Werte und auch KÖHLER et al. (1974) finden die Art noch bei weit höheren Konzentrationen.

M. spicatum kommt also mit recht unterschiedlichen Lebensbedingungen zurecht und entfaltet unter günstigen Umständen eine starke Expansionskraft. In den USA ist die Art als Neophyt zu einem grossen Problem geworden, was eine ausgiebige Erforschung ihrer Physiologie zur Folge hatte. Ihre starke Konkurrenzkraft ist nicht nur eine Folge ihrer hohen Wuchsform, sondern gründet sich auch auf ein allelopatisches Abwehrvermögen gegenüber Algen, Zooplank-

ton und anderen Makrophytenarten (PLANAS ET AL. 1981, PENNAK 1973, AGAMI & WASEL 1985). AGAMI & WASEL (1985) berichten von einer gegenseitigen Wachstumshemmung bei *Najas marina* und *M. spicatum*, im Untersee koexistieren *N. intermedia* und *M. spicatum* indes sehr gut.

Die Verbreitungsentwicklung von *M. spicatum* am Bodensee lässt sich anhand dieser Angaben nur schwer nachvollziehen. In der Zeit der höchsten Phosphor-Konzentrationen Ende der 70er Jahre waren jedenfalls die Wachstumsbedingungen für das Gedeihen des ährigen Tausendblatts im Vergleich zu den Bedingungen Ende der 60er Jahre und Anfang der 90er Jahre am ungünstigsten.

Verbreitung von *Myriophyllum spicatum*



6.2.33 *Nuphar lutea*

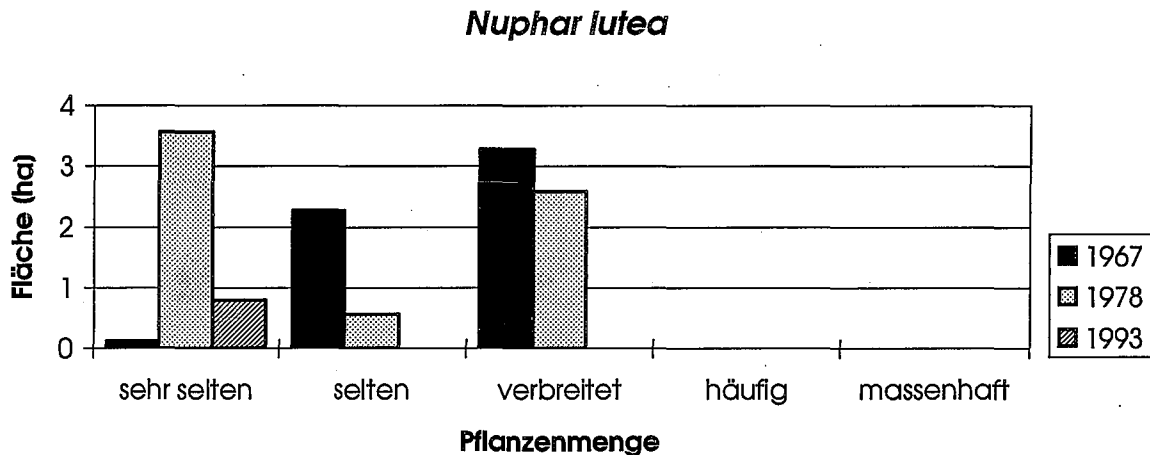
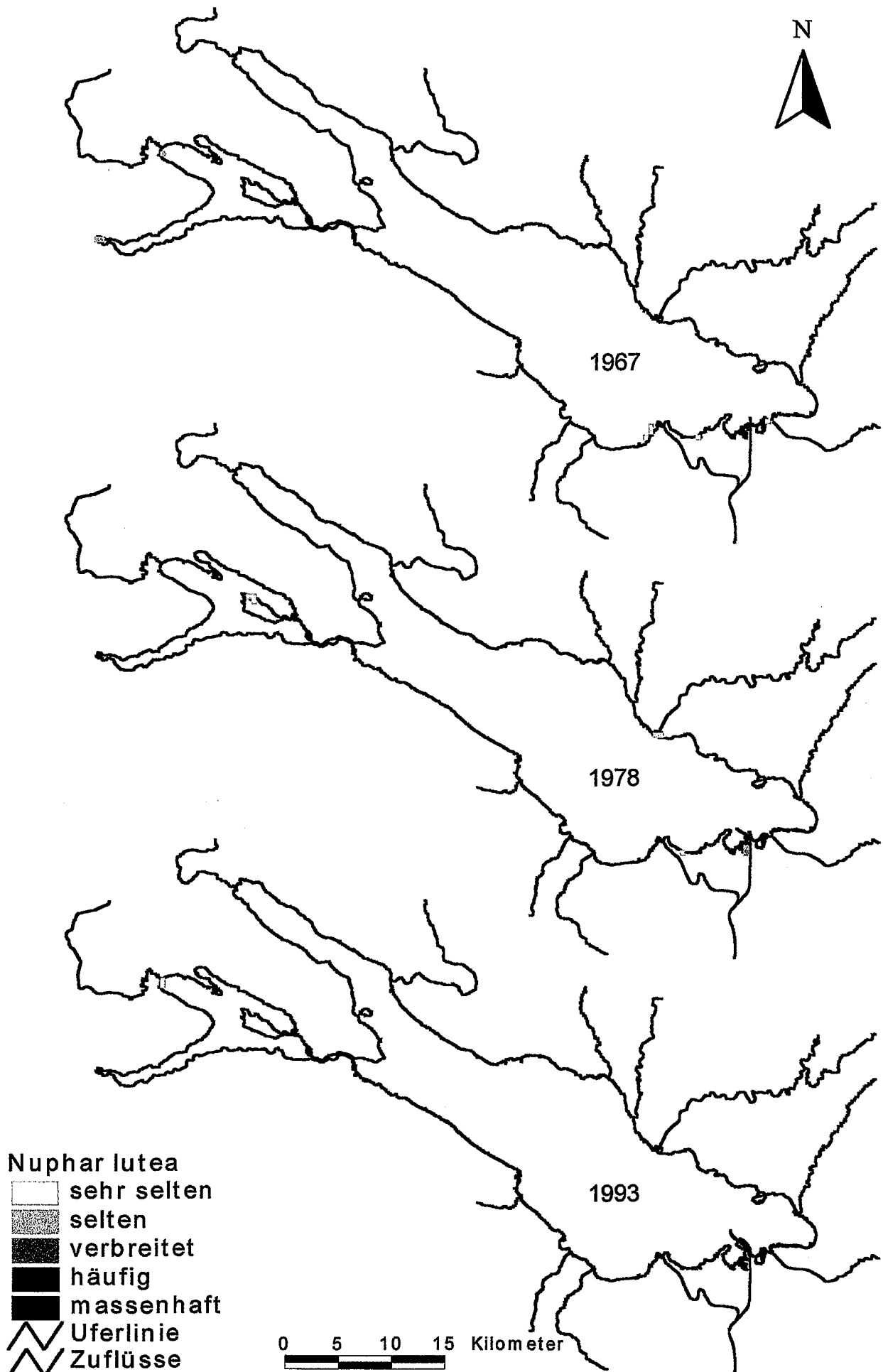


Abbildung 31: Flächenbilanz von *Nuphar lutea* in den einzelnen Kartierungsjahren

Das von BAUMANN (1911) in der Mündung der Radolfzeller Aach dokumentierte Fundort Vor- kommen am Untersee konnte noch 1967 (LANG 1973) bestätigt werden. 1978 wurde die Art hier anscheinend nicht gefunden, ein neuer Fundort ergab sich jedoch an der Nordwestspitze der Insel Reichenau (LANG 1981). 1993 wurde *Nuphar lutea* an ihrem angestammten Wuchs- ort in der Mündung der Radolfzeller Aach angetroffen, der Fundort an der Nordwestspitze der Insel Reichenau konnte nicht bestätigt werden.

Im Obersee wurde die gelbe Teichrose um die Jahrhundertwende in der Steinacher Bucht, vor der Aachmündung südlich von Romanshorn und vor der Mündung des Wielergrabens bei Luxburg gefunden (Schröter & Kirchner 1902, zitiert in Lang 1973). 1967 und 1978 lagen Fundnachweise aus dem östlichen Bodensee im Umkreis der Rheinmündungen vor sowie 1978 zusätzlich im Bereich der Argenmündung. 1993 wurde die Art im Obersee nicht gefun- den, möglicherweise wurde sie aber übersehen. Die Art gilt als weitgehend indifferent gegen- über den chemischen Eigenschaften ihrer Wohngewässer, auch PIETSCH (1982) gibt weite Toleranzbereiche an. Im Mündungsbereich der Radolfzeller Aach ist *Nuphar lutea* jedenfalls sehr standortstreu und scheint die grossen Veränderungen der wasserchemischen Verhältniss- se in den letzten Jahrzehnten gut überstanden zu haben.

Verbreitung von *Nuphar lutea*



6.2.34 *Polygonum amphibium*

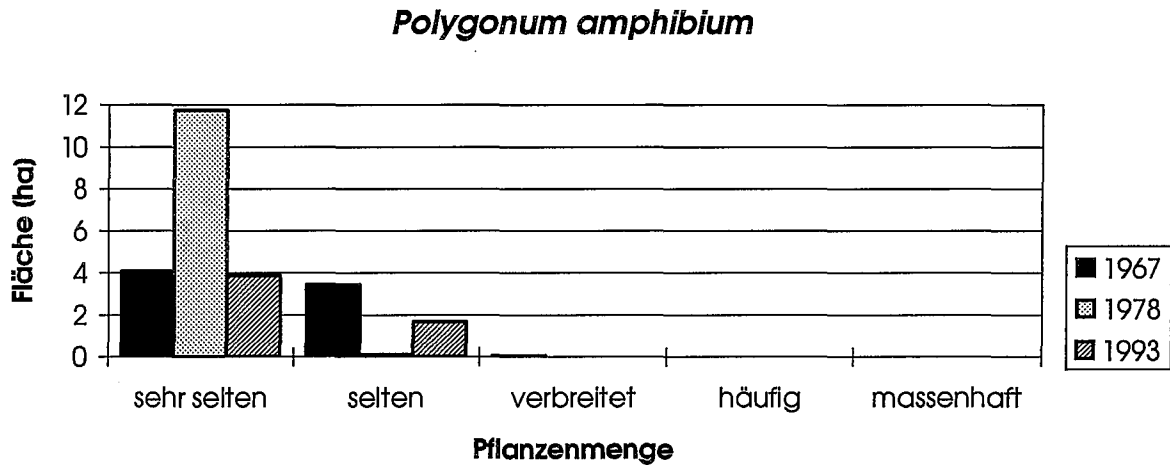
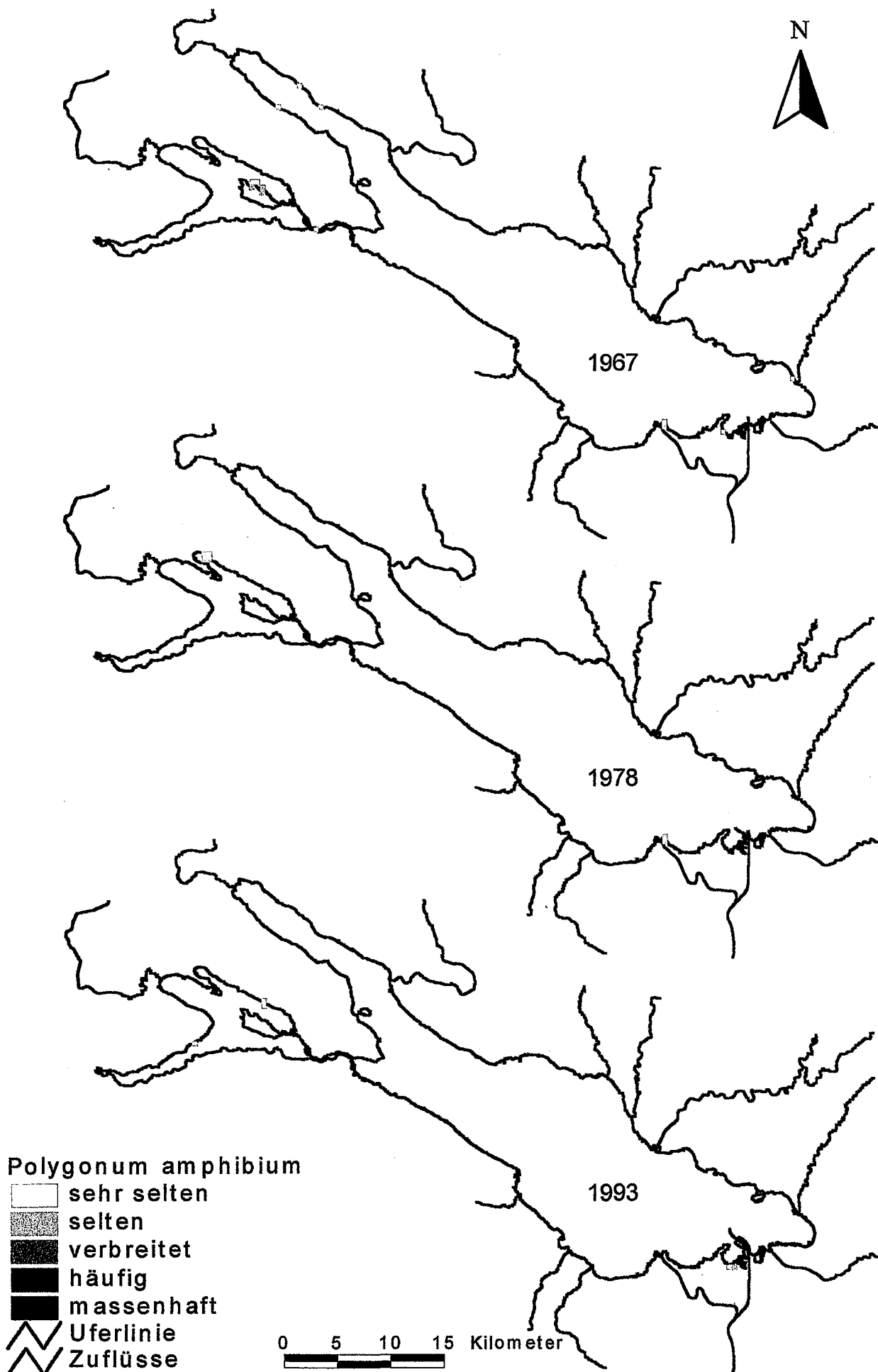


Abbildung 32: Flächenbilanz von *Polygonum amphibium* in den einzelnen Kartierungsjahren

Nach BAUMANN (1911) ist diese variable Art am Untersee verbreitet und häufig, er findet auch einige ausgedehntere Bestände. Solche waren 1967 im Bodensee nicht mehr anzutreffen (LANG 1973), und auch danach scheinen sich die Lebensbedingungen für *P. amphibium* verschlechtert zu haben, so dass sich diese optimal an die amphibische Lebensweise angepasste Art 1978 und auch 1993 nur noch sporadisch im Bodenseelitoral gefunden wurde. Für die Eigenschaften der Wohngewässer gibt PIETSCH (1982) durchweg sehr weite Toleranzbereiche an. Auch KONOLD (1987) findet sehr weite Toleranzbereiche bei allen untersuchten Parametern. Der Rückgang am Bodensee kann danach nicht ursächlich auf Eutrophierungswirkungen zurückgeführt werden.

Verbreitung von *Polygonum amphibium*



6.2.35 *Ranunculus circinatus*

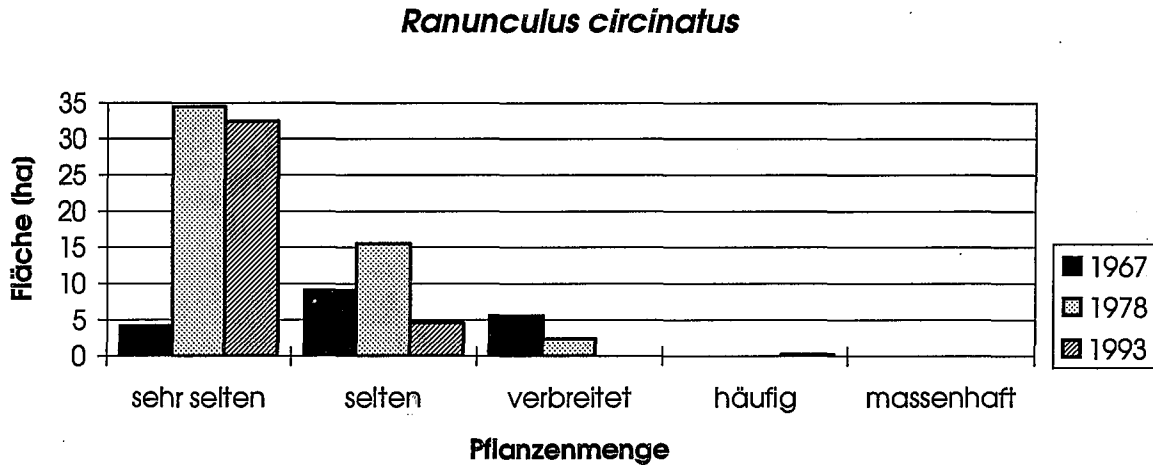


Abbildung 33: Flächenbilanz von *Ranunculus circinatus* in den einzelnen Kartierungsjahren

Die in Lebens- und Wuchsform *Myriophyllum spicatum* sehr ähnliche Art weist am Untersee mit dieser auch einige Parallelen in der Bestandesentwicklung auf. BAUMANN (1911) gibt *R. circinatus* am Untersee als verbreitet an, und auch 1967 findet sich der Verbreitungsschwerpunkt im Zellersee am Südufer der Mettnau (LANG 1973). Anfang der 60er Jahre sind auch Fundorte vom Nord- und Südostufer der Reichenau von Lang genannt. Die Vorkommen am Südufer der Mettnau konnten 1978 noch teilweise bestätigt werden und auch im Bereich der kleineren Zuflüsse bei Moos konnte *R. circinatus* noch gefunden werden. Zusätzlich ist 1978 noch ein grösseres Vorkommen im Abfluss des Untersees bei Stein am Rhein angegeben. Im Obersee sind 1967 nur kleine Vorkommen im Bereich der Fussacher Bucht und der Bregenzerachmündung belegt, wo auch 1978 kleine Bestände dokumentiert sind. Im Obersee wurde die Art 1978 nur noch vor Wallhausen gefunden. Bis 1986 erfolgte dann im Untersee eine starke Ausbreitung vor allem am Südufer der Halbinsel Mettnau, was auch 1988 noch bestätigt wurde (SCHMIEDER 1989,1991). Auch das kleine Vorkommen bei Moos hatte sich bis 1986 weit in Richtung Höri-Spitze ausgebreitet.

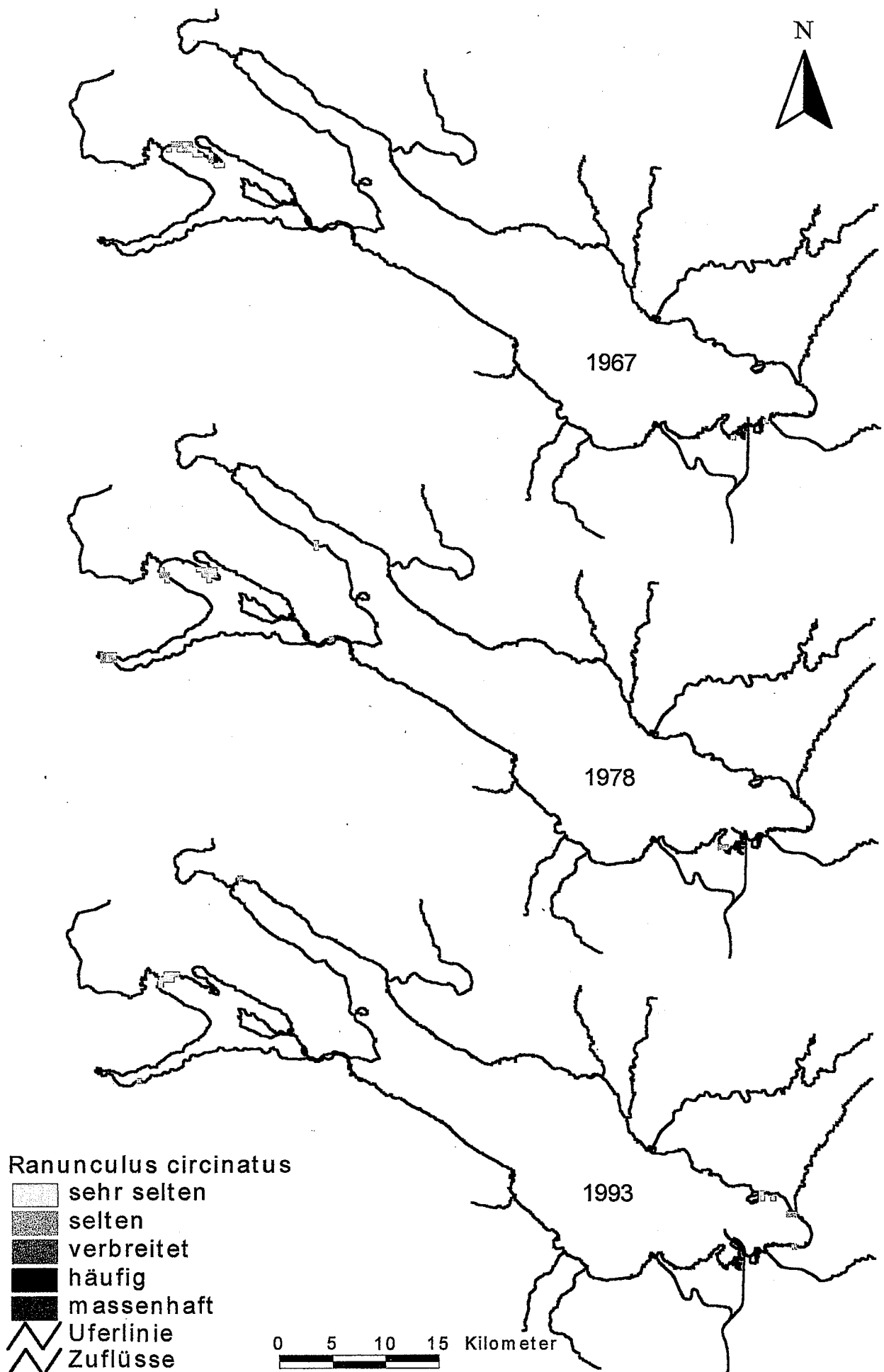
1993 ist im Vergleich zu 1986 wieder ein Rückgang im Zellersee festzustellen, wo *R. circinatus* nur noch am westlichen Ende im Mündungsbereich der Radolfzeller Aach vorkommt. Auch im Obersee wurde *R. circinatus* 1993 nur selten angetroffen, Vorkommen finden sich nur im Mündungsbereich der Stockacher Aach und in der Bregenzer Bucht. Was die Habitatansprüche von *R. circinatus* betrifft, so gibt PIETSCH (1982) sehr weite Toleranzbereiche für die meisten Parameter an, lediglich eine Bindung an ammoniumarme Gewässer scheint vorzuliegen. Nach SCULTHORPE (1967), CASPER & KRAUSCH (1981) und MELZER (1986) bevorzugt *R. circinatus* schlammiges Sediment, am Untersee sagen der Art aber auch die sandigen Sedimen-

te am Südufer der Halbinsel Mettnau zu, wobei dort möglicherweise wie bei *M. spicatum* ein Zusammenhang mit einer guten Nährstoffversorgung aus dem Freiwasser besteht (Kläranlagenabfluss Radolfzell).

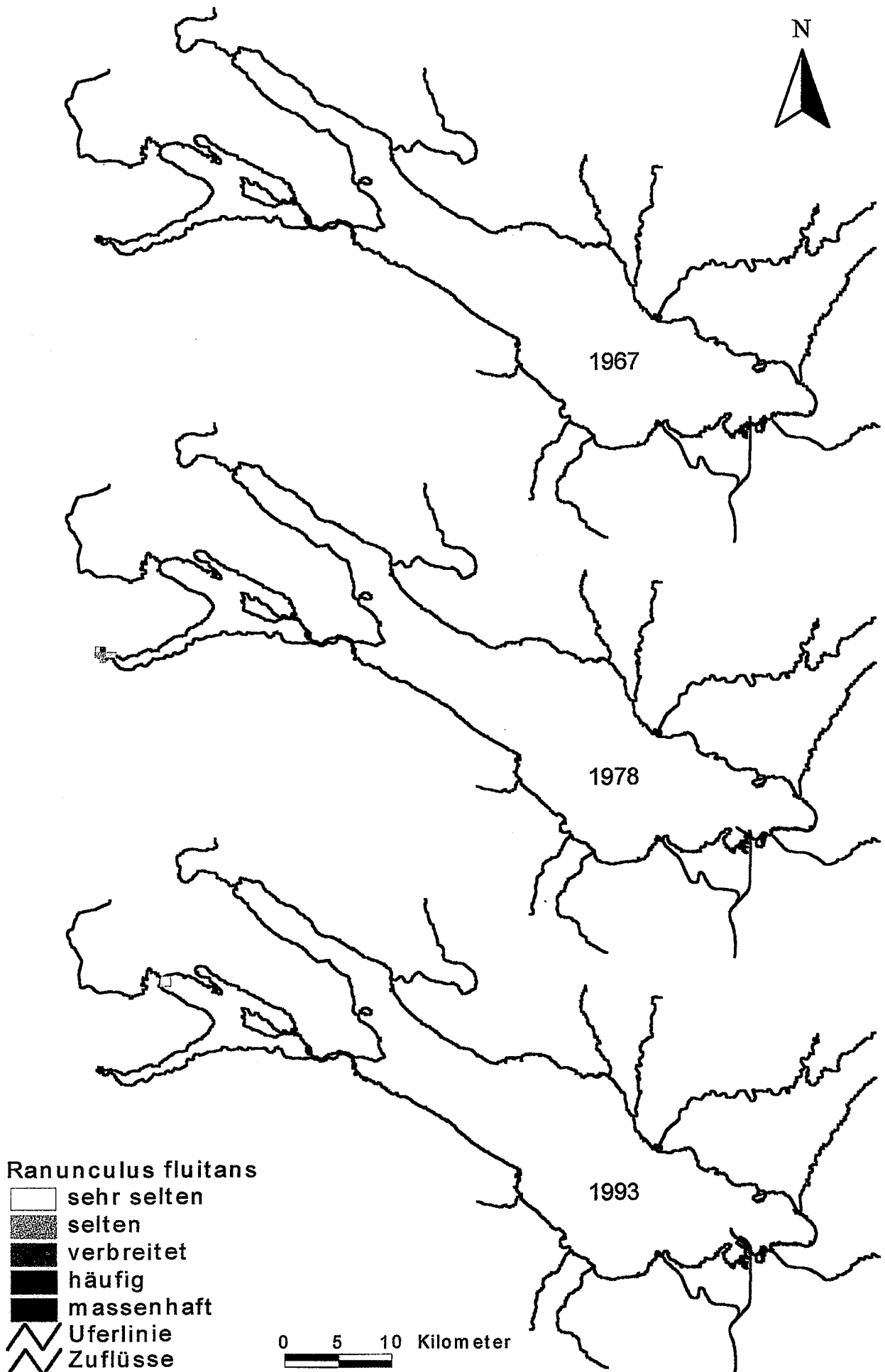
6.2.36 *Ranunculus fluitans*

R. fluitans siedelte nach BAUMANN (1911) zu Anfang des Jahrhunderts noch in der Rheinrinne zwischen Gottlieben und Ermatingen. Weitere Fundnachweise im Bodensee bis 1967 fehlen (LANG 1973). 1978 wurde die Art im Abfluss des Untersees bei Stein am Rhein gefunden. Bei den 1993 im Bereich der Radolfzeller Aachmündung erfassten Exemplaren handelt es sich um eingeschwemmte Pflanzen aus der Aach. Im übrigen Bodensee wurde *R. fluitans* 1993 nicht angetroffen.

Verbreitung von *Ranunculus circinatus*



Verbreitung von *Ranunculus fluitans*



6.2.37 *Ranunculus trichophyllus*

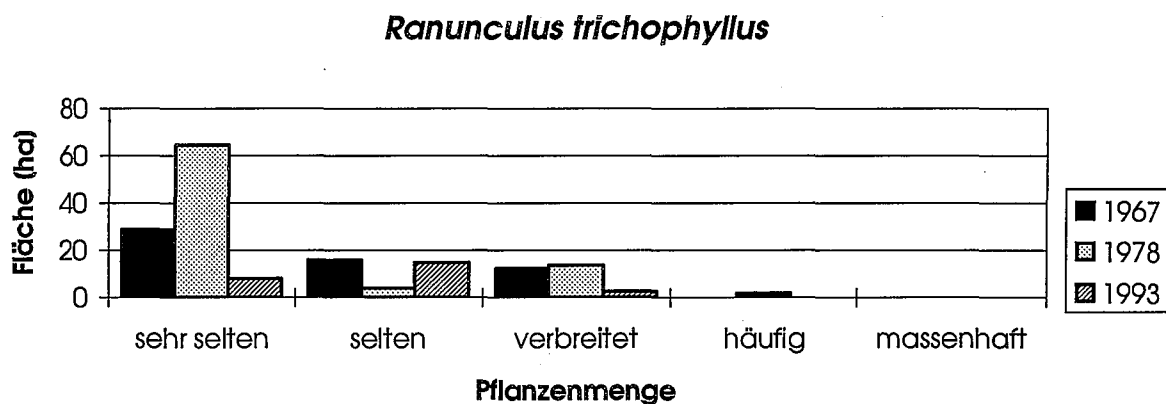
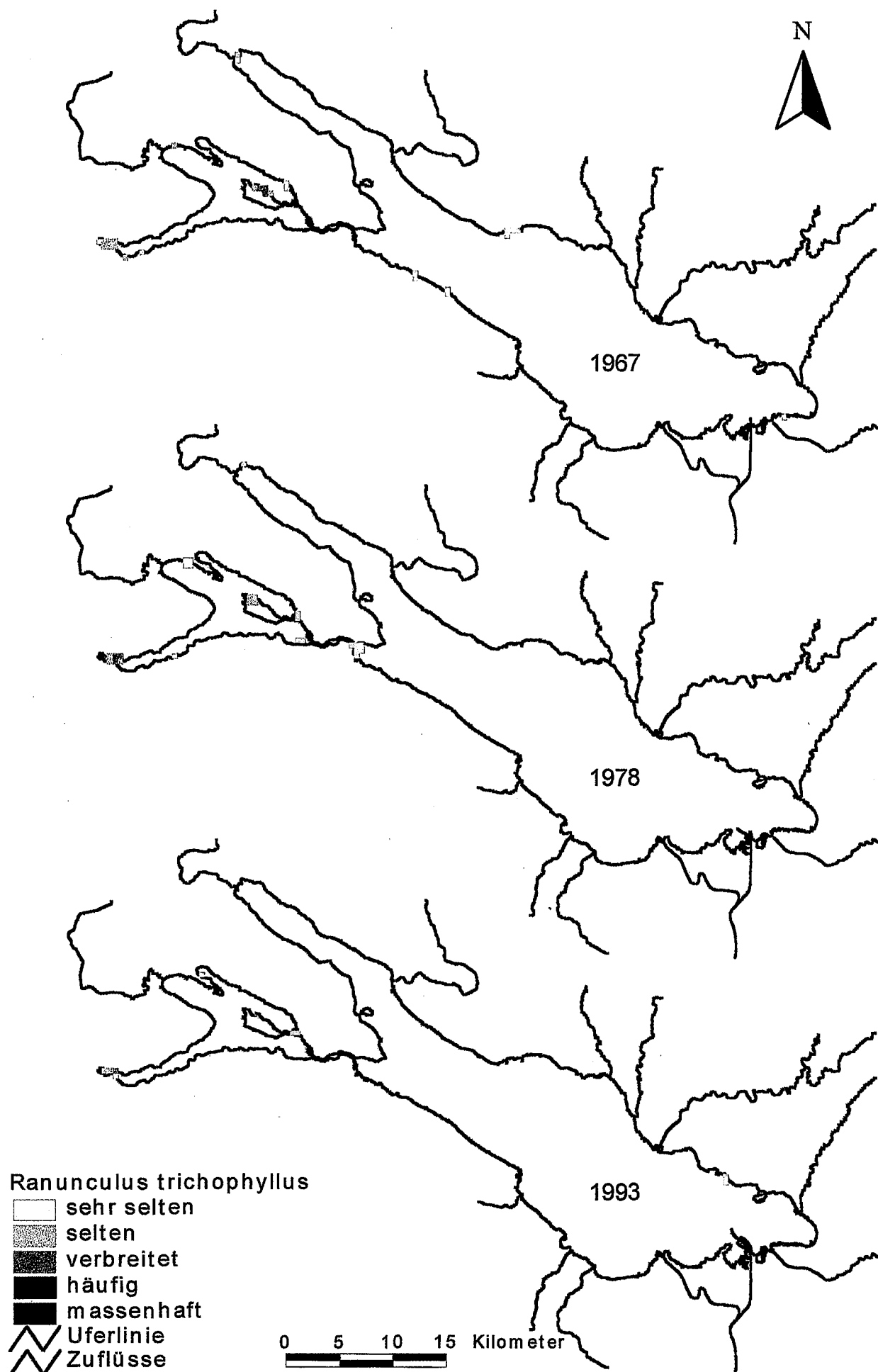


Abbildung 34: Flächenbilanz von *R. trichophyllus* in den einzelnen Kartierungsjahren

R. trichophyllus zählt am Bodensee zu den seltenen Arten, bevorzugt allerdings auch Fließwasserbedingungen, was die beständigen Vorkommen im schnell fließenden Ausfluss des Seerheins bei Stein am Rhein bestätigen. Die nach BAUMANN (1911) im Untersee verbreitete Art ist 1967 auf zwei grössere Vorkommen am Nordufer der Reichenau und bei Stein am Rhein beschränkt. Das Vorkommen im Seeausfluss bei Stein konnte auch 1978 und 1986 bestätigt werden, während die übrigen Standorte bis auf das Nordufer der Insel Reichenau bis 1978 weitgehend erloschen sind. 1993 wurde die Art am Nordufer von Reichenau und Mettnau wieder häufiger angetroffen, wobei diese Vorkommen auf die direkte Uferzone an der wasserseitigen Grenze des Schilfgürtels beschränkt sind und als Kümmerformen kaum 0,5m hoch werden. 1986 wurde diese untypische Form wohl z.T. mit *R. circinatus* verwechselt (SCHMIEDER 1991). Im Obersee wurde 1993 nur ein Fundort östlich von Wasserburg dokumentiert.

Auch *R. trichophyllus* wird in der Literatur zu den eutraphenten Arten gerechnet (KÖHLER ET AL. 1974, MELZER 1986). PIETSCH (1982) gibt vor allem für die Stickstoff-Komponenten sehr weite Toleranzbereiche an, während hinsichtlich Phosphat nur Gewässer mit armen bis mässig reichen Verhältnissen (20-330 µgP/l) bewohnt werden. KONOLD (1987) kommt zum Schluss, dass *R. trichophyllus* keinen Zeigerwert besitzt. Die geringen Vorkommen am Bodensee lassen keinen Schluss hinsichtlich eines Zeigerwertes zu, die beständigen Vorkommen bei Stein am Rhein weisen auf weite Toleranzbereiche der diskutierten Nährstoffe hin.

Verbreitung von *Ranunculus trichophyllus*



6.3 Bewertung des trophischen Zustandes der Flachwasserzone 1967, 1978 und 1993 mit Hilfe des Makrophytenindex (Melzer 1988)

Die Anwendung des Makrophytenindex nach MELZER (1988) für die Kartierungsjahre 1967, 1978 und 1993 erbrachte drastische Unterschiede zwischen den Kartierungsjahren. Die Bewertung der Trophiesituation der Litoralzone im Jahre 1967 ist sehr heterogen, wobei bereits ein Grossteil der Litoralzone mit „erheblicher“ bis „sehr hoher“ Trophie bewertet wird. Bereiche „mässiger“ Trophie finden sich vornehmlich im Gnadensee und Rheinsee sowie im Überlingersee. Lediglich im westlichen Gnadensee finden sich Flächen „geringer“ Trophie. Als Flächen mit „hoher“ bis „sehr hoher“ Trophie treten im Untersee das Ermatinger Becken inklusive Südufer der Insel Reichenau, das südwestliche Ufer des Zellersees und der Seeausfluss bei Stein am Rhein hervor, im Überlingersee der Mündungsbereich der Stockacher Aach und die Litoralzone vor Unteruhldingen sowie im Obersee die Bereiche zwischen Friedrichshafen und Kressbronn am Nordufer, zwischen Rheinspitz und Romanshorn und zwischen Münsterlingen und Kreuzlingen am Südufer hervor. Für die makrophytenfreien Zonen im Bereich der Schussenmündung und der Stadt Bregenz konnte kein Index berechnet werden, ebenfalls für die nicht kartierten Bereiche zwischen Reichenau und Mettnau, um Lindau sowie die uferfernen Bereiche zwischen Rohrspitz und Rorschach.

1978 ergibt die Bewertung der Trophie anhand des Makrophytenindex für den gesamten Bodensee ein sehr einheitliches Bild „sehr hoher“ Trophie, nur im Gnadensee und in der Fussacher Bucht finden sich Bereiche „mässiger“ Trophie. Für die makrophytenfreie Zone im Mündungsbereich der Schussen konnte kein Index berechnet werden. Ebenfalls nicht in die Berechnung einbezogen werden konnten wegen fehlender Kartierungsdaten die ausgedehnten Flachwasserbereiche westlich der neuen Rheinmündung und südlich von Lindau. Im Vergleich zu 1967 ergibt sich für praktisch alle Flachwasserbereiche eine Erhöhung der Trophie. Lediglich die 1978 im Gegensatz zu 1967 durch die Rheinvorstreckung bereits weitgehend vom Hauptsee abgeschnittene Fussacher Bucht zeigt eine Verringerung der Trophie.

1993 ergibt sich aus der Berechnung des Makrophytenindex wiederum ein sehr vielfältiges Mosaik unterschiedlicher Trophie in der Litoralzone des Bodensees. Bereiche mit „geringer“ bis „sehr geringer“ Trophie finden sich in der Fussacher Bucht und im Untersee vor allem am Nordufer des Gnadensees. Flächen mit „hoher“ bis „sehr hohe“ Trophie verbleiben vor allem in den Einflussbereichen von Siedlungen und Zuflüssen, wobei sich grosse Ähnlichkeiten zu 1967 erkennen lassen. So decken sich die Schwerpunkte hoher Trophie in den Mündungsbereichen von Radolfzeller und Stockacher Aach und im Einflussbereich der Schussen. Gleichfalls hohe Trophie wird nach wie vor im Bereich Lindau, Bregenz, Arbon und Romanshorn an-

gezeigt. Insgesamt ist jedoch im Vergleich zu 1978 eine starke Verringerung des Trophieniveaus festzustellen, wobei ein Ost-West-Gefälle im Bodensee auffällt. Die submerse Vegetation des Untersees zeigt eine geringere Trophie an, als die des östlichen Obersees.

6.4 Sedimentuntersuchungen in der Litoralzone des Bodensees 1993

6.4.1 Mineralogie

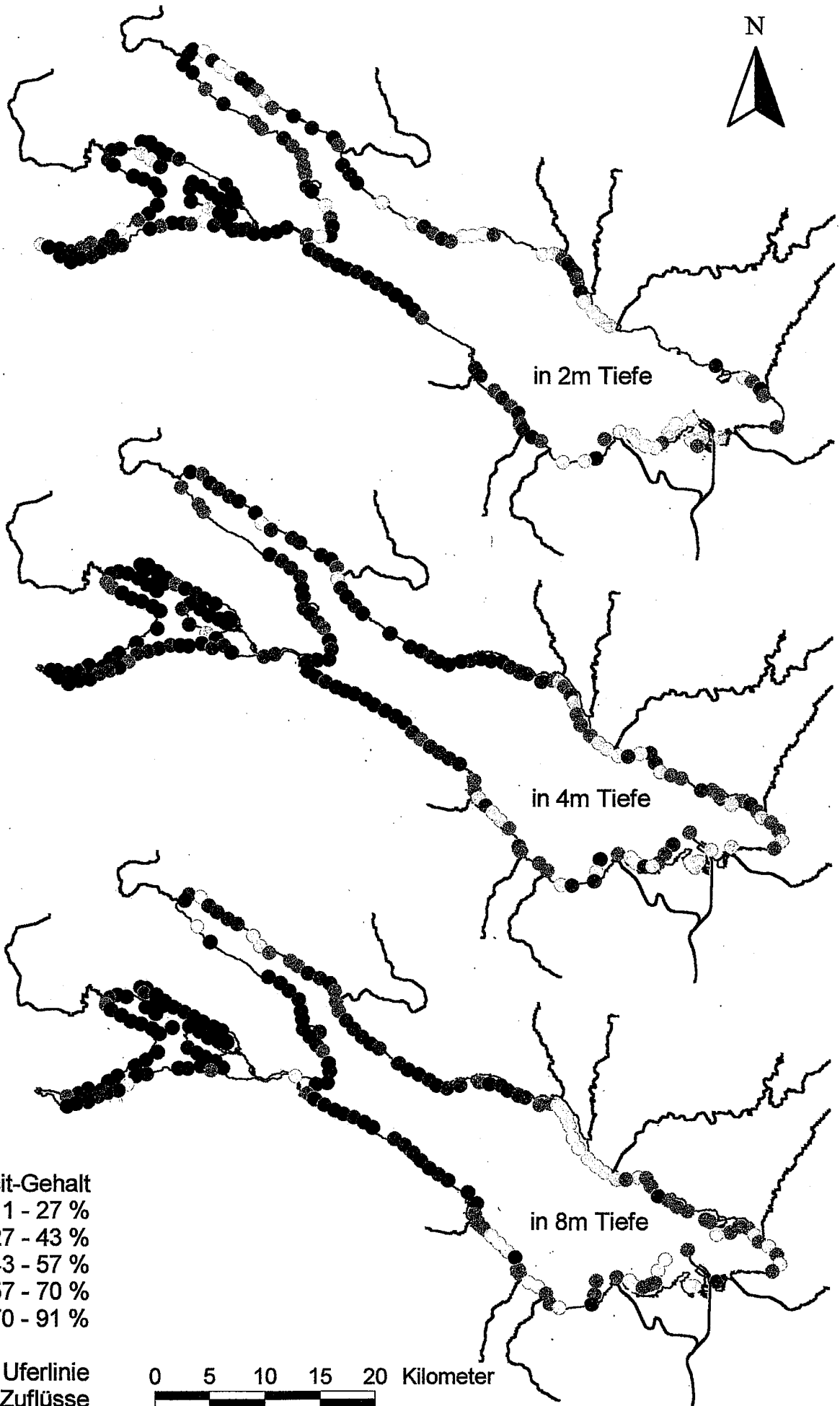
Im Rahmen der Sedimentuntersuchungen wurden Karbonatminerale (Calcit, Dolomit), Silikate (Quarz, Feldspäte, Tonminerale), Pyrit und organischer Kohlenstoff im Hinblick auf ihr Vorkommen und ihre Verteilung im Bodenseelitoral untersucht.

6.4.1.1 Calcit

Calcit ist ein Karbonatmineral, welches sowohl allochthon über Zuflüsse in den See eingetragen wird als auch autochthon im See selbst entsteht. Der ausserhalb des Sees entstandene (allochthone) Calcit ist zumeist marinen Ursprungs und stammt aus den Gesteinen des kalkalpinen Einzugsgebietes des Bodensees. Der im See gebildete (autochthone) Calcit hat 2 biogene Quellen. Zum einen erhöhen Muschelschalen und Schneckengehäuse den Calcitanteil, zum anderen werden durch Photosynthese von Algen und Makrophyten Calcitkrusten und kalkige Überzüge gebildet, die nach Absterben der Wasserpflanzen in das Sediment gelangen. Die Calcitgehalte einzelner Proben können mehr als 90 Prozent erreichen. Generell nehmen die Calcit-Werte von 1 m bis in 8 m Wassertiefe zu. Grossräumige Trends lassen sich daher bei den Calcitgehalten (wie auch bei vielen übrigen Sedimentparametern) überwiegend erst ab 4 m Wassertiefe erkennen.

Die Calcit-Werte liegen im Untersee höher als im Obersee und Überlingersee. Im Untersee zeigt sich ein Nord-Süd-Gefälle mit höheren Calcit-Werten im Norden. Dieses Gefälle wird einerseits durch die unterschiedliche Morphologie der Litoralzone verursacht. Im Norden ist der Litoralbereich breit und bietet gute Wachstumsbedingungen für potentiell Kalk bildende Algen und Wasserpflanzen im Gegensatz zum Südufer, das steiler ist und nur wenig Raum für submerse Vegetation bietet. Andererseits deuten die erhöhten Dolomitgehalte am Südufer des Rheinsees auf allochthone Einträge hin, die durch Ufererosion bzw. Baumassnahmen zur Uferbefestigung zu erklären sind. Der überwiegende Teil des Rheinsee-Südufers ist durch Ufermauern befestigt. Es münden keine Flüsse in den Untersee, die allochthonen Calcit in den gemessenen Grössenordnungen erklären. Daher muss der Calcit im Untersee vorwiegend autochthonen Ursprungs sein.

Calcit-Gehalt im Sediment



Calcit-Gehalt

- 1 - 27 %
- 27 - 43 %
- 43 - 57 %
- 57 - 70 %
- 70 - 91 %

- Uferlinie
- Zuflüsse

0 5 10 15 20 Kilometer

Eine Ausnahme bildet der westliche Zellersee, wo die Werte nicht mit der Wassertiefe zunehmen und vergleichsweise geringe Gehalte gemessen wurden. In diesem Bereich kommt es zu einem Verdünnungseffekt durch die Radolfzeller Aach, die andere Minerale wie Quarz und Tonminerale aus ihrem Einzugsgebiet anliefert. Ausserdem konnten im direkten Einflussbereich der Aach über längere Zeiträume keine Characeen gedeihen, die für die biogene Kalksedimentbildung entscheidende Beiträge leisten. Im Obersee zeigen sich ab 4 m Wassertiefe grossräumige Trends in Form einer Zweiteilung des Sees etwa auf der Linie Friedrichshafen - Romanshorn mit weit höheren Werten im westlichen Seebereich. Der an Calcit ärmere Osten des Obersees ist stärker durch Zuflüsse dominiert. Hierdurch wird autochthon vorkommender Calcit verdünnt und überlagert. Ausserdem fehlten in den östlichen Seeteilen des Obersees während der vergangenen Jahrzehnte Characeen, die entscheidend zur biogenen Kalksedimentbildung beitragen. Vor allem die Verbreitungsschwerpunkte von *Chara contraria* decken sich 1993 auffallend mit den Bereichen hoher Calcitgehalte im Sediment.

6.4.1.2 Dolomit

Dolomit ist ein im Bodensee allochthon vorkommendes Karbonatmineral, das sowohl durch den Rhein als auch durch Erosion aus den Flachwasserzonen in die Sedimente gelangt. Im Untersee wie auch im Obersee und Überlingersee liegen die Dolomit-Gehalte in ähnlichen Grössenordnungen, mit Werten bis zu 21 Prozent. Generell nehmen die Dolomitwerte mit zunehmender Wassertiefe geringfügig ab. Das Untersee-Nordufer ist im Gegensatz zum südlichen Rheinsee nahezu dolomittfrei. Im Rheinsee kommt es durch Ufererosion bzw. Verbauungsmassnahmen zu verstärktem Eintrag von Dolomit. In Obersee und Überlingersee findet sich neben einer generellen Abnahme der Dolomit-Gehalte mit zunehmender Wassertiefe in 4 m ein Ost-West-Trend. Auch hier lässt sich ähnlich wie bei Calcit grob eine Zweiteilung des Sees vornehmen. Die höheren Dolomit-Werte im östlichen Seebereich dokumentieren den weiten Einflussbereich des Alpenrheins als Hauptlieferant von Dolomit. Hohe Dolomit-Gehalte finden sich lokal in der Bucht von Kressbronn in 2 m Wassertiefe. Diese stehen aber wahrscheinlich nicht im Zusammenhang mit einem Ost-West-Trend, sondern könnten durch hier durchgeführte Renaturierungsarbeiten bedingt sein.

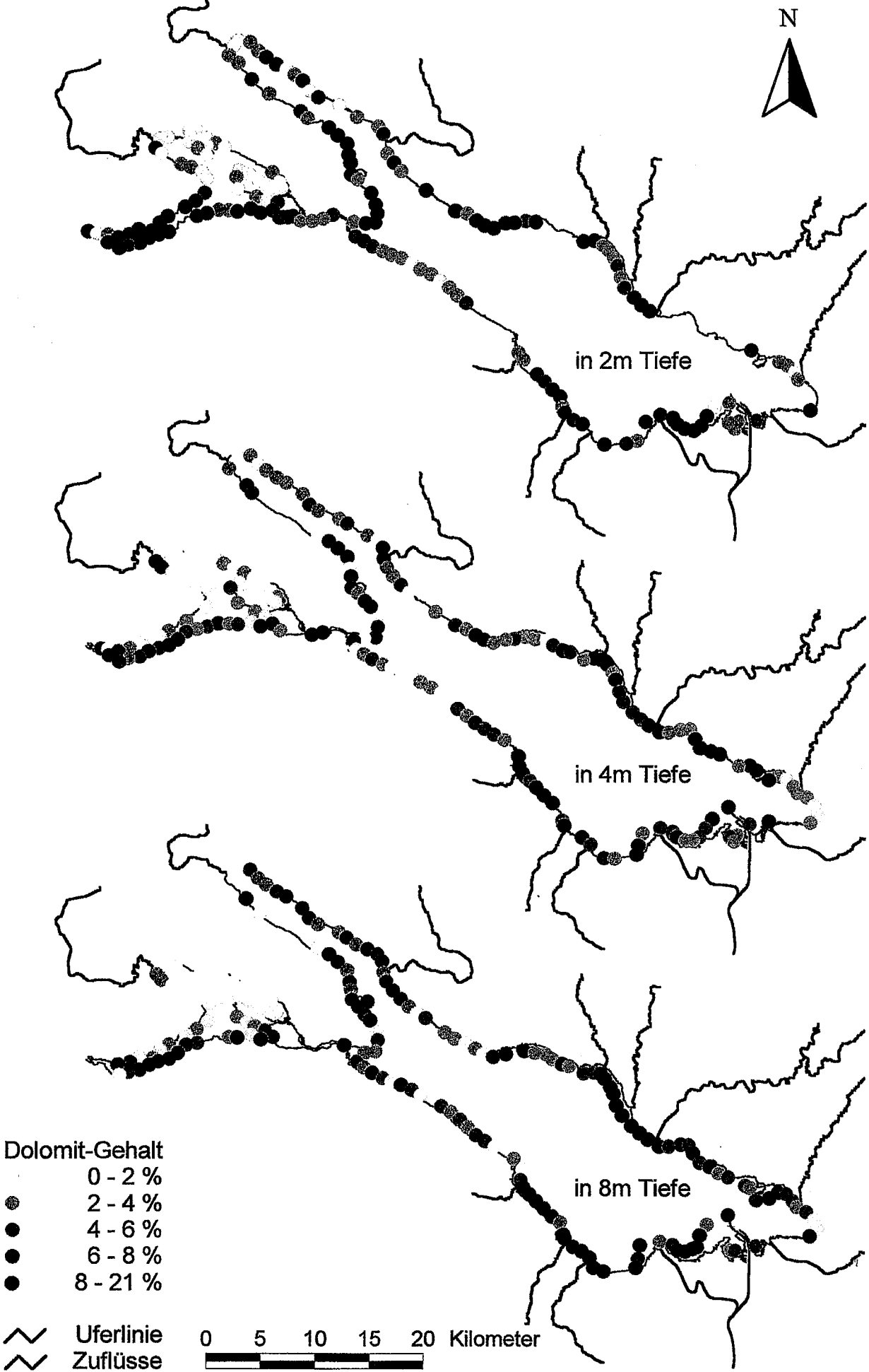
6.4.1.3 Quarz

Quarz liegt in den Litoralsedimenten mit maximal 28 Prozent vor, bedingt durch das Hinterland, das als Einzugsgebiet dient und aus überwiegend anderen Mineralien aufgebaut ist. Im Untersee sind die Quarz-Gehalte deutlich geringer als im Obersee und Überlingersee. Sie nehmen im Untersee generell mit der Tiefe ab. Eine Ausnahme bildet der Zellersee, wo die Werte mit

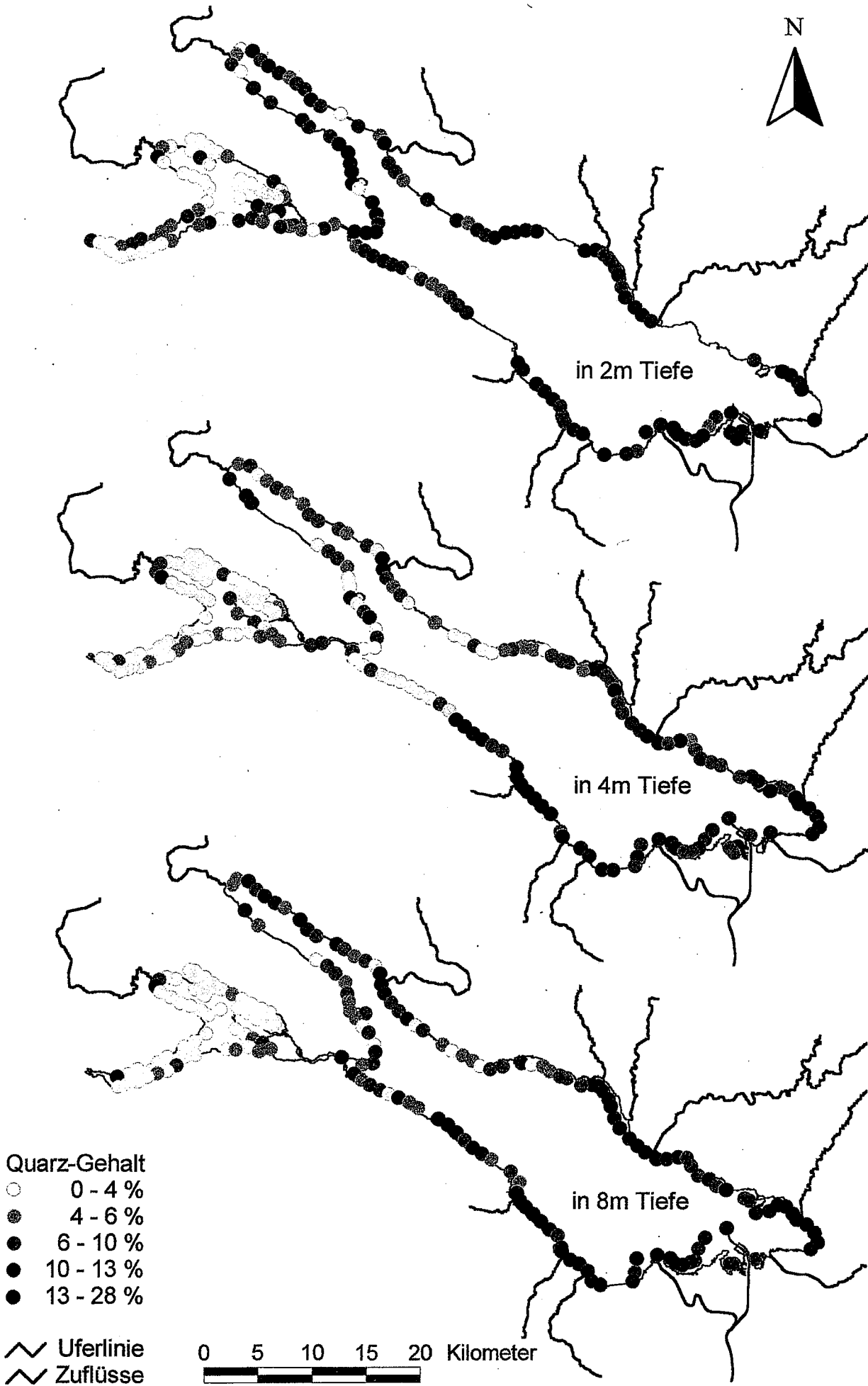
der Wassertiefe zunehmen. In diesem Bereich macht sich die Radolfzeller Aach bemerkbar, die zusätzlich zur Ufererosion Quarz aus ihrem Einzugsgebiet hereinträgt.

Im Gebiet des Obersee und Überlingersee liegen in 1 m Wassertiefe die Quarz-Gehalte am höchsten und nehmen mit der Wassertiefe leicht ab. Quarz lagert sich bevorzugt in flacheren Wassertiefen ab, beziehungsweise bleibt bevorzugt zurück, während feinere und leichtere Materialien in tiefere Wasserbereiche abtransportiert werden. In 4 m und 8 m Wassertiefe ist wiederum ein grossräumiger Trend zu erkennen, mit höheren Quarz-Gehalten im Osten. Kleinregional kommt es im Mündungsgebiet der Leiblach zu einem deutlichen Anstieg des Quarz-Gehaltes, bedingt durch den Eintrag der Leiblach, die sich in 4 m und 8 m Wassertiefe bemerkbar macht.

Dolomit-Gehalt im Sediment



Quarz-Gehalt im Sediment



6.4.1.4 Feldspäte

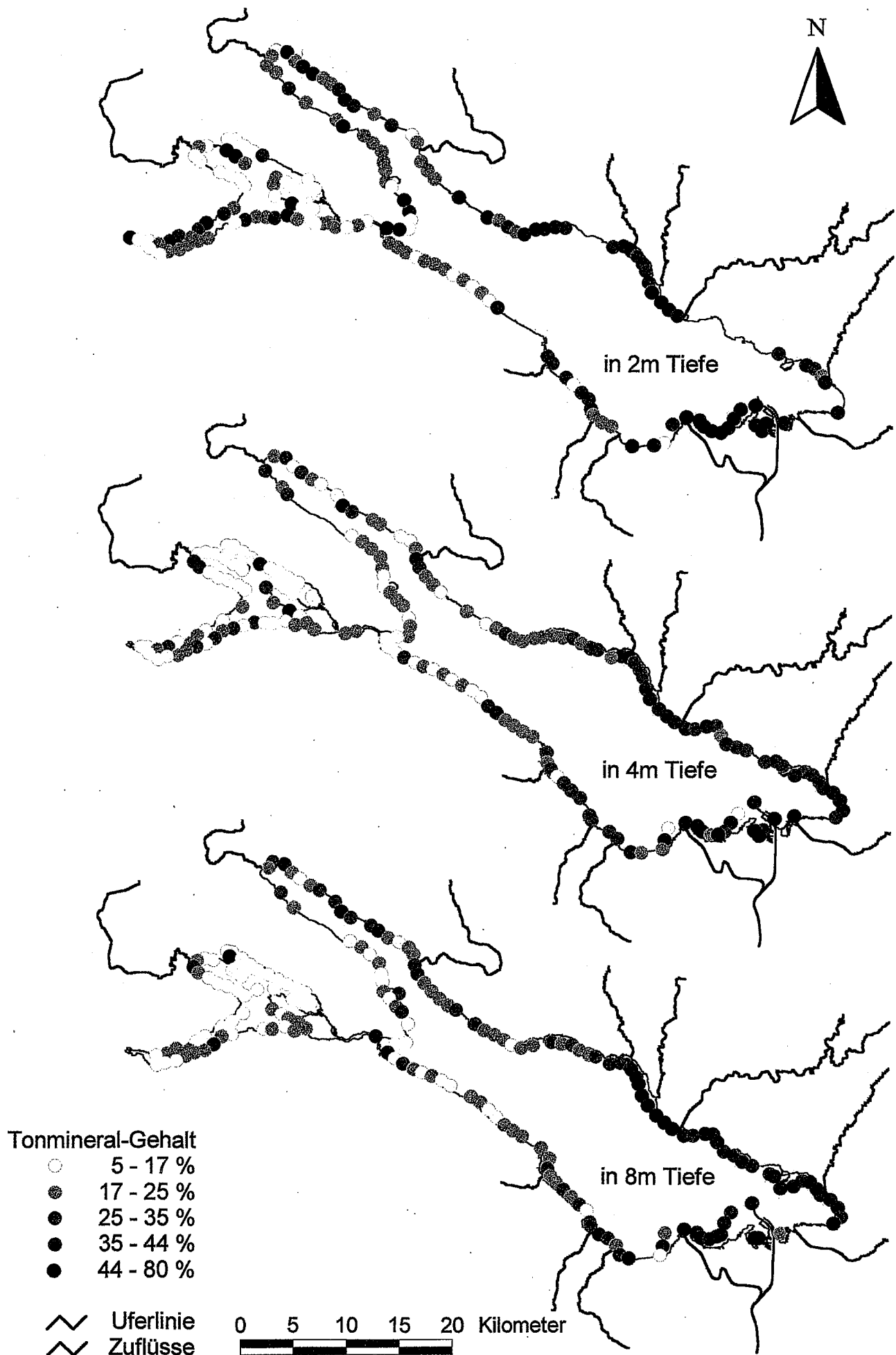
Bei den Feldspäten handelt es sich um allochthon im Bodensee vorkommende Silikatminerale. Die Feldspat-Gehalte liegen im Untersee niedriger als im Obersee und Überlingersee. Im Untersee sind die Werte überall gleich niedrig. Es kommt aber innerhalb des Untersees zu zwei Ausnahmen. Erstens treten entlang des Rheinsees lokal etwas höhere Werte auf, die erklärbar sind durch lokale Erosion aus dem Uferbereich. Zweitens werden im Bereich des Zellersees mit zunehmender Wassertiefe die Werte etwas höher, was durch Einträge der Radolfzeller Aach zu erklären ist. Im Überlingersee zeigt die Feldspatverteilung keine Abhängigkeit zur Wassertiefe. Im Süden treten niedrigere Werte auf und entlang des Nordufers finden sich stellenweise höhere Werte, die nicht durch lokale Zubringer erklärbar sind. Im Obersee zeigt sich bei Feldspat ebenfalls kein Wassertiefen abhängiger Trend. Erhöhte Feldspat-Gehalte, die auf lokale Zubringer hinweisen, zeigen sich im Bereich der Bregenzer Aach und der Gollach.

6.4.1.5 Tonminerale

Tonminerale sind wichtige Verwitterungsprodukte für die Bodenbildung. Sie sind in vielen Böden und Sedimenten des Bodensee-Einzugsgebiets zu finden. Die Tonminerale kommen als allochthone Minerale im Bodensee vor. Sie können durch chemische Verwitterung sehr kleine Korngrößen unterhalb von 2µm annehmen (Tonfraktion). Der Tonmineral-Gehalt ist im Untersee deutlich geringer als in Obersee und Überlingersee. Im Untersee nehmen die Tonminerale mit zunehmender Wassertiefe leicht ab. Eine Ausnahme bildet der Zellersee im Bereich der Radolfzeller Aach, wo der Tonmineral-Anteil im Sediment mit der Wassertiefe zunimmt. Im Untersee wird der Eintrag von Tonmineralen hauptsächlich aus erodiertem Material der Uferzone gespeist und nur lokal durch Zuflüsse ergänzt.

Im Gebiet von Obersee und Überlingersee werden die Anteile der Tonminerale mit der Tiefe geringer; dies trifft in 2 m Wassertiefe hauptsächlich auf das Südufer zu. Auch hier dokumentiert sich eine Abschwemmung von Tonmineralen aus dem Uferbereich. Mit Zunahme der Wassertiefe lässt sich ab 4 m ein Ost-West-Gradient feststellen, mit mehr Tonmineralen im Osten als im westlichen Seebereich, d.h. in diesen Wassertiefen macht sich der Eintrag über Zuflüsse bemerkbar.

Tonmineral-Gehalt im Sediment



6.4.1.6 Pyrit

Pyrit ist Eisensulfid mit der chemischen Formel FeS_2 . Es ist ein allochthon vorkommendes Mineral im Bodensee. Die aus Schwefelgehalt und Diffraktometermessung abgeleiteten Werte liegen überwiegend weit unter 1 %. Aufgrund der geringen Pyritgehalte ist eine Trendabschätzung schwierig. Im Untersee wie auch im Obersee und Überlingersee liegen die Pyrit-Gehalte in gleichen Grössenordnungen. Mit zunehmender Wassertiefe und in Zufluss fernen Bereichen zeichnen sich leicht höhere Gehalte ab. Möglicherweise machen sich hier geringere Sedimentationsraten unter ruhigeren Ablagerungsbedingungen bemerkbar.

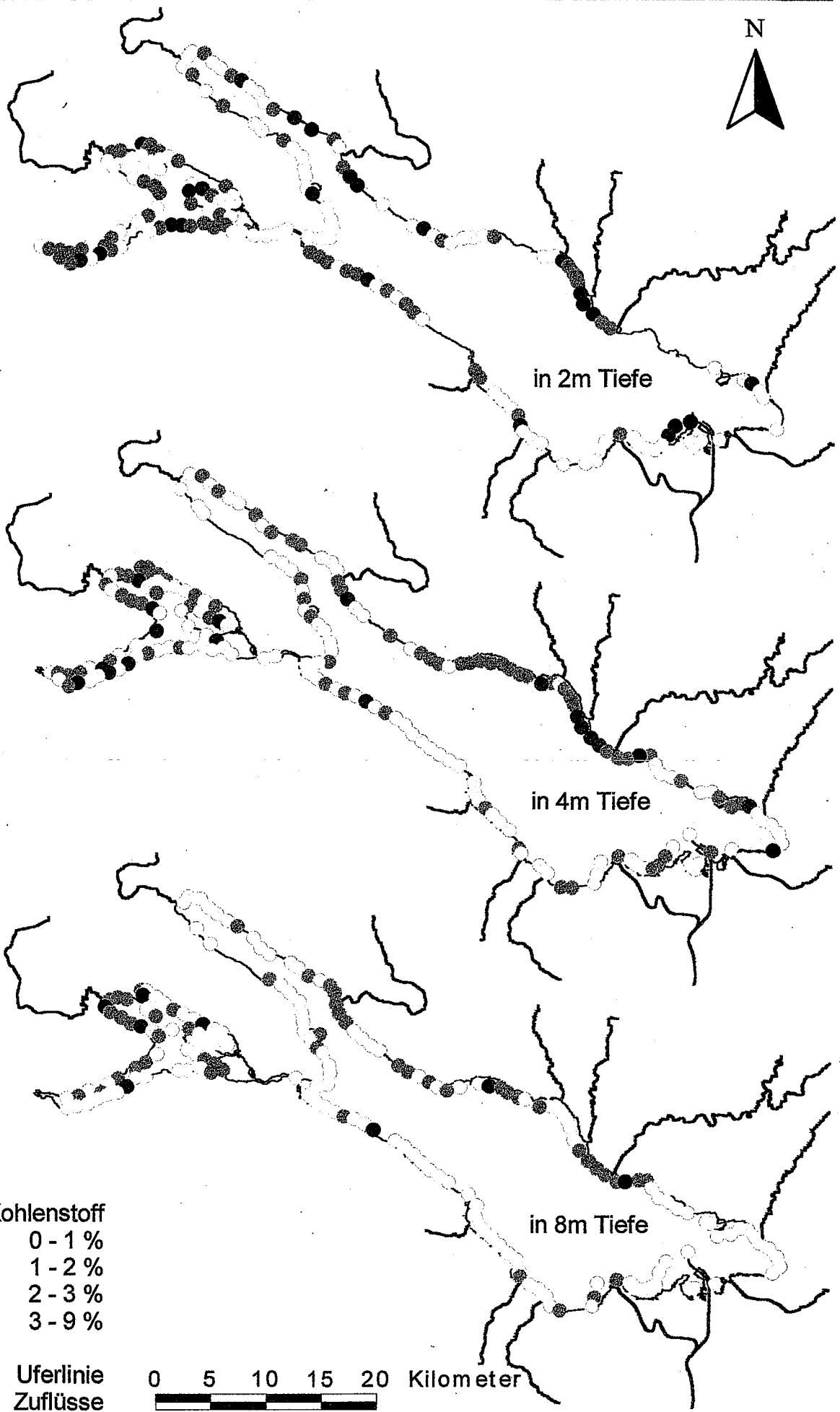
6.4.2 Organischer Kohlenstoff

Bei dem hier untersuchten organischen Kohlenstoff (C_{org}) handelt es sich überwiegend um partikuläres Material, das entweder autochthon im See gebildet wurde, z. B. Planktonreste und abgestorbene Makrophyten oder allochthon von aussen in den See gelangt, z.B. in Form von Laub und Ästen. Im Durchschnitt liegt der C_{org} -Gehalt um 2%, er kann aber auch in einzelnen Proben mehr als 10 % betragen. Im Litoralbereich des Untersees enthalten die Sedimente etwas mehr organischen Kohlenstoff als im Obersee und Überlingersee. Im Untersee zeigt sich eine generelle Abnahme der C_{org} -Werte mit zunehmender Wassertiefe mit zwei Ausnahmen: im Zellersee verfrachtet die Radolfzeller Aach organischen Kohlenstoff in tiefere Wasserbereiche und im Bereich des Markelfinger Winkels gibt es dort höhere C_{org} -Werte wo sich früher der Abfluss der Kläranlage Radolfzell befand.

Schwerpunkte des organischen Kohlenstoffgehaltes lassen sich sowohl im Obersee als auch im Untersee fast immer Siedlungen oder Zuflüssen zuordnen, ungeachtet der Exposition bzw. der Wellendynamik des Uferbereiches. Daraus lässt sich schliessen, dass höhere Gehalte des organischen Kohlenstoff im Litoral vorwiegend aus allochthonen Quellen stammen, welche stetig Nachschub liefern. Autochthone Quellen treten dagegen in den Hintergrund. In den Tiefenstufen bis 2 m ist jedoch auch ein West-Ostgefälle mit Schwerpunkt im Untersee zu erkennen, der zum einen mit der weitaus grösseren Makrophytendichte im Untersee, zum anderen auch mit der hier geringeren Wellendynamik erklärt werden kann.

Im Bereich des Obersees und zeigt sich ein Nord-Süd-Gradient mit insgesamt höheren C_{org} -Werten entlang des Nordufers. Auch hier scheinen die Quellen des organischen Kohlenstoffs vorwiegend allochthoner Natur, wobei stetige Nachlieferung seeinterne Transportprozesse überlagert. Vor allem im Bereich der Friedrichshafener Bucht erweist sich die Schussen als wichtiger allochthoner Kohlenstofflieferant.

Org. Kohlenstoff-Gehalt im Sediment



- Org. Kohlenstoff
- 0 - 1 %
 - ◐ 1 - 2 %
 - 2 - 3 %
 - 3 - 9 %

- Uferlinie
- Zuflüsse

0 5 10 15 20 Kilometer

6.4.3 Granulometrie

Der vorliegenden Arbeit liegen die deutschen Einteilungsgrenzen zugrunde. Die Tonfraktion reicht von 0,02 μm bis 2 μm , die Silt-Fraktion von 2 μm bis 63 μm , die Sand-Fraktion von 63 μm bis 200 μm und die Kies-Fraktion von 200 μm bis 2000 μm . Die verschiedene Grösse der Sedimentkörner spiegeln zum einen die Korngrössen des Ausgangsmaterials wider, z. B. der Molasse-Sandsteine, sie bilden zum anderen aber auch das Mass der Beanspruchung durch chemische und physikalische Verwitterung des Ausgangsgesteins ab.

Der Korngrössenmittelwert der Gesamtproben liegt im Spektrum von Grobsand bis Grobsilt. Insgesamt spielt in den Litoralsedimenten des Bodensees die Grobfraktion eine grössere Rolle spielt als die Feinfraktion. Die Korngrössenmittelwerte sind deutlich wassertiefenabhängig. Generell nehmen die Korngrössenmittelwerte mit zunehmender Wassertiefe im gesamten Bodensee ab und spiegeln somit eine hydrodynamisch bedingte Grössensortierung wider. Innerhalb des allgemeinen Trends liegen im Untersee im nördlichen wie im westlichen Bereich gröbere Korngrössen vor, die durch autochthon entstandenen Kalk geprägt sind. Im Obersee und Überlingersee finden sich die grössten Korngrössenmittelwerte im Nordwesten. Durch windbedingten Wellenschlag und Strömungen in diesem Bereich kommt es teilweise zu starker Ufererosion und damit zur Auswaschung feineren Materials. Gröbere Sedimente werden im Flachwasserbereich relativ angereichert.

6.4.4 Trends zwischen verschiedenen Parametern

Bei der Betrachtung der Messergebnisse fallen über weite Bereiche ähnliche Trends zwischen zwei oder mehr Parametern auf, die nur kleinräumlich abweichen. Gegenläufige Trends finden sich im Bodensee zwischen Calcit und Dolomit, allerdings weniger scharf ausgeprägt im Bereich des Überlingersees. In Litoralabschnitten, in denen Dolomit im Gegensatz zu Calcit prozentual im Oberflächensediment überwiegt, kann auf vermehrt allochthone Einflüsse geschlossen werden. Gegenläufige Trends finden sich auch zwischen Calcit und Tonmineralen. Probennahmeregionen mit überwiegend Tonminerale-Anteil lassen auf einen Ausseneinfluss schliessen. Aber auch bei der Betrachtung der Trends zwischen Calcit und Tonmineralen gibt es uferparallele Gebiete im Litoral, in denen der ansonsten überwiegend gegenläufige Trend sich in einen gleichläufigen umwandelt, was darauf schliessen lässt, dass zum Beispiel autochthone Calcit-Fällung in diesen Bereichen eine Rolle spielt. Die Minerale Quarz, Feldspäte, Dolomit als Anzeiger allochthoner Einflüsse zeigen weitgehend, bis auf regionale Ausnahmen, ähnliche Zu- und Abnahmetrends. Bei der Betrachtung der Korngrössenverteilung im Litoral, zeigen der Mittelwert der Sand-Fraktion und der Korngrössen-Gesamt-Mittelwert für die jeweilige Probe ähnliche Grössenordnungen. Dies unterstreicht, dass der Anteil der Sand-Fraktion in den Litoralsedimenten überwiegt.

Korngrößen-Mittelwert im Sediment



6.5 Ergebnisse der Klassifikation der Landsat-TM-Aufnahmen vom 30.06.1993 und 09.07.1993 (Testbeispiel Bodensee-Untersee):

Die Abbildungen 35 und 36 sind auf der Basis von Thematic Mapper entstanden. Die spektralen Kanäle des sichtbaren Lichtes wurden zur Grundlage für die Klassifikation gewählt. Abb. 35 liegt die Szene vom 30.06. "Untersee" zugrunde, die georeferenziert wurde, Abb. 36 die Szene vom 09.07. "Unter- und Obersee", die nicht georeferenziert wurde. Bei beiden Abbildungen wurden dann 5 Grobklassen durch Trainingsgebiete im Ermatinger Becken, im Rheinsee und vor der Halbinsel Höri gebildet und eine sog. "Überwachte Klassifikation" gestartet. Gewählt wurden die Klassen:

- Makrophyten dicht
- Makrophyten locker
- Tiefenwasser
- Flachwasser
- Ufervegetation und Schilf

Als Ergebnis werden bei Abb. 35 alle Klassen dargestellt, bei Abb. 36 werden nur die beiden „Dichteklassen“ der Unterwasservegetation gezeigt. Bei Abb. 35 werden einige Teile des Seekörpers relativ gut in die gewählten Klassen eingeordnet: So wird sowohl die flache Wasserzone des Ermatinger Beckens wie auch der grösste Teil des tieferen Rheinsees und Zeller Sees korrekt klassifiziert. Auch der Verlauf des Seerheins ist teilweise detektierbar. Fehlklassifiziert wird dagegen der Gnadensee, der wahrscheinlich durch eine Nebel- oder Frühdunstwolke radiometrisch abgeschirmt wurde. Die homogene Oberfläche dieser Wolke konnte nicht durch radiometrische Korrekturen soweit in ihrem Störverhalten abgemildert werden, dass die spektrale Rest-Informationen der darunterliegenden Objekte erkennbar werden. Gut getrennt werden auch einige Makrophytenvorkommen in einem Streifen vom Zeller See bis zum Ermatinger Becken, wobei sogar Unterschiede in der spektralen Signatur klassifiziert werden (= Unterschiede im (subjektiv) bewerteten Grünton; hier eher als Ausdruck einer unterschiedlichen Dichte des jeweiligen Bestandes denn als Ausdruck unterschiedlichen Artenbesatzes gedeutet). Als fehlerbehaftet erweist sich jedoch die Klasse Ufervegetation/ Schilf. Infolge des automatisierten Ausschneide-Algorithmus wurden als Trainingsgebiete zu grosse terrestrische Bereiche im Ufersaum "mit ausgeschnitten". Diese ähneln in ihrem spektralen Verhalten jedoch z.T. sowohl der ufernahen submersen Vegetation als auch treibendem Plankton. In Folge kommt es im Bereich des Seerheins und Ermatinger Beckens, des Untersees, der Zeller Bucht, der Verbindungslinie Mettnau-Reichenau und im Ostteil des Gnadensees zu Fehlinterpretationen. Gut wiedergegeben werden die Schilfgebiete beidseits des Reichenau-Dammes, des Wollmatinger Riedes und die Ufervegetation entlang des gesamten Seekörpers. Über den

gesamten ausgeschnittenen Bereich ist darüber hinaus eine NW-SE-verlaufende Streifung zu erkennen, die satellitenbedingt ist (Schaden an der Detektorabstimmung). Somit entstehen deutliche fehlklassifizierte Makrophytenzonen quer durch Zeller und Gnadensee. Im Rheinsee werden diese Streifen dann eher der Klasse Ufervegetation/ Schilf zugeordnet.

In Abbildung 36 werden, bedingt durch eine etwas veränderte Auswahl der Trainingsgebiete, bessere Ergebnisse, vor allem bei der Klasse "Makrophyten optisch dicht" erreicht. Submerse Makrophytenfelder werden jetzt auch südwestlich von Radolfzell, beidseits der Mettnau, entlang des Gnadensee-Nordufers, des Rheinsees und westlich der Reichenau erkannt. Wie schon in Abb. 35 ist der Bewuchs des Ermatinger Beckens gut erkennbar, hinzu kommt eine klassenmässige Unterscheidung des Bewuchses in der Hegne-Bucht. Die Klasse "locker" ist weniger genau als die Klasse "dicht". Vor allem im Bereich des Zeller Sees und des Rheinsees werden grosse Flächenbereiche fehlinterpretiert, z.T. bedingt durch den schon oben erwähnten Scannerfehler des TM-Satelliten, möglicherweise auch durch treibendes Plankton an der Wasseroberfläche. Teilweise reichen diese Flächen bis direkt ans Ufer, so dass dort eventuell vorhandene submerse Vegetation überdeckt wird. Vergleicht man die Klassifikationsergebnisse mit den Ausgangsdaten, so lässt sich erkennen, dass die Areale um die als "dicht" klassifizierten Bereiche relativ gut wiedergegeben werden (besonders auch wieder im Bereich des Ermatinger Beckens, der Hegne-Bucht, entlang des Nordufers des Gnadensees, des Südufers der Mettnau, an der Höri und bei Bermatingen/ Mannenbach).

Die Klasse „Unklassifiziert“ gibt ebenfalls an einigen Stellen die reale Bewuchssituation im Litoral wieder, indem sie nämlich dort zugeordnet wird, wo keine Vegetation vorhanden ist, z.B. in einer grossen Freifläche des Litorals des Ermatinger Beckens, am Kirchenloch und der Bauernhornbucht auf der Reichenau-Nordseite und ebenfalls auf der Nordseite der Halbinsel Mettnau. Bei vergleichender Analyse mit den Erhebungsdaten der Makrophytenkartierung 1993 kann über diesen rein deskriptiven Ansatz hinaus festgestellt werden, dass Verteilungsmuster innerhalb des Makrophytengefüges erkennbar sind. In der Abb. 36 korrelieren die Bereiche der Klasse "dicht" im Ermatinger Becken und im Ostteil des Gnadensees einigermassen mit dem Vorkommen ausgedehnter, zum Aufnahmezeitpunkt aber noch nicht voll entwickelter Characeenfelder, während die Klasse "locker" eher die umsäumenden, in der Hauptsache aus *Potamogeton pectinatus* und *Potamogeton panormitanus* bestehenden weniger dichten Laichkrautareale umschreibt. Diesen beiden Vegetationseinheiten werden innerhalb der Bioindikation mit submersen Makrophyten sehr unterschiedliche Indikatorwerte zugeordnet (vgl. MELZER 1988). Es lassen sich folglich durch Satellitenbildklassifikation durchaus bioindikatorisch interpretierbare Ergebnisse erzielen, zumal in Zukunft neue, höher auflösendere Systeme qualitativ hochwertigeres Ausgangsmaterial liefern werden.

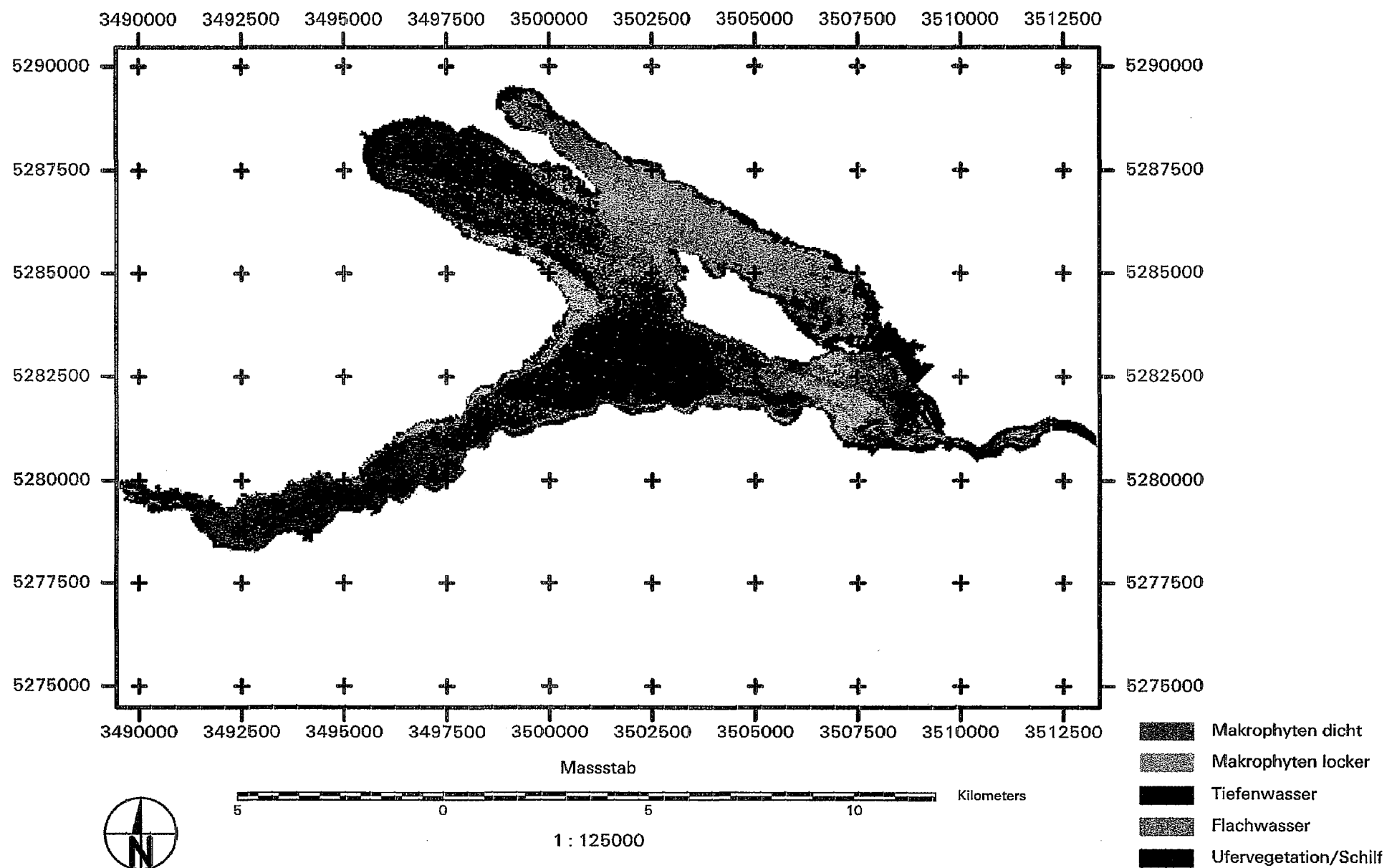


Abb. 35 Klassifikationsversuch 1 (Bodensee – Untersee / 5 Klassen)

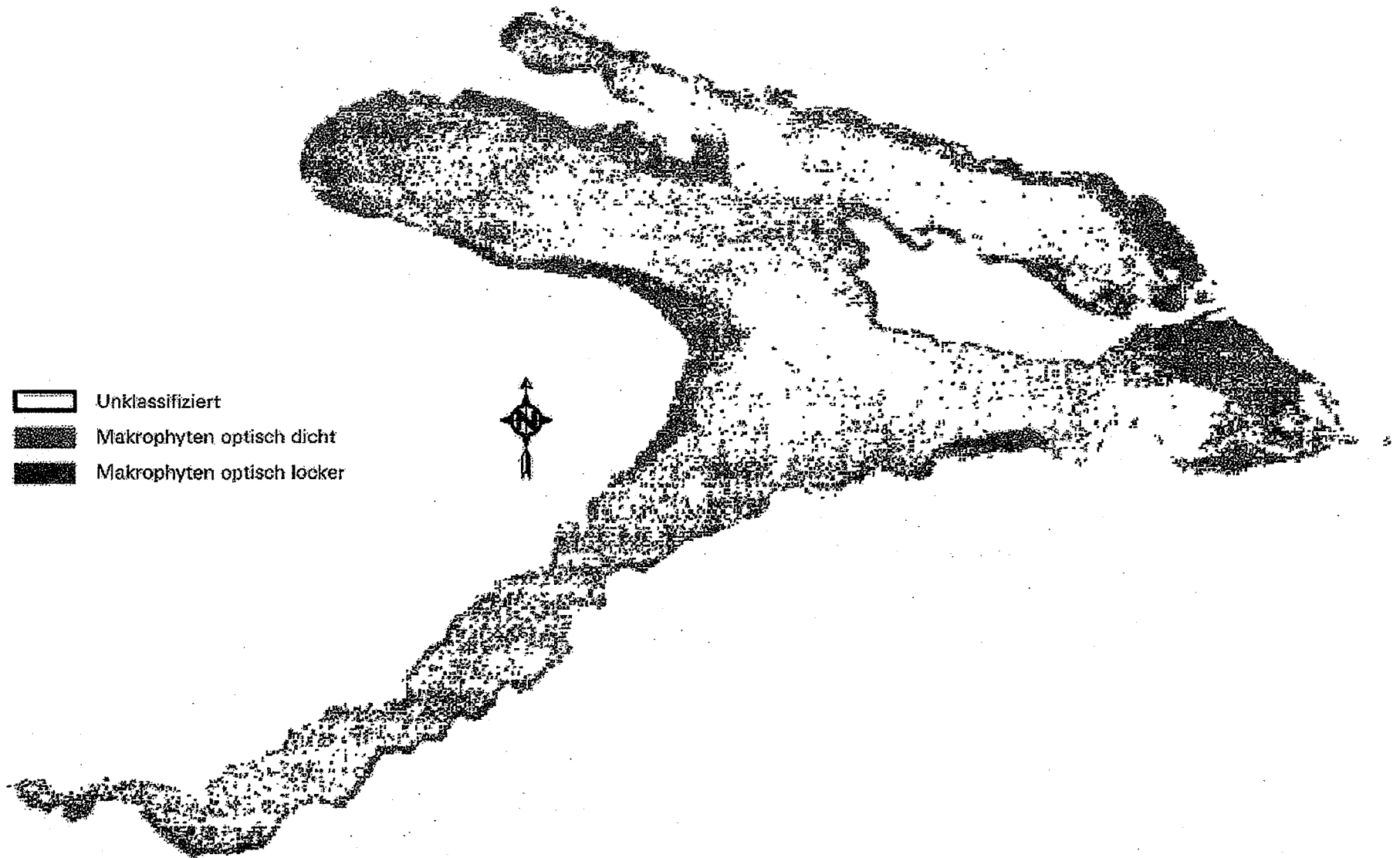


Abb. 36 Klassifikationsversuch 2 (Verteilungs- oder Dichtemuster)

7 Diskussion

7.1 Entwicklung der submersen Makrophytenvegetation im Untersuchungszeitraum

Die Entwicklung der submersen Makrophytenvegetation des Bodensees zeigt einen deutlichen Zusammenhang mit der Entwicklung der Trophie, welche ihrerseits eng mit der Entwicklung der Phosphat-Konzentration sowie der Konzentration der Stickstoffkomponenten Nitrat und Ammonium verknüpft ist. Unabhängig von den jährlichen Schwankungen der Vegetationsverhältnisse, von denen auch LANG (1973a,b) berichtet, zeichnet sich eine deutliche Verschiebung der Artzusammensetzung sowie der Flächenanteile einzelner Arten an der Gesamtvegetation während der Eutrophierungsperiode der 70er Jahre (vgl. LANG 1981, SCHRÖDER 1981) ab. Diese Periode ist gekennzeichnet durch die Förderung eutraphenter Arten, wie *Zannichellia palustris* und *Potamogeton pectinatus* (MELZER et al. 1986) und den Rückgang der meisten übrigen Arten, von denen einige am Höhepunkt der Trophie Ende der 70er Jahre vollständig verschwunden waren (*P. gramineus*, *P. zizii*, *Groenlandia densa*, *Ch. aspera*, *Ch. tomentosa*). Inwieweit dieser Rückgang vieler Arten direkt auf die Veränderungen der wasserchemischen Verhältnisse zurückzuführen ist, oder ob Sekundäreffekte, wie Beschattung durch erhöhte Phytoplankton-Produktion die entscheidende Rolle spielen, lässt sich nur für wenige Arten entscheiden.

Beispielsweise übersteigen die Ammonium-Konzentrationen im Zellersee über längere Zeit deutlich die empirisch ermittelte Toleranzgrenze von *P. lucens* (PIETSCH 1982). Für die meisten der Mitte der 60er Jahre im Bodensee noch verbreiteten Arten hatten die durch die IGKB koordinierten und Anfang der 80er Jahre greifenden Reinhaltmassnahmen zur Folge, dass sich die während der Eutrophierungsperiode stark zurückgegangenen bzw. verschwundenen Bestände z.T. wieder erholen bzw. wiederansiedeln konnten, so dass die Vegetationsverhältnisse von 1993 wieder eine deutliche Annäherung an die Verhältnisse von 1967 zeigen.

Die Verbreitungsentwicklung einiger Arten lässt sich jedoch nicht mit der Entwicklung der Phosphat-Konzentration während des Untersuchungszeitraumes in Zusammenhang bringen. So kann das am Bodensee beobachtete Ausbreitungsverhalten von *Nitellopsis obtusa*, das in ähnlicher Form auch an anderen Gewässern beschrieben wurde (KRAUSE 1985), hierdurch nicht erklärt werden. Auch das Ausbreitungsverhalten des Anfang der 80er Jahre in den Untersee eingewanderten Neophyten *Elodea nuttallii* lässt sich erwartungsgemäss nicht mit der Entwicklung der wasserchemischen Verhältnisse in Zusammenhang bringen. Eine Verwendung dieser Arten als Trophie-Indikatoren ist zumindest für das Untersuchungsgebiet des Bodensee zweifelhaft. Die starke Ausbreitung einiger nitrophiler Arten, wie *P. friesii* und *P. pan-*

ormitanus lässt die Vermutung aufkommen, dass die im Gegensatz zu Phosphat ungebremste Zufuhr von Nitrat in den Bodensee langfristig ebenfalls zu einer Verschiebung der Vegetationszusammensetzung führt.

Die Ausbreitung der wärmeliebenden Art *Najas intermedia* in den Obersee und das Auftreten der in Bezug auf die Wassertemperatur noch anspruchsvolleren *Najas minor* in der Fussacher Bucht kann eine Folge mehrerer milder Winter sein, könnte aber auch im Zusammenhang mit einer globalen Erwärmung des Klimas stehen. Die langfristige Verbreitungsentwicklung dieser Arten sollte daher beobachtet werden. Im Zusammenhang mit den trophischen Veränderungen während des Untersuchungszeitraumes ergeben sich einige typische Beispiele der Verbreitungsentwicklung einzelner Arten. So zeigen einige Arten eine gleichförmige Verbreitungsentwicklung zur trophischen Entwicklung, wofür *Zannichellia palustris* als Paradebeispiel stehen kann. *Z. palustris* ist eine der wenigen Arten, die sich in der starken Eutrophierungsperiode bis hin zu Massenentwicklungen entfalten konnte, aber nach Absinken der Phosphat-Konzentrationen wieder stark zurückging. Auch die Verbreitungsentwicklung von *Potamogeton pectinatus* vollzog sich während des Untersuchungszeitraumes in ähnlicher Form, aber weniger ausgeprägt.

Die Verbreitungsentwicklung von *Chara contraria* steht hingegen als typisches Beispiel für solche Arten, die während der starken Eutrophierungsperiode der 70er Jahre in ihren Beständen stark zurückgingen, sich aber nach Absinken der Phosphat-Konzentrationen wieder erholen konnten. Weitere Arten mit ähnlicher Verbreitungsentwicklung sind *Najas intermedia*, *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus circinatus*. Neben diesen Mustern der Verbreitungsentwicklung, die einen sehr engen Zusammenhang zur trophischen Entwicklung erkennen lassen, zeigt die Verbreitungsentwicklung einiger Arten keinen Zusammenhang. So breiteten sich ausser *Nitellopsis obtusa* auch *Potamogeton panormitanus* und *Potamogeton friesii* während des gesamten Untersuchungszeitraumes unablässig aus.

1993 konnten viele der im Zeitraum zwischen 1978 verschollenen Arten wiedergefunden werden. *Chara aspera* hat sich in jüngster Zeit wieder zu stattlichen Beständen entwickelt, während *Chara tomentosa* nur äusserst selten angetroffen wird. Nichtsdestotrotz haben sich die Lebensbedingungen des Grossteils der submersen Makrophytenarten des Bodensees seit 1978 deutlich verbessert. Im Vergleich zu 1967 und 1978 wurden 1993 submerse Makrophyten z.T. in weit grösseren Wassertiefen angetroffen. *Nitellopsis obtusa* bildete 1993 zusammen mit *Elodea nuttallii* und *Ceratophyllum demersum* im Gnadensee die Tiefengrenze der Vegetation in 12 m Wassertiefe während bereits 1967 trotz vielfacher gezielter Bemühungen kein einziger Fund einer lebenden Pflanze aus mehr als 7 m Tiefe gelang (Lang 1973a).

7.2 Bewertung des trophischen Zustandes der Flachwasserzone mit Hilfe des Makrophytenindex nach MELZER (1988)

Die Entwicklung des Makrophytenindex bzw. die Standardisierung der Bewertungsmethode von Gewässern anhand submerser Makrophyten erfolgte von MELZER et al. (1986) in Anlehnung an den Saprobienindex (Kolkwitz & Marsson 1902) erstmals am Chiemsee. In den Folgejahren wurde eine Vielzahl von Gewässern untersucht und der Index präzisiert und erweitert (MELZER 1988). Die Standardisierung der Bewertungsmethodik ist unabdingbare Voraussetzung für die Objektivierung und Vergleichbarkeit von Gewässerbewertungen anhand submerser Makrophyten. Die Methode basiert auf empirisch ermittelten Zeigerwerten submerser Makrophytenarten. Die Breite der ökologischen Toleranzbereiche der verwendeten Indikatorarten ist dabei nicht berücksichtigt. Die einzelnen Indikatorgruppen enthalten nicht die gleiche Anzahl Indikatorarten, so dass die Wahrscheinlichkeit, auf ein Mitglied einer Indikatorgruppe zu treffen für die einzelnen Gruppen unterschiedlich ist. Vor allem die Indikatorgruppen der Extrembereiche enthalten nur wenige Spezialisten, wobei aber die Güte des Zeigerwertes durch die hohe Spezialisierung meist sehr hoch ist. Zudem bewirkt der Eingang der 3. Potenz der Pflanzenmenge in die Berechnung, dass quasi nur die häufigeren Arten in der Berechnung berücksichtigt werden, seltene Arten mit enger Standortbindung und damit hoher Indikationsgüte fallen dagegen kaum ins Gewicht.

Weiterhin gilt auch für diese Bewertungsmethodik die bereits für den Saprobienindex geltende Einschränkung, dass in bewuchsfreien Gewässerbereichen keine Anwendung möglich ist. Diese können sowohl natürlichen Ursprungs sein, wie z.B. die Felssubstrate in der Bregenzer Bucht zwischen Bregenz und Lochau oder der extrem durch Trübstoffe beeinflusste Mündungsbereich des Alpenrheins, als auch anthropogenen Ursachen haben, wie z.B. der in den sechziger und siebziger Jahren stark belastete Mündungsbereich der Schussen.

Neben diesen methodischen Einschränkungen stellt sich vor allem die Frage der Übertragbarkeit auf die Verhältnisse des Bodensees. Die Entwicklung der Bewertungsmethode erfolgte ausschliesslich anhand von Seen des bayerischen Voralpengebietes und besitzt bisher nur regionale Gültigkeit. Für ihre überregionale Anwendung als Standardmethode in der Praxis der Gewässerüberwachung ist eine Prüfung ihrer überregionalen Gültigkeit erforderlich. Die Anwendung dieser Bewertungsmethode am Bodensee sprengt ihren regionalen Gültigkeitsrahmen nicht, denn bezüglich der Genese und der Geologie des Einzugsgebietes ist der Bodensee weitgehend den bayerischen Voralpenseen vergleichbar. Jedoch könnte die Grösse des Bodensees die Übertragbarkeit einschränken, da unabhängig von der Trophiesituation bereits natürliche Standortfaktoren wie die Wellendynamik limitierend für das Gedeihen submerser Makrophyten wirken können. So findet sich bereits 1838 in der Oberamtsbeschreibung von Tett nang (MEMMINGER 1838) der Hinweis, *P. perfoliatus* gedeihe als einzige Pflanze im Bo-

densee, da die anderen Wasserpflanzen den heftigen Wellenschlag seiner offenen Halden nicht zu ertragen vermögen. Vor allem in der Friedrichshafener Bucht und in der Bucht von Kressbronn könnte eine Einschränkung des Arteninventars durch die Wellendynamik vorliegen. Andererseits erfolgte die Entwicklung und Anwendung des Makrophytenindex erstmals am Chiemsee, einem See mit z.T. vergleichbaren Windwirkklängen für windinduzierte Oberflächenwellen.

Auch andere natürliche Standortfaktoren können die Übertragbarkeit des Makrophytenindex auf den Bodensee und ebenso die seeinterne Vergleichbarkeit der berechneten Indizes beeinträchtigen. So sind die Temperaturverhältnisse des Unter- und Obersees sehr verschieden. Die Erwärmung des grösseren Wasserkörpers im Obersee erfolgt langsamer und ist grösseren vertikalen Durchmischungsvorgängen unterworfen als der des Untersees, was sich auch in der Flachwasserzone auswirkt. Die Vegetation entwickelt sich daher langsamer, wärmeliebende Arten, wie die Nixkrautarten treten nur stellenweise auf. Bereits LANG (1973a) macht die niedrige Wassertemperatur und den hohen Schwebstoffgehalt im Einflussbereich des Alpenrheins für die spärlichen Makrophytenvorkommen und die daraus resultierenden Fehlbewertungen des Trophiezustandes im östlichen Obersee verantwortlich.

Eine Ausnahme bildet die in den siebziger Jahren durch die Vorstreckung des Alpenrheins zunehmend vom See abgeschnittene, nur wenige Meter tiefe Fussacher Bucht. Diese weist ein dem Untersee sehr ähnliches Arteninventar auf, und der Makrophytenindex zeigt trotz der im Vergleich zum See deutlich höheren Nährstoffkonzentrationen (B. WAGNER mündl. Mitt.) bereits 1978 ein weit geringeres Trophieniveau an, als in den übrigen Litoralbereichen des Obersees. Die Vergleichbarkeit von Bewertungen grosser und kleiner Seen anhand des Makrophytenindex scheint also problematisch.

Trotz der vorgenannten Einschränkungen ist die Anwendbarkeit des Makrophytenindex am Bodensee grundsätzlich gewährleistet, womit die Voraussetzung für die Bewertung der Entwicklung der Trophie, nämlich die Vergleichbarkeit der Kartierungen von 1967, 1978 und 1993 erfüllt ist. Die Erstellung von kleinmassstäblichen Gütekarten mit Hilfe des Makrophytenindex stellt eine Vereinfachung und Abstraktion der realen Vegetationsverhältnisse des betreffenden Gewässers dar. Eine starke Konzentration der Einzelinformationen ist jedoch notwendig, um verantwortlichen Gremien planungsrelevante Aussagen vermitteln zu können. Planungsrelevante Aussagen schliessen eine Bewertung ein, ein de facto subjektiver Vorgang, der sowohl vom Betrachter abhängt, als auch vom Qualitätsziel, an dem sich der Bewertungsmassstab orientiert. So ergeben sich für die aktuellen Vegetationsverhältnisse des Bodensees sehr unterschiedliche Bewertungen, je nachdem ob als Qualitätsziel die Vegetationsverhältnisse zu Anfang dieses Jahrhunderts (BAUMANN 1911) oder die Verhältnisse zu Beginn der vor-

liegenden Untersuchung im Jahre 1967 zugrunde gelegt werden. Vor allem bei den Armleuchteralgen herrschte zu Anfang des Jahrhunderts noch ein weit höherer Artenreichtum.

Durch die Konzentration an Information bei der Anwendung des Makrophytenindex entsteht aber auch ein Informationsgewinn, können doch über die Gütekarten die langfristige Entwicklung der Trophie, regionale Belastungsschwerpunkte und mögliche Belastungsquellen lokalisiert und gezielter Handlungsbedarf aufgezeigt werden. Die Lokalisation von Belastungsquellen stellt die Grundvoraussetzung für eine Sanierung eines Gewässers dar und ist mit chemischen Analyseprogrammen nicht flächendeckend durchführbar. Am Bodensee ergibt die Anwendung des Makrophytenindex nach MELZER (1988) ein sehr vielfältiges Bild, sowohl was die einzelnen Kartierungsjahre betrifft, als auch hinsichtlich der Veränderungen über den gesamten Untersuchungszeitraum.

Die Kartierung von 1978 dokumentiert den Höhepunkt der Eutrophierungsperiode der 70er Jahre im Bodensee. Die allgemein starke Zunahme der Nährstoffbelastung überlagert vollständig die regionalen Unterschiede in der Belastung der verschiedenen Uferbereiche des Bodensees, die 1993 ein vielfältiges Mosaik verschiedener Trophiestufen hervorbringen, Problemzonen aufzeigen und die Wirkungsbereiche von Zuflüssen eindrucksvoll demonstrieren. Die kartographische Darstellung des Makrophytenindex weist 1993 den weiten Einflussbereich der Schussen zwischen Friedrichshafen und Langenargen mit sehr hoher Trophie aus. Arten wie *Chara contraria* meiden diese Zone. Nicht weniger eindrucksvoll zeigt die Grafik die Wirkungsbereiche des Alpenrheins und des alten Rheins in der Flachwasserzone zwischen den Mündungen. Auch die Ablenkung der Strömungsrichtung der Radolfzeller und Stockacher Aach nach Süden wird durch erhöhte Trophie angezeigt.

Auffallend am südlichen Oberseeufer zwischen Güttingen und Uttwil ist weiterhin die Zunahme der Trophie vom Ufer aus in Richtung Seemitte zu tieferen Litoralbereichen. Hier wird Abwasser der Kläranlage Kesswil ca. 700m entfernt vom Ufer in 20m Wassertiefe eingeleitet, schichtet sich aber aufgrund seiner höheren Temperatur vermutlich in geringeren Tiefen ein, so dass die submerse Vegetation beeinflusst wird. Der Entwicklungsverlauf der Phosphorkonzentrationen im Bodensee zwischen 1967 und 1993 wird durch den Makrophytenindex in den drei Kartierungsjahren eindrucksvoll widergespiegelt. Auch die genaue Eingrenzung der Wirkungsbereiche von Zuflüssen bestätigt trotz der o.g. Einschränkungen die prinzipielle Übertragbarkeit des Makrophytenindex auf die Verhältnisse des Bodensees.

Vergleicht man die Ergebnisse der Makrophytenindex-Berechnung mit der Bewertung des Gütezustandes der Uferzone 1967 (LANG 1973a), so ergeben sich über weite Strecken ähnliche Beurteilungen. Übereinstimmend sind Zonen hoher Belastung in den Mündungsbereichen

der Stockacher und Seefelder Ach, zwischen Friedrichshafen und Schussenmündung, im Bereich Lindau und Rheinspitz, in der Luxburger Bucht, im Seerhein und im anschliessenden Ermatinger Becken sowie im Abfluss des Untersees bei Stein ausgewiesen. Deutliche Unterschiede ergeben sich dagegen zwischen Iznang und Horn im Zeller See, 1967 von LANG durch die Gütestufe „gut“ gekennzeichnet, auf der Basis des Makrophytenindex durch „starke“ bis „sehr starke“ Nährstoffbelastung. Gleiches gilt für das Südufer der Insel Reichenau und den Bereich zwischen Lindau und Bregenz. LANG (1973a) räumt jedoch ein, dass im östlichen Obersee die aufgrund der niedrigen Temperaturen und des hohen Schwebstoffgehaltes im Einflussbereich des Alpenrheins spärlichen Makrophytenvorkommen Ursache für die Fehlbewertung sind.

Im Zuge der Kartierung von 1978 (LANG 1981) wurde eine neue Bewertungsmethodik entwickelt und auf die Kartierungen von 1967 und 1978 angewendet. Zwischen der Gütebewertung 1967 (Lang 1973a) und der 1978 erneut vorgenommenen Bewertung des Trophiezustandes 1967, sind ebenfalls deutliche Unterschiede festzustellen. So werden weite Teile der Flachwasserzone des Überlinger Sees von LANG (1973a) noch der Gütestufe „gut“ zugeordnet, im Zuge der Auswertung von 1978 aber mit einer hohen Trophie gekennzeichnet. Die Gütebewertung 1967 geht von einem soziologischen Ansatz aus, die Trophiebewertung 1978 von Einzelarten. Dabei ergeben sich jedoch im Vergleich zu dem in der aktuellen Arbeit verwendeten Makrophytenindex Unterschiede in der empirischen Einstufung einzelner Arten bezüglich ihres Zeigerwertes. So werden von LANG (1981) z.B. *Chara contraria* und *Chara aspera* gleich eingestuft, nach MELZER (1988) zeigt *Chara aspera* eine deutlich geringere Trophie an. Die Trophiebewertung für das Kartierungsjahr 1967 anhand des Makrophytenindex nach MELZER (1988) zeigt grössere Übereinstimmung mit der Gütebewertung nach LANG (1973a), als mit der Trophiebewertung nach LANG (1981).

Auch für 1978 zeigt die Trophiebewertung von LANG (1981) einige Unterschiede zu der des Makrophytenindex. Ein West-Ost-Gefälle der Trophie, welches LANG aufzeigt, ist in der Bewertung nach dem Makrophytenindex nicht zu erkennen. Der Bereich zwischen Friedrichshafen und Rheinspitz, welcher nach LANG 1978 keine Erhöhung der Trophie im Vergleich zu 1967 erfuhr, weist in der Bewertung nach dem Makrophytenindex 1978 eine deutlich höhere Trophie als 1967 auf. Eine Ausnahme stellt lediglich die Fussacher Bucht dar, wo sich die Trophie deutlich verringerte. Parallelen in der Bewertung der Trophie zeigen sich im Untersee am Nordufer des Gnadensees, wo die letzten Refugien der Characeenvegetation in beiden Fällen zu einer besseren Bewertung der Trophiesituation führen.

Der Vergleich der drei am Bodensee bisher angewandten Methoden zur Bewertung der Trophiesituation ergibt grundsätzlich ähnliche Einschätzungen, zeigt aber lokal z.T. deutliche Un-

terschiede. Durch die zunehmende empirische Erfahrung in der Einschätzung einzelner Arten erfolgte in den vergangenen Jahrzehnten eine Präzisierung der Bewertungsmethodik. Die momentan präziseste Methode ist der innerhalb des Projektes weiterentwickelte Makrophytenindex nach MELZER.

7.3 Litoralsedimente des Bodensees

Im Sommer 1993 wurden während der Kartierung der Makrophytenvegetation Sedimentproben im Litoral des Bodensees genommen. Jeweils im Abstand von 1000 m wurden in 1 m, 2 m, 4 m und 8 m Wassertiefe entlang von Transekten senkrecht zur Uferlinie Oberflächensedimente gewonnen. Unter dem Gesichtspunkt der Verteilung im Bodensee-Litoralbereich wurden mineralogische, granulometrische und chemische Analysen ausgewertet. Dabei zeigten sich keine einheitlichen Verteilungsmuster der ausgewerteten Parameter untereinander.

Die grossräumigen Trends einzelner Parameter, die sich in Ost-West- oder Nord-Süd-Richtung finden lassen, ziehen sich nicht gleichmässig stark ausgeprägt durch alle Tiefenstufen hindurch. Sie lassen sich vorwiegend in den Tiefenstufen 4 m und 8 m erkennen, weil in diesen Tiefenstufen Verlagerungsprozesse durch Wellendynamik eine geringere Rolle spielen. Bei einem Vergleich der Verteilung verschiedener Minerale und der Korngrössen, stellte sich heraus, dass das Vorkommen und die Verteilung unterschiedlicher Minerale nicht an bestimmte Tiefenstufen oder Korngrössen gebunden sind.

Bei den allochthonen Mineralen Calcit, Dolomit, Quarz, Feldspäte, Tonminerale und Pyrit zeigen sich grossräumige (Ost-West oder Nord-Süd) wie auch kleinräumige Trends (vermehrtes Auftreten in Bucht- oder Spornlagen). Das einzige im Bodensee autochthon vorkommende Mineral Calcit charakterisiert den sedimentologisch stark autochthon geprägten Untersee. Organischer Kohlenstoff zeigt keinerlei tiefenstufenabhängige Verteilung oder grossräumige Trends innerhalb des Bodensee-Litorals. Die Verteilung ist sehr „fleckenhaft“ mit mehr oder weniger hohen Werten im Litoralbereich, wobei die hohen Werte fast immer dem Einflussbereich von Siedlungen oder Zuflüssen zugeordnet werden können. Dies legt den Schluss nahe, dass die Hypothese einer allgemeinen Sanierungsverzögerung durch in Zeiten der höchsten Trophie im Sediment gespeicherte Nährstoffdepots für die Litoralzone nicht in der Masse zutrifft, wie für die Tiefenwasserbereiche. Vielmehr ist daraus zu schliessen, dass diese allochthonen Kohlenstoffquellen nachwievor aktiv sind, und seeinterne Verlagerungsprozesse nur dort Wirkung zeigen, wo keine stetige Zufuhr erfolgt.

Unter den insgesamt ausgewerteten Parametern weisen die Korngrössen eine Wassertiefenabhängigkeit auf. Der Korngrössenmittelwert ergibt in flacheren Bereichen gröbere Korngrössen und wird feiner mit Zunahme der Wassertiefe. Auch die Exposition des Litorals beein-

flusst die Korngrößen stark. So finden sich an den westlich bzw. südwestlich exponierten Litoralbereichen größere Korngrößen, als an den nördlich bzw. nordöstlich exponierten Ufern, was mit der Hauptrichtung der Starkwinde am Bodensee aus Westen übereinstimmt. Im Ostteil des Bodensees macht sich zusätzlich der Föhneinfluss auf südlich bzw. südöstlich exponierte Uferbereiche bemerkbar. Dies führt zu einem Nord-Südgefälle der Korngrößenmittelwerte in den Tiefenstufen bis 4 m, das jedoch durch Einträge von Zuflüssen teilweise überlagert wird. So tritt der Einfluss der Schussen in der Friedrichshafener Bucht deutlich hervor. In 8 m Tiefe ist dieser grossräumige Trend nicht mehr zu erkennen..

7.4 Zusammenhang zwischen der Verbreitung submerser Makrophyten und Sedimentparametern

Der auffälligste Zusammenhang ergibt sich zwischen der Verbreitung der Characeen und dem Calcitgehalt der Oberflächensedimente. Ein deutliches West-Ost-Gefälle des Calcitgehaltes dokumentiert einen langfristigen Verbreitungsschwerpunkt der Characeen im Untersee und westlichen Obersee. Eine Ausnahme bildet die Fussacher Bucht, wo trotz flächendeckender Characeenrasen Calcit eine untergeordnete Rolle spielt. Dieser Verbreitungsschwerpunkt bildete sich jedoch erst nach der weitgehenden Abtrennung der Bucht vom Hauptsee durch die Vorstreckung des Alpenrheins Ende der siebziger Jahre aus. Der Zeitraum danach reichte offenbar nicht, den Einfluss des Alpenrheins als Hauptsedimentbildner im Zeitraum nach der Mündungsverlegung zu überlagern. Die Bucht selbst ist wie die ausgedehnten Flachwasserbereiche ausserhalb der Bucht dominiert von den allochthon eingetragenen Mineralien Dolomit, Quarz und Ton.

Die Verteilung der Tonminerale in der Flachwasserzone gibt Aufschluss über mögliche Standorteinschränkungen für submerser Makrophyten infolge der Trübung des Wasserkörpers. Vor allem im Zufluss dominierten Ostteil des Bodensees könnten niedrigwüchsige Arten wie Armleuchteralgen im Mündungsbereich der Zuflüsse durch Trübstoffe in ihrem Wachstum beeinträchtigt werden. In der Fussacher Bucht kommt dieser Faktor durch die weitgehende Abtrennung vom Hauptsee nicht mehr zum Tragen.

Auch der organische Gehalt der Sedimente ergibt aufgrund des grossen Einflusses auf die Redoxverhältnisse im Wurzelbereich der submersen Makrophyten Hinweise auf die Standortqualität. Erhöhte Gehalte treten vor allem im Mündungsbereich von Zuflüssen wie der Schussen und lokal im Bereich von Siedlungen (z.B. Im Untersee in 4m Wassertiefe bei Oberzell, Radolfzell, Gundholzen, Horn, Wangen, Mammern, Steckborn) durch allochthonen Eintrag auf. Der Mündungsbereich der Schussen wird grossräumig von Characeen gemieden, wobei die Ausdehnung der Verbreitungslücke den Bereich erhöhter organischer Gehalte übersteigt. Bezüglich der kleinräumig erhöhten Gehalte im Bereich von Siedlungen lassen sich

aufgrund der unterschiedlichen Masstäbe der Untersuchungen keine direkten Beziehungen zur Makrophytenvegetation herstellen.

Die Korngrößenverhältnisse in den Oberflächensedimenten der Flachwasserzone sind hydrodynamisch bedingt. Die Wellendynamik ist ebenfalls ein Standortfaktor, der limitierend auf das Vorkommen bestimmter Makrophytenarten wirken kann, wobei der Grossteil der Arten sehr resistent gegenüber Zugkräften, aber empfindlich gegenüber Scherkräften ist. Die Korngrößenmittelwerte weisen vor allem im westlich exponierten Bereich der Friedrichshafener Bucht auf hohe hydrodynamische Kräfte hin, der sehr artenarm ist und keinerlei Characeenvegetation aufweist. Die vorgenannten Ausführungen verdeutlichen, dass neben der Nährstoffversorgung auch andere Faktoren die Vegetationsverhältnisse eines Standortes stark beeinflussen können. Insbesondere können Standorte, an denen mehrere Extremfaktoren zusammenwirken, wie z.B. in der Friedrichshafener Bucht im Einflussbereich der Schussen, nur von wenigen Arten mit breiten Toleranzbereichen verschiedenster Standortfaktoren besiedelt werden.

7.5 Eignung des Landsat-TM-Satellitensystems zum Monitoring submerser Makrophyten

In der vorliegenden Untersuchung wurde erstmals die Eignung von Satellitendaten zum Monitoring submerser Makrophyten getestet, wobei das Ziel bioindikatorisch interpretierbarer Aussagekraft der Klassifikationsergebnisse im Vordergrund stand. Die Ergebnisse bestätigen die grundsätzliche Verwendbarkeit, zeigen aber auch die für den momentanen Stand der Technik bestehenden Grenzen der Methode auf. Die rasante technische Entwicklung der Scannersysteme und der Klassifikationssoftware lassen für zukünftige Anwendungen aussagekräftigere Klassifikationsergebnisse als die hier erreichten erwarten.

8 Literatur

- Agami, M. & Waisel, Y. (1985): Interrelationships between *Najas marina* L. and three other species of aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* 126: 169-173
- Albertz, J.: Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern, Wiss. Buchgesellschaft, Darmstadt, ISBN 3-534-07838-1.
- Albertz, J.; Krailing, W.: Photogrammetrisches Taschenbuch, 4. Aufl., Herbert Wichmann Verlag GmbH, ISBN 3-87907-176-4, Karlsruhe,
- Anding, D.; Kauth, R. (1970): Estimation of Sea Surface Temperature from Space, in: REMOTE SENSING OF THE ENVIRONMENT, 1, 217-222.
- Arendt, K. (1981): Pflanzengesellschaften von Fließgewässern als Indikatoren der Gewässerverschmutzung, dargestellt am Beispiel des Uecker- und Havel-Systems. *Limnologica* (Berlin) 13 (2): 485-500
- Arndt, U., W. Nobel & B. Schweizer (1987): Bioindikatoren - Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer Verlag: 388 S.
- Asanuma, I.; Muneyama, K.; Sasaki, Y.; Iisaka, J.; Yasuda, Y.; Emori, Y. (1986): Satellite Thermal Observations of Oil Slicks on the Persian Gulf, in: REMOTE SENSING OF THE ENVIRONMENT, 19, 171-186.
- Aufsess, O., Freiherr von (1903): Die Farbe der Seen, Dissertation, Kgl. Bayer. Landesvermessungsamt, Unidruckerei Wolf, München.
- Backhaus, D. & W. Krause (1975): Beiträge zu einer Algenflora des Taubergiessengebietes. In: Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg (ED.), Das Taubergiessengebiet - eine Rheinauenlandschaft. Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs 7: 177-179.
- Bacmeister, A. (1938): Die Vergesellschaftung der Uferpflanzen des Untersees. *Schr. Ver. Gesch. Bodensees* 65: 201-219
- Bagheri, S.; Dios, R.A. (1990): Chlorophyll-a - estimation in New Jersey's coastal waters using Thematic Mapper data, in: INT.J. REMOTE SENSING, 11: 289-299.
- Bähr, H.P.; Vögtle, T. (1991): Digitale Bildverarbeitung, 2. Aufl., Herbert Wichmann Verlag GmbH, ISBN 3-87907-224-8, Karlsruhe,
- Barko, J.W. (1983): The Growth of *Myriophyllum spicatum* L. in Relation to Selected Characteristics of Sediment and Solution. *Aq. Bot.* 15: 91-103
- Bauer, P.; Fischer, J. (1995): Modellierung und Interpretation mariner Planktonverteilungen, In: Backhaus, R.; Grunwald, A.: Umwelt und Fernerkundung, Wichmann Verlag Hüting GmbH, ISBN 3-87907-284-1, Heidelberg,
- Baumann, E. (1911): Die Vegetation des Untersees (Bodensee). E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Nägele & Dr. Sproesser: 469 S.
- Baumann, E. (1911): Die Vegetation des Untersees (Bodensee). *Arch. Hydrobio. Suppl.* 1: 1-554
- Best, M.D. & K.E. Mantai (1978): Growth of *Myriophyllum*: Sediment or Lake Water as the Source of Nitrogen and Phosphorus. *Ecology* 59 (5): 1075-1080
- Bole, J.B. & R.J. Allan (1978): Uptake of Phosphorous from Sediment by Aquatic Plants, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata*. *Water Research* 12: 353-358
- Bressette, W.E. (1976): The Use of the Near Infrared Photography for aerial Observations of Phytoplankton Blooms. Proceedings of the Second Conference of Earth Resources Observation and Information Analysis, In: REMOTE SENSING OF EARTH RESSOURCES,

- Brown, B.T. & B.M. Rattigan (1979): Toxicity of Soluble Copper and Other Metal Ions to *Elodea canadensis*. Environ. Pollut. 20: 303-314
- Casper, S.J. & H.-D. Krausch (1980): Pteridophyta und Anthophyta 1. Teil. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 23, Hrsg. H. Ettl, J. Gerloff, H. Heyning, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart New York
- Casper, S.J. & H.-D. Krausch (1981): Pteridophyta und Anthophyta 2. Teil. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 24, Hrsg. H. Ettl, J. Gerloff, H. Heyning, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart New York
- Carroll, T.R. (1991): Airborne and satellite snow cover data used in operational and research hydrology programs for Lake Superior and Lake Ontario, In: THE 34th CONFERENCE OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR GREAT LAKES RESEARCH, JUNE 2-6, 1991, PROGRAM AND ABSTRACTS, ANN ARBOR, MI - USA IAGLR UNIV. MICHIGAN 1991, p.55 .., Ann Arbor,
- Clark, C.D. (1993): Satellite Remote Sensing for Marine Pollution Investigations, in: MARINE POLLUTION BULLETIN. 26/7, 357-368.
- Cook, C.D.K. & K. Urmi-König (1985): A Revision of the Genus *Elodea* (Hydrocharitaceae). Aq. Bot. 21: 111-156
- Corillion, R. (1972): Les Charophycees de France et d'Europe Occidentale. 2. Aufl., Otto Koeltz Verlag, Königstein-Taunus, B.R.D.
- Cracknell, A.P.; Muirhead, K.; Callison, R.D.; Campbell, N.A. (1983): Satellite remote sensing, environmental monitoring and the offshore oil industries, in: PROC. OF AM EARSel/ESA SYMP. ON REMOTE SENSING APPLICATIONS FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, BRUSSEL, ESA, Paris.
- Cross, A.M. (1992): Monitoring marine pollution using AVHRR data observations off the coast of Kuwait and Saudi Arabia during January 1991, in: INT.J. REMOTE SENSING, 13: 781 - 788.
- Dalu, G. (1985): Emittance Effects on the Remotely Sensed Sea Surface Temperature, in: INT.J. REMOTE SENSING, 5, 733-740.
- Deutsch, M.; Deutsch, J.P.; Vollers, R. (1980): Landsat tracking of oil slicks from the 1979 Gulf of Mexico oil well blowout, in: PROC. 14TH INT. SYMP. ON REMOTE SENSING OF ENVIRONMENT, SAN JOSE, COSTA RICA, 2: 1197-1211, ERIM, Ann Arbor.
- Doll, R. (1981): Das ökologisch-soziologische Verhalten von *Najas major* s.l. Limnologica (Berlin) 13 (2): 473-484
- Ehlers, M. (1995): Fernerkundung und Geographische Informationssysteme für Umweltmonitoring, In: "GEOSYSTEMS USER GROUP MEETING 1995 VOM 17. - 19. OKTOBER 1995 IN FELD AFING", GEOSYSTEMS GmbH, Germering.
- Federal Minister for Research and Technology (BMFT); German Aerospace Research Establishment (DFVLR); University of Munich - Institute for General and Applied Geology: MOMS -01 Modular Optoelectronic Multispectral Scanner Experimental Missions on Space Shuttle Flights STS-7 June '83, STS-11 (41-B) Feb. 84", Neuburg, München, s.a.
- Fiedler, P.C.; Laurs, R.M. (1990): Variability of the Columbia River plume observed in visible and infrared satellite imagery, in: INT.J. REMOTE SENSING, 11: 999-1010.
- Finley, R.J.; McCulloch, S.; Harwood, P. (1979): Landsat classification of coastal wetlands in Texas, In: SATELLITE HYDROLOGY, 453-462, Amer. Water Res. Assoc., Minneapolis.
- Forsberg, C. (1964): Phosphorus, a Maximum Factor in the Growth of Characeae. Nature 201: 517-518
- Froidefond, J.M.; Castaing, P.; Mirmand, M.; Ruch, P. (1991): Analysis of the turbid plume of the Gironde (France) based on SPOT radiometric data, In: REMOTE SENSING OF THE ENVIRONMENT, No.36, 146-163.
- Gams, H. (1943): Das Luftbild in der Seen- und Moorforschung, in: ZEITSCHRIFT DER GESELLSCHAFT FÜR ERDKUNDE: 345-350, Berlin.

- Garcia, M.J.L.; Caselles, V. (1990): A multi-temporal study of chlorophyll-a concentration in the Albufera lagoon of Valencia, Spain, using Thematic Mapper data, In: INT.J. REMOTE SENSING, 11: 301-311.
- Gatto, L.W. (1989): Ice conditions along the Illinois waterway as observed on Landsat Images, 1972 - 1985, in: REP. U.S.-ARMY COLD. REG. RES. ENG. LAB, 1989, 122pp, Army Cold Reg. Research and Engineering Lab., Hanover, NH (USA).
- Gierloff-Emden, H.G. (1961): Luftbild und Küstengeographie, in: LANDESKUNDLICHE LUFTBILDAUSWERTUNG IM MITTELEUROPÄISCHEN RAUM, Heft 4, Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bad Godesberg.
- Gierloff-Emden, H.G. (1974): Anwendungen von Multispektralaufnahmen des ERTS - Satelliten zur kleinmasstäbigen Kartierung der Stockwerke amphibischer Küstenräume am Beispiel der Küste von El Salvador, in: KARTOGRAPHISCHE NACHRICHTEN, 2: 54 - 76, Kirschbaum-Verlag, Bad Godesberg.
- Gierloff-Emden, H.G. (1976.): Manual of Interpretation of Orbital Remote Sensing Satellite Photography and Imagery for Coastal and Offshore Environmental Features (including Lagoons, Estuaries and Bays), in: MÜNCHENER GEOGRAPHISCHE ABHANDLUNGEN, 20, Geographische Buchhandlung, München.
- Gierloff-Emden, H.G. (1976): Orbital Remote Sensing of Coastal and Offshore Environments. A Manual of Interpretation, 176 S., Walter de Gruyter Verlag, Berlin, New York.
- Goulder, R. & D.J. Boatman (1971): Evidence that Nitrogen Supply Influences the Distribution of a Freshwater Macrophyte *Ceratophyllum demersum*. J. Ecology 59: 783-791
- Grube, H.-J. (1975): Die Makrophytenvegetation der Fließgewässer in Süd-Niedersachsen und ihre Beziehungen zur Gewässer-Verschmutzung. Arch. Hydrobiol. Suppl. 45 (4): 376-456
- Gustafson, T.D. (1973); Adams, M.S.: The Remote Sensing of Aquatic Macrophytes Part 1 and 2, in: NASA CR 137305, Univ. Wisconsin.
- Holligan, P.M.; Aarup, T.; Croom, S.B. (1989): The North Sea satellite colour atlas, in: CONTINENTAL SHELF RES., 8: 667-765.
- Huh, O.K.; Shim, T. (1987): Satellite Observations of Surface Temperatures and Flow Patterns, Sea of Japan and East China Sea, Late March 1979. In: REMOTE SENSING OF THE ENVIRONMENT, 22, 379-393.
- Itten, K.I. (1980): Grossräumige Inventuren mit Landsat - Erkundungssatelliten, dargestellt am Beispiel der Schweiz, in: LANDESKUNDLICHE LUFTBILDAUSWERTUNG IM MITTELEUROPÄISCHEN RAUM, 15, 86 S., Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn-Bad Godesberg.
- Jensen, J.R.; Davis, B.A. (1988): Remote Sensing of Aquatic Macrophyte Distribution in Upper Lake Marion, in: TECHNICAL PAPERS ACSM-ASPRS ANNUAL CONVENTION, Washington, D.C.: 181 - 189, USA.
- Johannessen, J.A.; Johannessen, O.M.; Haugen, P.M. (1989): Remote sensing and model simulation studies of the Norwegian coastal current during the algal bloom in May 1988, in: INT.J. REMOTE SENSING, 10, 1893-1906.
- Jorga, W. & G. Weise (1981): Wasserinhaltsstoffe als Haupteinflussgrößen für Massenentwicklungen von Wasserpflanzen. Limnologica (Berlin) 13 (2): 363-372
- Khorram, S.; Chesire, H.; Geraci, A.I.; La Rosa, G. (1991): Water quality mapping of August Bay, Italy from Landsat TM data, in: INT.J. REMOTE SENSING, 12: 4.
- Kimbel, J.C. (1982): Factors Influencing Potential Intralake Colonization by *Myriophyllum spicatum* L. Aq. Bot. 14: 295-307

- Klemas, V.; Bartlett, D.; Rogers, R. (1975): Coastal Zone Classification from Satellite Imagery, In: PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING AND REMOTE SENSING, 41/4, 499-513, American Society of Photogrammetry, Falls Church.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt 10: 23-85
- Kohler, A. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. Decheniana-Beihefte (Bonn) 26: 31-42
- Kohler, A., R. Wonneberger & G.H. Zeltner (1973): Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher "Verschmutzungsindikatoren" im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 72 (4): 533-549
- Kohler, A., A. Brinkmaier & H. Vollrath (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. Ber. Bayer. Bot. Ges. 45: 5-36
- Kolkwitz, R. & M. Marsson (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers und seiner Flora und Fauna. Mitt. a. d. Kg. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung H.1
- Konecny, G. (1981): Nutzeranforderungen an satellitengetragenen Stereo - MOMS vom Standpunkt der topographischen Kartographie, Studie des Institutes für Photogrammetrie und Ingenieurvermessungen im Auftrag der Zentralstelle für Geophotogrammetrie und Fernerkundung (ZGF) der Universität München, IPI, Hannover.
- Konold, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen Teil II Vegetation, Limnologie, Naturschutz. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 52 (2): 201-634
- Kraus, Karl: Fernerkundung, Bd. 1 und 2 Auswertung photographischer und digitaler Bilder, Dümmler Verlag, Bonn, Dümmlerbuch 7866/7867, ISBN: 3-427-78661-7 und 3-427-78671-4.
- Krause, A. (1972): Einfluss der Eutrophierung und anderer menschlicher Einwirkungen auf die Makrophytenvegetation der Oberflächengewässer. Ber. Ldw. 50: 140-146
- Krause, W. (1971): Die makrophytische Wasservegetation der südlichen Oberrheinaue. Die Äschenregion. Arch. Hydrobiol. Suppl. 37: 387-465
- Krause, W. (1980): Die Lebensform der Characeen unter dem Wasserregime des Oberrheins. Ber. d. int. Ver. f. Vegetationskunde, Hrsg. R. Tüxen, Symposium Epharmonie 1979, Kramer Verlag, Vaduz
- Krause, W. (1981): Die Sigma-Assoziation als Kriterium der Abgrenzung von Characeen-Gesellschaften. Berichte der Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde: Syn-taxonomie (Rinteln 31.3.-3.4.1980), J. Cramer Verlag
- Krause, W. (1985): Über die Standortansprüche und das Ausbreitungsverhalten der Stern-Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa* (Desvaux) J.Groves. Carlinea 42: 31-42
- Kümmerlin, R. & H.-R. Bürgi (1989): Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1961-1986) Ber. Int. Gewässerschutzkommission f. d. Bodensee Nr. 39, 175 S.
- Kurimo, U. (1970): Effect of Pollution on the Aquatic Macroflora of the Varkaus Area, Finish Lake District. Ann. Bot. Fenn. 7: 213-254
- Lachavanne, J.B. & R. Wattenhofer (1975): Contribution à l'étude des macrophytes du Léman. Commission internat. pour la protection des eaux du Léman et du Rhone contra la pollution. Genf
- Lachavanne, J.B. (1985): The consequences of water oligotrophication on macrophytic vegetation of Swiss lakes. In: VERH. INT. VEREIN. LIMNOL., 24: 943-948.
- Lang, G. (1967): Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. Arch. Hydrobiol. Suppl. 32 (4): 437-574
- Lang, G. (1969): Die Ufervegetation des Bodensees im farbigen Luftbild, In: LANDESKUNDLICHE LUFTBILDAUSWERTUNG IM MITTELEUROPÄISCHEN RAUM, 8: 74 S., Bonn - Bad Godesberg.

- Lang, G. (1971): Vegetationskundliche Luftbildinterpretation am Bodensee, In: BERICHTE DES 3. INTERNATIONALEN SYMPOSIUMS FÜR PHOTOINTERPRETATION, DRESDEN, 1970, Internationales Archiv für Photogrammetrie, Leipzig, Band 18, Leipzig.
- Lang, G. (1973a): Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees. Ber. Int. Gewässerschutzkommission f. d. Bodensee Nr. 12, 67 S.
- Lang, G. (1973b): Die Vegetation des westlichen Bodenseegebiets. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 451 S.
- Lang, G. (1981): Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich mit 1967 - .Ber. Int. Gewässerschutzkommission f. d. Bodensee Nr. 26, 64 S.
- Lathrop, R.G., Jr.; Lillesand, T.M. (1987): Calibration of Thematic Mapper thermal data for water surface temperature mapping: Case study on the Great Lakes., In: REMOTE SENSING OF THE ENVIRONMENT, 22/2: 297-307.
- Lathrop, R.G., Jr.; Vande-Castle, J.R.; Lillesand, T.M. (1990): Monitoring river plume transport and mesoscale in Green Bay, Lake Michigan, through satellite remote sensing, In: J. GREAT LAKES RESEARCH, 1990, 16/3: 471-484, ISSN 0380-1330.
- Lathrop, R.G., Jr.; Lillesand, T.M.; Yandell, B.S. (1991): Testing the Utility of simple multi-date Thematic Mapper calibration algorithms for monitoring turbid inland waters, In: INT. J. REMOTE SENSING, 1991, 12/10: 2045-2063.
- LeDrew, E.F.; Franklin, S.E. (1987): Mapping potential effluent pathways in the Long Point region of Lake Erie from LANDSAT imagery. In: J. COAST. RES., 3/2: 219-232.
- Lee (1992): Assessment of vegetation in two rivers entering Lake Superior using low altitude aerial infrared and color photography coupled with image analysis. In: ABSTRACTS OF THE AQUATIC PLANT MANAGEMENT SOCIETY, INC.- THIRTY SECOND ANNUAL MEETING AND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE BIOLOGY AND MANAGEMENT OF AQUATIC PLANTS: 17 .., Thunder Bay.
- Link, L.E.; Long, K.S. (1978): Large Scale Demonstration of Aquatic Plant Mapping by Remote Sensing. In: PROCEEDINGS, TWELFTH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING OF THE ENVIRONMENT, II, 907-915, Ann Arbor
- Llewelyn-Jones, D.T.; Minnett, P.J.; Saunders, R.W.; Zavody, A.M. (1984): Satellite multichannel infrared measurements of sea surface temperature of the N.E. atlantic using AVHRR, In: Q.J. ROYAL MET.SOC., 110, 613-631.
- Löffler, E. (1994): Geographie und Fernerkundung - Eine Einführung in die geographische Interpretation von Luftbildern und modernen Fernerkundungsdaten, 2. überarb. Aufl., B. G. Teubner Verlag, ISBN 3-519-13423-3, Stuttgart.
- Lyon, J.G; Bedford, K.W., Yen, Chieh-Cheng-J.; Lee, D.H.; Mark, D.J. (1988): Determinations of suspended sediment concentrations from multiple day LANDSAT and AVHRR data., In: REMOTE SENSING OF THE ENVIRONMENT, 25/1, 107-115.
- Mantai, K.E. & M.E. Newton (1982): Root Growth in *Myriophyllum*: A Specific Plant Response to Nutrient Availability? Aq. Bot 13: 45-55
- Markgraf F. (1981): Alismataceae bis Scheuchzeriaceae. In: Conert H.J. U. Hamann, W. Schulze-Motel & G. Wagenitz (Ed.): Hegi, Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 2, Teil 1. 3. Aufl. Bverlag P. Parey, Hamburg: 149-269.
- Maul, G.A.; Sidran, M. (1973): Atmospheric Effects on Ocean Surface Temperature Sensing from the NOAA Satellite Scanning Radiometer, In: JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH, 78, 12, 1909-1916.
- Melzer, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. Diss. Bot. 34 (Vaduz), 195 S.

- Melzer, A. (1985a): Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren. *Naturwissenschaften* 72: 456-460
- Melzer, A., K. Held, R. Harlacher & E. Vogt (1985b): Die qualitative und quantitative Verbreitung makrophytischer Wasserpflanzen in fünf Maaren der Eifel. *Beitr. Landespflege Rheinland-Pfalz* 10: 34-75
- Melzer, A., R. Harlacher, K. Held, R. Sirch & S. Vogt (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. *Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 4: 210 S.
- Melzer, A. & R. Kaiser (1986): Seasonal Variations in Nitrate Content, Total Nitrogen and Nitrate Reductase Activities of Macrophytes from a Chalk Stream in Upper Bavaria. *Oecologia* 69: 606-611
- Melzer, A. (1988): Die Gewässerbeurteilung bayerischer Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen. *Hohenheimer Arbeiten: Gefährdung und Schutz von Gewässern*: 105-116
- Memminger, (1838): Beschreibung des Oberamtes Tettnang. Cotta'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart Tübingen
- Merry, C.J.; Welsh, D.; Chu, Y.F.; Bedford, K.W.; Schwab, D.; McCormick, M.J. (1991): Using AVHRR and in-situ temperature data in a surface heat flux model for Lake Erie., In: THE 34th CONFERENCE OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR GREAT LAKES RESEARCH, JUNE-2-6, 1991, PROGRAM AND ABSTRACTS, ANN ARBOR, MI-USA, IAGLR - UNIV. MICHIGAN, p. 53 .., Ann Arbor.
- Moore J. A. (1986): Charophytes of Great Britain and Ireland. *BSBI Handbook No 5*, 141 S.
- Mortimer, C.H.: Discoveries and testable hypotheses arising from Coastal Zone Color Scanner imagery of southern Lake Michigan, In: *LIMNOL. OCEANOGR.*, 33, 2, 203-226, 1988.
- Mühleisen, R. (1977): Starkwinde an und auf dem Bodensee. *Meteorol. Rdsch.* 30: 15-22
- Nanu, L.; Robertson, C.: Estimating suspended sediment concentrations from spectral reflectance data, In: *INT.J. REMOTE SENSING*, 11, 913-920, 1990.
- NASA Goddard Space Flight Center: Landsat Data Users Handbook, Greenbelt Maryland ; Washington DC, 1983.
- Nobel, W., T. Mayer & A. Kohler (1983): Submerse Wasserpflanzen als Testorganismen für Belastungstoffe. *Z. Wasser Abwasser Forsch.* 16 (3): 87-90
- Nystrom, R.L. & K.E. Mantai (1983): Nutrient Interrelationships Between Sediments, Lake Water, and *Myriophyllum spicatum*. *Proc. Int. Symp. Aquatic Macrophytes*, Nijmegen, 165-171
- Orth, R.J.; Gordon, H. (1975): Remote Sensing of Submerged Aquatic Vegetation in the Lower Chesapeake Bay. Final Report. Virginia Institute of Marine Science, Gloucester Point.
- Pennak, R.W. (1973): Some Evidence for Aquatic Macrophytes as Repellents for a Limnetic Species of *Daphnia*. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 58: 569-576
- Pietsch, W. (1981): Zur Bioindikation *Najas marina* L.s.l. - und *Hydrilla verticillata* (L.fil) ROYLE-reicher Gewässer Mitteleuropas. *Feddes Repertorium (Berlin)* 92 (1,2): 125-174
- Pietsch, W. (1982): Makrophytische Indikatoren für die ökochemische Beschaffenheit der Gewässer. In: *Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung Band II Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden*, VEB Gustav Fischer Verlag: 67-88 (Jena)
- Planas, D., F. Sarhan, L. Dube, H. Godenaire & C. Cadieux (1981): Ecological Significance of Phenolic Compounds of *Myriophyllum spicatum*. *Verh. Intern. Verein. Limnol.* 21: 1492-1496
- Quiel, F. (1986): Landnutzungskartierung mit LANDSAT - Daten. In: *FERNERKUNDUNG IN RAUMORDNUNG UND STÄDTEBAU*, Heft 17, 84 S., Bundesforschungs-anstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn-Bad Godesberg.
- Reinhold, A.; Succow, M. (1976): Aerial colour photographs help compile the utilization plan of a recreation area ... lake vegetation distribution mapping. In: *JENA REVIEW*, 21/2: 77-81.

- Roweck H. & W. Schütz (1988): Zur Verbreitung seltener sowie systematisch kritischer Laichkräuter (Potamogeton) in Baden-Württemberg. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. 63: 431-542.
- Sakata, T. et al. (1975): Remote Sensing Investigation on Lake Biwa ... in Honschu, Japan, ZLDI - CONF.75 - PAPER, Tokai - Univ., Tokyo, Faculty of Engineering. In: INT.SYMPOS., ANN ARBOR, OCT. 1975, 1., 401-410, Ann Arbor.
- Scherz, J.P. (1977): Lake Water Quality Mapping from Landsat. University of Wisconsin. In: 11th INTERNATIONAL SYMP. ON REMOTE SENSING OF ENVIRONMENT, ANN ARBOR, MICHIGAN, APRIL 25-25, 1977, Ann Arbor.
- Schmedtje, U. & F. Kohmann (1987): Bioindikation durch Makrophyten - Indizieren Makrophyten Saprobie? Arch. Hydrobiol. 109 (3): 455-469
- Schmieder, K. (1985): Die Änderung der submersen Vegetation des Gnadensees zu Beginn der 80er Jahre. Interner Arbeitsbericht Institut f. Seenforschung und Fischereiwesen Langenargen, LfU Ba.-Wü.
- Schmieder, K. (1989a): Submerse Makrophyten zweier Transekte des Bodensee-Untersses und die Charakterisierung ihrer Standorte. Diplomarbeit Universität Konstanz, Mai 1989
- Schmieder, K. (1989b): Submerse Makrophyten des Ermatinger Beckens im Juli 1989. Bericht für die IGKB (unveröffentlicht)
- Schmieder, K. (1991): Veränderungen der submersen Makrophytenvegetation des Bodensee-Untersees als Spiegelbild der trophischen Entwicklung. Bericht Institut für Seenforschung Langenargen, unveröff. 155 S.
- Schmieder, K. (1992a): Bewertung des trophischen Zustandes der Uferzone des Bodensee-Untersees mit Hilfe des Makrophytenindex nach Melzer (1988), In: DGL ERW. ZUS. DER JAHRESTAGUNG 1991 IN MONDSEE, S.121-125,
- Schmieder, K.(1992b): Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung des Bodensee-Untersees, VDI BERICHT, Nr. 901, S. 1137-1154,
- Schneider, K. (1992): Energiefluss- und Temperaturbestimmung von Seen mit Satellitenbildern am Beispiel des Bodensees, Seekreis Verlag, Konstanz, ISBN 3-924246-14-9 (Teil I + II), 1992.
- Schneider, K.; Mauser, W. (1991): On the Estimation of Energy Fluxes at the Surface of Lake Constance using NOAA/AVHRR Data, In: IGARSS 91 REMOTE SENSING: GLOBAL MONITORING FOR EARTH MANAGEMENT; VOLUME II, 373-376, Espoo, Finland.
- Schneider, S.; Dewes, E.; Krause, A.; Kroesch, V.; Lorenz, D.; Miosga, G. (1974): Gewässerüberwachung durch Fernerkundung - Die mittlere Saar. In: LANDESKUNDLICHE LUFTBILDAUSWERTUNG IM MITTELEUROPÄISCHEN RAUM, Heft 12: 71 S., Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn-Bad Godesberg.
- Schneider, S.; Amann, F.; Dister, E.; Lorenz, D.; Miosga, G.; Philippi, G.; Solmsdorf, H. (1977): Gewässerüberwachung durch Fernerkundung - Der mittlere Oberrhein, In: LANDESKUNDLICHE LUFTBILDAUSWERTUNG IM MITTELEUROPÄISCHEN RAUM, Heft 13: 90 S., Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn-Bad Godesberg.
- Schneider, S.; Kroesch, V.; Rüpke, N.; Serwatzky, G.; Wölpert, D. (1979): Gewässerüberwachung durch Fernerkundung - Digitale Aufbereitung und Auswertung von Thermalaufnahmen der Unterelbe und des Oberrheins. In: LANDESKUNDLICHE LUFTBILDAUSWERTUNG IM MITTELEUROPÄISCHEN RAUM, Heft 14, 56 S., Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn-Bad Godesberg.
- Scholz, W. (1989): LFC-Satellitenbilder und ihre Anwendungsmöglichkeiten zur Nachführung und Verbesserung von Küstenkarten, speziell Seekarten - Beispiel Po-Delta, Italien -, In: MÜNCHENER GEOGRAPHISCHE ABHANDLUNGEN, Band A39, Geobuch-Verlag, München.

- Schröder, R. (1981): Die Veränderungen der Submersen Makrophytenvegetation des Bodensees in ausgewählten Testflächen in den Jahren 1967-1978. Ber. Int. Gewässerschutzkommission f. d. Bodensee Nr. 27: 116 S.
- Schwoerbel, J. & G. Tillmanns (1964): Konzentrationsabhängige Aufnahme von wasserlöslichem $\text{PO}_4\text{-P}$ bei submersen Wasserpflanzen. Die Naturwissenschaften 51 (13): 319-320
- Schwoerbel, J. & G. Tillmanns (1964): Ammonium-Adaptation bei submersen Phanerogamen in situ. Arch. Hydrobiol. Suppl. 42: 139-141
- Schwoerbel, J. (1987): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag Stuttgart New York, 269 S.
- Sculthorpe, C.D. (1967): The Biology of Aquatic Vascular Plants. Edward Arnold (Publishers) Ltd. London: 610 S.
- Seidel, K. (1989): Möglichkeiten der Fernerkundung - Beispiel Landsat - Bild des Bodensees. In: (Schweizerischer Verein für Vermessung und Kulturtechnik (SVVK) (Hrg.)) VERMESSUNG PHOTOGRAMMETRIE KULTURTECHNIK - (LEBENSRAUM BODENSEE), Eidgen. Techn. Hochschule Hönggerberg, Zürich, 1.
- Seige, P. (1993): MOMS: A contribution to high resolution multispectral and stereoscopic earth observation from space, In: Fritsch, D.; Hobbie, D.: "PHOTOGRAM-METRIC WEEK '93", Wichmann Verlag GmbH, ISBN 3-87907-255-8, Karlsruhe.
- Sonderforschungsbereich (SFB) 149: Vermessungs- und Fernerkundungsverfahren an Küsten und Meeren, Jahresbericht 1979 und 1981, In: WISSENSCHAFTLICHE ARBEITEN AN DER FACHRICHTUNG VERMESSUNGSWESEN DER UNIVERSITÄT HANNOVER, Nr. 96 & 109, Hannover, 1980 und 1982.
- Spitzer, D.; Laane, R.; Roozkrans, J.N. (1990): Pollution monitoring of the North Sea using NOAA/AVHRR imagery, In: INT.J. REMOTE SENSING, 11, 967-977.
- Stark, H. & M. Dienst (1989): Dynamics of Lakeside reed belts at Lake Constance (Untersee) from 1984 to 1987. Aq. Bot. 35: 63-70
- Stöcklhuber, K. (1976): Zur Interpretierbarkeit von Phänomenen der Litoralzone aus dem panchromatischen Luftbild, In: XVI CONVEGNO INTERNAZIONALE TECNICO SCIENTIFICO SULLO SPAZIO, ROMA - PALAZZO DEI CONGRESSI - EUR 18-20 MARZO, p. 86, Roma.
- Stringer, W.J.; Dean, K.G.; Guritz, R.M.; Garbeil, H.M.; Groves J.E.; Ahlhaes, K. (1992): Detection of petroleum spilled from the MV Exxon Valdez, In: INT.J.REMOTE SENSING, 13, 799-824.
- Streble H. & D. Krauter (1988): Das Leben im Wassertropfen. Kosmos Naturführer, Franksche Verlagsbuchhandlung Stuttgart: 400 S.
- Stroede, W. (1932): Ökologie der Characeen: 118 S. (Berlin)
- Stroede, W. (1933): Über die Beziehungen der Characeen zu den chemischen Faktoren der Wohngewässer und des Schlammes. Arch. f. Hydrobiol. 15: 192-229
- Strong, A.E. (1974): Remote Sensing of algal blooms by aircraft and satellite in Lake Erie and Utah Lake. In: REMOTE SENSING OF THE ENVIRONMENT, 3/2, 99-107, (NASA: S 70246-AG).
- Strub, P.T.; Powell, T.M. (1987): Surface Temperature and Transport in Lake Tahoe: Inferences from Satellite (AVHRR) imagery: In: CONTINENTAL SHELF RESEARCH, 7/9, 1001-1010..
- Sziji, J. (1965): Ökologische Untersuchungen an Entenvögeln (Anatidae) des Ermatinger Beckens (Bodensee). Die Vogelwarte 23 (1): 24-71
- Tassan, S.; Sturm, B. (1986): An algorithm for the retrieval of sediment content in turbid coastal waters from CZCS data, In: INT.J. REMOTE SENSING, 7, 643-655.
- Thomas, P., M. Dienst, M. Peintinger & R. Buchwald (1987): Die Strandrasen des Bodensees. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 62: 325-346

- Tremp, H. (1990): Passives Monitoring mit Wassermoosen zu Überwachung der Versauerungsdynamik in pufferschwachen Fließgewässern - Erste Ergebnisse. Ver. Ges. f. Ökologie 20 (Freising Weihenstephan).
- Uotila, P. (1978): Distribution and Ecological Features of Hydrophytes in the Polluted Lake Vanajavesi, S Finland. Ann. Bot. Fennici 8: 257-259
- Vahle, H.-Ch. (1990): Armleuchteralgen (Characeae) in Niedersachsen und Bremen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 5/90, 132 S.
- Van der Piepen, H.; Fiedler, R.; Helbig, H.; Kritikos, G.; Kübler, D. (1983): Fernerkundung: Beobachtungsmethoden - Bildauswertung - Beispiele. In: ELEKTRONIK - FACHZEITSCHRIFT FÜR ENTWICKLER UND INDUSTRIELLE ANWENDER, 32. Jg., Nr. 12 und 13, Franics Verlag, München.
- Van der Piepen, H.; Amann, V.; Fiedler, R. (1985): Erkundung und Interpretation der Meeresfarben, In: DFVLR - NACHRICHTEN, Heft 46, S. 21 - 24, DFVLR, Oberpfaffenhofen, Köln.
- Van Vierssen, W. (1982a): The Ecology of Communities Dominated by *Zannichellia* Taxa in Western Europe I. Charakterization and Autecology of the *Zannichellia* Taxa. Aq. Bot. 12: 103-155
- Van Vierssen, W. (1982a): The Ecology of Communities Dominated by *Zannichellia* Taxa in Western Europe II. Distribution, Synecology and Productivity Aspects in Relation to Environmental Factors. Aq. Bot. 13: 385-483
- Van Vierssen, W. (1982a): The Ecology of Communities Dominated by *Zannichellia* Taxa in Western Europe. III. Chemical Ecology. Aq. Bot. 14: 259-294
- Van Vierssen, W. (1982b): Some Notes on the Germination of Seeds of *Najas marina* L.. Aq. Bot. 12: 210-213
- Viehoff, T. (1983): Bestimmung der Meeresoberflächentemperatur mittels hochauflösender Satellitenmessungen, In: BERICHTE AUS DEM INSTITUT FÜR MEERESKUNDE AN DER CHRISTIAN-ALBRECHTS-UNIVERSITÄT KIEL, Nr. 115, Kiel.
- Vöge, M. (1984): Der Neophyt *Elodea nuttallii* in einigen Gewässern Schleswig-Holsteins und Hamburgs. Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig-Holst. u. Hamburg 33: 246-258
- Walser, R. (1990): Makrophytenentwicklung zwischen Langenargen und Friedrichshafen. In: BERICHTE DER LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN - WÜRTTEMBERG - JAHRESBERICHT 1990-; S. 153 f., Landesanstalt für Umweltschutz BW, ISSN 0939-8236, Karlsruhe.
- Walser, R. (1994.): Zur Rolle der Makrophytenbestände im Bereich von Flussmündungen am Bodensee-Obersee. Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften, Universität Stuttgart-Hohenheim.
- Welch, R.; Madden Remillard, M.; Slack, R.B. (1988): Remote Sensing and Geographic Information System Techniques for Aquatic Resource Evaluation, In: PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING AND REMOTE SENSING, 54, 2., 177-185, II.
- Westrop, J.; Maurer W.; Volm, C. (1995): Einsatz von Luftbildern zur Kartierung der Makrophyten in einem Teich, In: GEOSYSTEMS User Group Meeting 1995 vom 17. - 19. Oktober 1995 in Feldafing, GEOSYSTEMS GmbH, Germering.
- Wiegleb, G. (1976): Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Chemismus und Makrophytenvegetation stehender Gewässer in Niedersachsen. Diss. Göttingen
- Wiegleb, G. (1978): Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. Arch. Hydrobiol. 83: 443-484
- Wiegleb, G. (1979): Die Verbreitung von *Elodea nuttallii* (Planchon) St. John im westlichen Niedersachsen. Drosera 1: 9-14

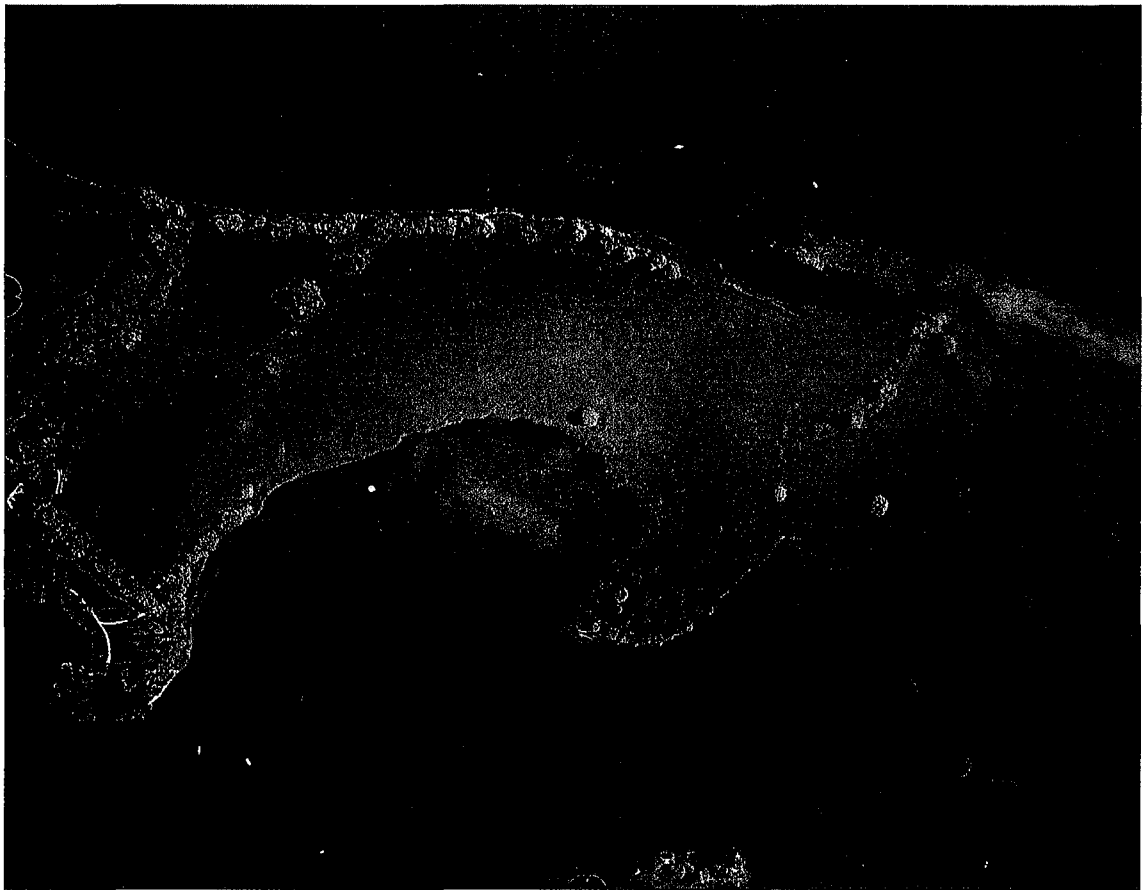
- Wijk, R.J.van (1988): Ecological Studies on *Potamogeton pectinatus* L. I. General characteristics, Biomass Produktion and Life Cycles unter Field Conditions. Aq. Bot. 31: 211-258
- Wolff, P. (1980): Die Hydrillae (Hydrocharitaceae) in Europa. Gött. Flor. Rundbr. 14 (2): 33-56
- Zheng, Q.A; Klemas,V. (1982): Determination of Winter Temperature Patterns, Fronts and Surface Currents in the Yellow Sea and East China Sea from Satellite Imagery , In: REMOTE SENSING OF THE ENVIRONMENT, 12, 201-218.
- Zimmermann, G. (1991): Fernerkundung des Ozeans , Akademie Verlag GmbH, ISBN 3-05-500716-6, Berlin.

1 ZUSAMMENFASSUNG UND WERTUNG	13
2 EINLEITUNG UND AUFGABENSTELLUNG	15
2.1 Kartierung der submersen Makrophytenvegetation	15
2.2 Litoralsedimente des Bodensees 1993	15
2.3 Eignung des Landsat-TM-Satellitensystems zum Monitoring submerser Makrophyten	16
3 WASSERPFLANZEN ALS BIOINDIKATOREN	18
4 ÜBERSICHT ÜBER DIE 1993 - 1996 DURCHGEFÜHRTEN ARBEITEN	21
5 METHODEN	23
5.1 Kartierung der submersen Makrophytenvegetation auf der Basis von Colorluftbildern	23
5.2 Datenerfassung und -integration in einem Geographischen Informationssystem (GIS)	24
5.3 Ermittlung des trophischen Zustandes der Flachwasserzone mit Hilfe des Makrophytenindex	25
5.4 Untersuchungen der Litoralsedimente	28
5.4.1 Probenahme	28
5.4.2 Korngrößenanalysen	29
5.4.3 Kohlenstoff- und Schwefelbestimmung	30
5.4.4 Mineralogische Analysen	30
5.5 Eignung des Landsat-TM-Satellitensystems zum Monitoring submerser Makrophyten	30
5.5.1 Allgemeine Informationen zum Aufnahmesystem "Landsat-5-TM"	30
5.5.2 Vorgehensweise bei der Interpretation der Rasterbilddaten	32
6 ERGEBNISSE	33
6.1 Liste der von 1967-1993 gefundenen submersen Makrophytenarten	33
6.2 Verbreitungsentwicklung der submersen Makrophytenarten im Untersuchungszeitraum und ihre indikatorische Bedeutung	34
6.2.1 <i>Cladophora</i> spec.	34
6.2.2 <i>Enteromorpha</i> spec.	35
6.2.3 <i>Hydrodictyon</i> spec.	39

6.2.4 <i>Spirogyra spec.</i>	39
6.2.5 <i>Fontinalis antipyretica</i>	43
6.2.6 <i>Rhynchostegium riparioides</i>	44
6.2.7 <i>Chara aspera</i>	47
6.2.8 <i>Chara contraria</i>	50
6.2.9 <i>Chara denudata</i>	53
6.2.10 <i>Chara fragilis</i>	55
6.2.11 <i>Chara tomentosa</i>	58
6.2.12 <i>Nitella mucronata</i>	60
6.2.13 <i>Nitellopsis obtusa</i>	62
6.2.14 <i>Alisma gramineum</i>	65
6.2.15 <i>Groenlandia densa</i>	67
6.2.16 <i>Najas intermedia</i>	69
6.2.17 <i>Najas minor</i>	72
6.2.18 <i>Potamogeton crispus</i>	74
6.2.19 <i>Potamogeton friesii</i>	76
6.2.20 <i>Potamogeton gramineus</i>	78
6.2.21 <i>Potamogeton helveticus</i>	80
6.2.22 <i>Potamogeton lucens</i>	83
6.2.23 <i>Potamogeton panormitanus</i>	86
6.2.24 <i>Potamogeton pectinatus</i>	89
6.2.25 <i>Potamogeton perfoliatus</i>	92
6.2.26 <i>Potamogeton trichoides</i>	95
6.2.27 <i>Potamogeton x zizii</i>	97
6.2.28 <i>Zannichellia palustris</i>	97
6.2.29 <i>Ceratophyllum demersum</i>	100
6.2.30 <i>Elodea canadensis</i>	103
6.2.31 <i>Elodea nuttallii</i>	105
6.2.32 <i>Myriophyllum spicatum</i>	109
6.2.33 <i>Nuphar lutea</i>	113
6.2.34 <i>Polygonum amphibium</i>	115
6.2.35 <i>Ranunculus circinatus</i>	117
6.2.36 <i>Ranunculus fluitans</i>	118
6.2.37 <i>Ranunculus trichophyllus</i>	121
6.3 Bewertung des trophischen Zustandes der Flachwasserzone 1967, 1978 und 1993 mit Hilfe des Makrophytenindexes (Melzer 1988)	123
6.4 Sedimentuntersuchungen in der Litoralzone des Bodensees 1993	124
6.4.1 Mineralogie	124
6.4.2 Organischer Kohlenstoff	132
6.4.3 Granulometrie	134
6.4.4 Trends zwischen verschiedenen Parametern	134
6.5 Ergebnisse der Klassifikation der Landsat-TM-Aufnahmen vom 30.06.1993 und 09.07.1993 (Testbeispiel Bodensee-Untersee):	136

7 DISKUSSION	140
7.1 Entwicklung der submersen Makrophytenvegetation im Untersuchungszeitraum	140
7.2 Bewertung des trophischen Zustandes der Flachwasserzone mit Hilfe des Makrophytenindex nach MELZER (1988)	142
7.3 Litoralsedimente des Bodensees	146
7.4 Zusammenhang zwischen der Verbreitung submerser Makrophyten und Sedimentparametern	147
7.5 Eignung des Landsat-TM-Satellitensystems zum Monitoring submerser Makrophyten	148
8 LITERATUR	149

Bildtafeln:



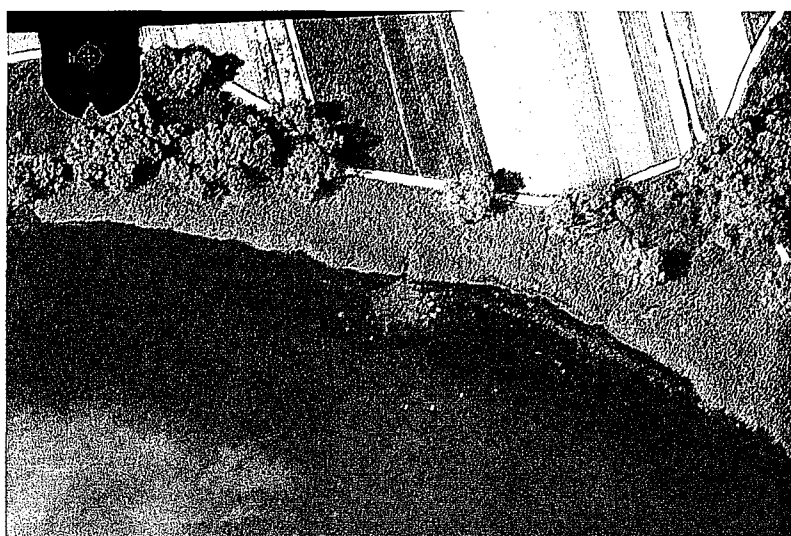
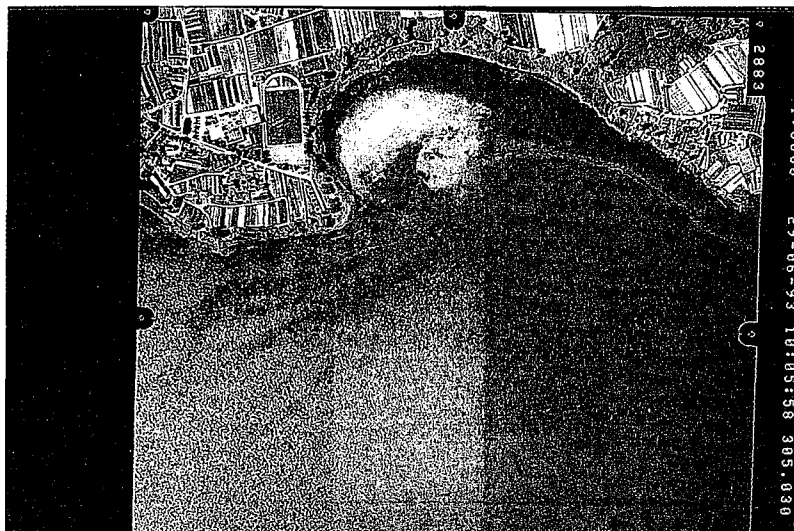
Verbreitung von *Potamogeton pectinatus* 1993



Tafel 1

Oben: Luftbild der Halbinsel Mettnau mit sichtbaren Makrophytenfeldern. Aufgrund der Flugrichtung ist der obere Bildrand in Richtung Nordost.

Unten: Digitalisiertes Luftbild mit Häufigkeitsverteilung von *Potamogeton pectinatus*; gleicher Ausschnitt, das Bild ist genordet.

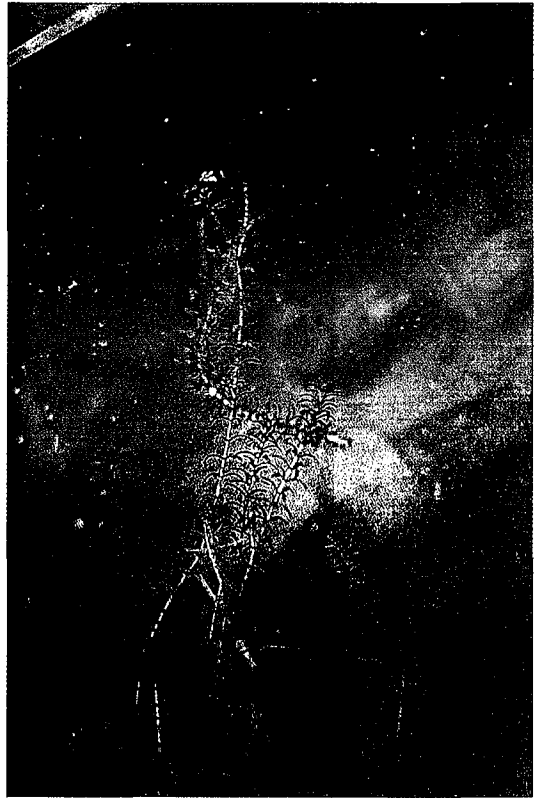


Tafel 2

Oben: Luftbild der Bauernhornbucht (Insel Reichenau) mit Makrophytenfeldern.

Mitte: Ausschnittsvergrößerung mit Vegetationszonierung um Drainageleitung.

Unten: Drainageleitung in die Fehrenhornbucht (Insel Reichenau) mit Fadenalgen.



Tafel 3

Oben links: *Alisma gramineum* (Laiblachbucht, Foto Michael Dienst)

Oben rechts: *Elodea canadensis*

Unten links: *Potamogeton helveticus* (Ermatinger Becken)

Unten rechts: *Myriophyllum spicatum* (Mettnau, Südufer)

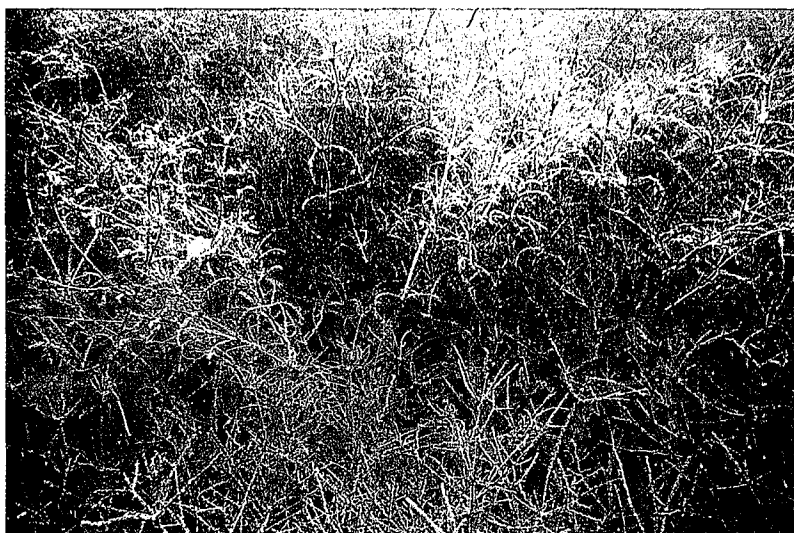
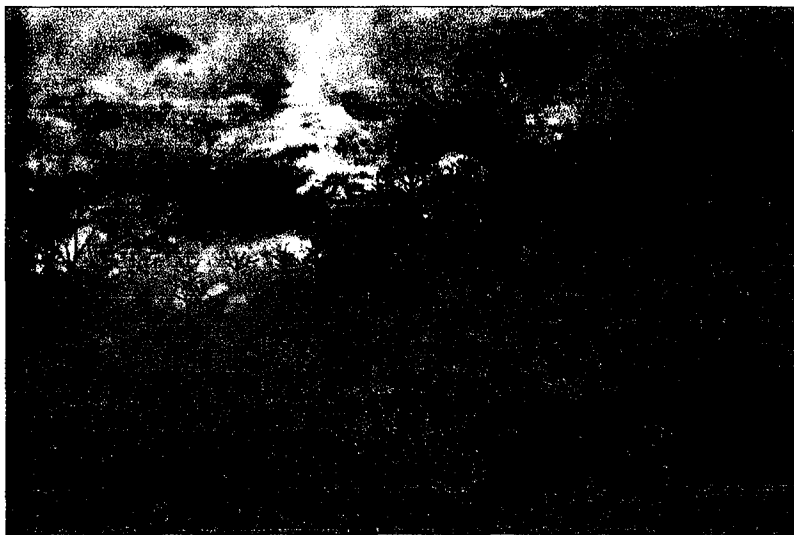


Tafel 4

Oben: *Nuphar lutea* (Radolfzeller Aach, Foto Michael Dienst)

Mitte: *Potamogeton gramineus* und *Utricularia intermedia* (Rohrspitz, Foto M. Dienst)

Unten: *Nitella mucronata* (Horn, Hafen)

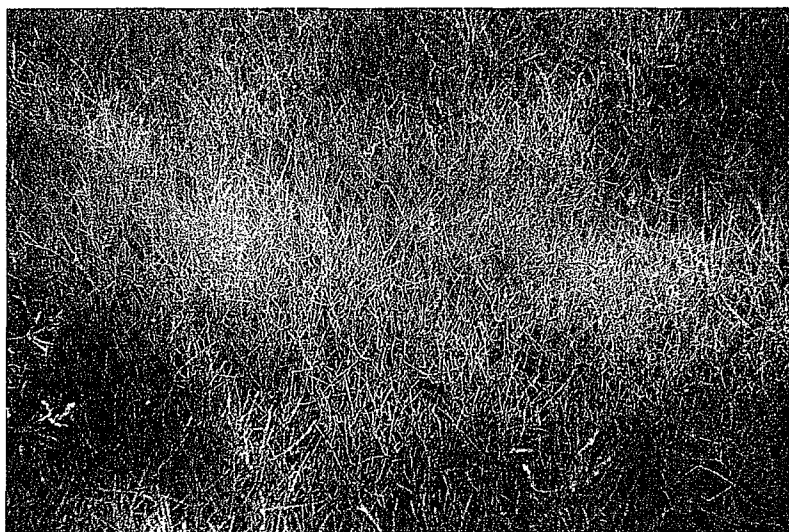
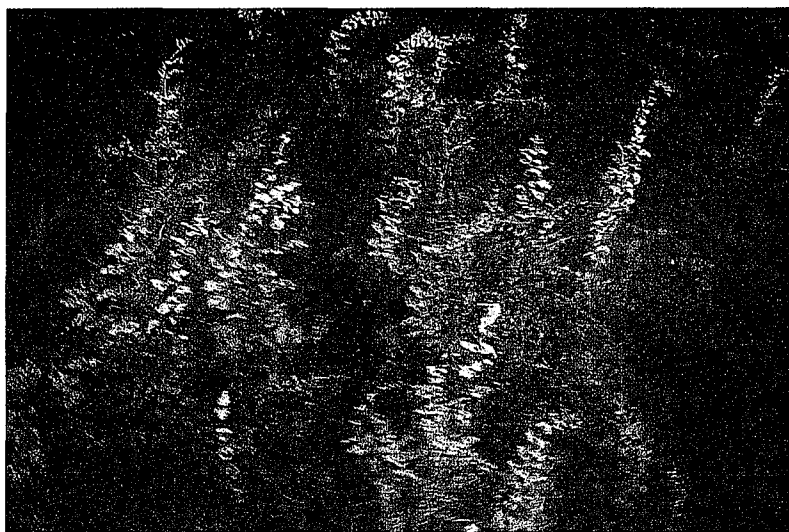
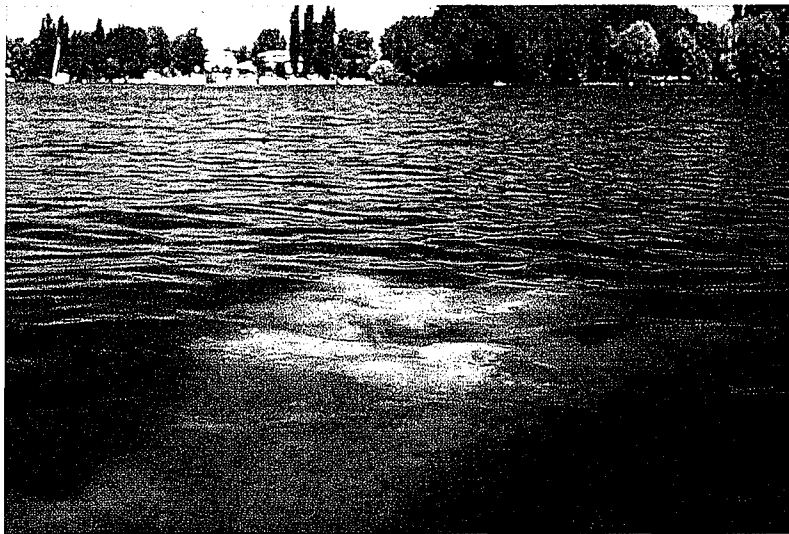


Tafel 5

Oben: *Potamogeton pectinatus* (Friedrichshafener Bucht, Foto Rudolf Walser)

Mitte: *Chara aspera* (Ermatinger Feld)

Unten: *Najas intermedia*, *Chara contraria*, *Nitellopsis obtusa* (Insel Reichenau)



Tafel 6

Oben: Algenwatten aus *Spirogyra ssp.* (Mettnau, Südufer)

Mitte: *Potamogeton perfoliatus* (Radolfzeller Aach)

Unten: *Nitellopsis obtusa* (Insel Reichenau, Nordufer)

Veröffentlichungen der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)

- Richtlinien für die Reinhaltung des Bodensees vom 1. Juni 1967
überarbeitete Fassung vom 9. Mai 1972
Neufassung vom 27. Mai 1987
- Schutz dem Bodensee, Jubiläumsschrift, 15 Jahre Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee 1974
- Schutz dem Bodensee, Faltbatt, 25 Jahre Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee 1984
- Limnologischer Zustand des Bodensees, Jahresberichte (Grüne Berichte) seit 1976

IGKB-Berichte (Blaue Berichte)

- | | | |
|--------|---|------|
| Nr. 1 | Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees | 1963 |
| Nr. 2 | Die Abwasserbelastung der Uferzone des Bodensees | 1964 |
| Nr. 3 | Die Sauerstoffschichtung im tiefen Hypolimnion des Bodensee-Obersees 1963/64 mit Berücksichtigung einiger Untersuchungsergebnisse aus früheren Jahren | 1964 |
| Nr. 4 | Gewässerschutzvorschriften der Bodensee-Anliegerstaaten | 1966 |
| Nr. 5 | Die Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse des Bodensees in den Jahren 1961 bis 1963 | 1967 |
| Nr. 6 | Untersuchungen zur Feststellung der Ursache für die Verschmutzung des Bodensees | 1967 |
| Nr. 7 | Stellungnahme der Sachverständigen zur Frage einer Bodensee-Ringleitung | 1967 |
| Nr. 8 | Die Sauerstoffbilanz des Bodensee-Obersees | 1967 |
| Nr. 9 | Bodensee-Sedimente | 1971 |
| Nr. 10 | Bericht über den Bodensee | 1971 |
| Nr. 11 | Die Berechnung von Frachten gelöster Phosphor- und Stickstoffverbindungen aus Konzentrationsmessungen in Bodenseezuflüssen | 1973 |
| Nr. 12 | Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees | 1973 |
| Nr. 13 | Bau- und Investitionsprogramm - Stand der Abwasserbeseitigung | 1973 |
| Nr. 14 | Regenentlastungsanlagen, Bemessung und Gestaltung | 1973 |
| Nr. 15 | Strömungsverhältnisse im Bodensee-Untersee und der Wasseraustausch zwischen den einzelnen Seebecken | 1974 |
| Nr. 16 | Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees | 1975 |
| Nr. 17 | Die Belastung des Bodensees mit Phosphor-, Stickstoff- und organischen Verbindungen im Seejahr 1971/72 | 1976 |
| Nr. 18 | Die Phytoplanktonentwicklung im Bodensee in den Jahren 1961 bis 1963 | 1976 |
| Nr. 19 | Stand der technischen Möglichkeiten der Phosphorelimination aus kommunalen Abwässern | 1977 |
| Nr. 20 | Die Entwicklung des Crustaceenplanktons im Bodensee, Obersee (1962-1974) und Rheinsee (1963-1973) | 1977 |
| Nr. 21 | Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1963-1973), Teil 1 Untersee | 1977 |
| Nr. 22 | Chemismus des Freiwassers des Bodensee-Obersees in den Jahren 1961 bis 1974 | 1979 |

Nr. 23	Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1965-1975), Teil 2 Obersee	1979
Nr. 24	Bau- und Investitionsprogramm, Stand der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Bodensee-Obersees und des Untersees Planungszeitraum 1978-1985	1981
Nr. 25	Zum biologischen Zustand des Seebodens des Bodensees in den Jahren 1972 bis 1978	1981
Nr. 26	Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich mit 1967 -	1981
Nr. 27	Die Veränderungen der submersen Vegetation des Bodensees in ausgewählten Testflächen in den Jahren 1967 bis 1978	1981
Nr. 28	Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen und organischem Kohlenstoff im Abflussjahr 1978/79	1982
Nr. 29	Limnologische Auswirkungen der Schifffahrt auf den Bodensee	1982
Nr. 30	Die Auswirkungen der Reinhaltmassnahmen auf die limnologische Entwicklung des Bodensees (Lagebericht)	1982
Nr. 31	Schadstoffe in Bodensee-Sedimenten	1984
Nr. 32	Quantitative Mikroanalyse flüchtiger, organischer Verbindungen im Bodenseewasser	1985
Nr. 33	Bau- und Investitionsprogramm, Stand der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Bodensee-Obersees und des Untersees, Planungszeitraum 1986-1995	1985
Nr. 34	Die Zukunft der Reinhaltung des Bodensees, Weitergehende und vorbeugende Massnahmen - Denkschrift -	1987
Nr. 35	Zur Bedeutung der Flachwasserzone des Bodensees	1987
Nr. 36	Die Entwicklung der Radioaktivität im Bodensee nach dem Unfall Tschernobyl	1987
Nr. 37	Die Entwicklung des Crustaceen-Planktons im Bodensee-Obersee (1972-1985) und Untersee - Gnadensee und Rheinsee - (1974-1985)	1987
Nr. 38	Die Oligochaeten im Bodensee als Indikatoren für die Belastung des Seebodens (1972 bis 1978)	1988
Nr. 39	Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1961 bis 1986)	1989
Nr. 40	Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen, organisch gebundenem Kohlenstoff und Borat im Abflussjahr 1985/86	1989
Nr. 41	Die Entwicklung der NTA- und EDTA-Konzentration im Bodensee und in einigen Bodensee-Zuflüssen von 1985 bis 1990	1991
Nr. 42	Seenphysikalische und limnologische Dokumentation zur Vorstreckung des Alpenrheins in den Bodensee - eine Literaturstudie -	1993
Nr. 43	Sedimentoberflächen im östlichen Bodensee-Obersee, Sidescan-Untersuchungen im Zusammenhang mit den Auswirkungen der Vorstreckung des Alpenrheins	1993
Nr. 44	Dynamische Simulation des Bodensee-Obersees und tolerierbare Phosphor-Fracht	1993
Nr. 45	Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee	1996
Nr. 46	Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967	1996

