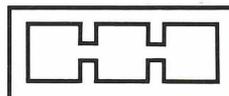


Bundesministerium  
für Gesundheit und  
Umweltschutz

Bundesministerium  
für Wissenschaft und  
Forschung

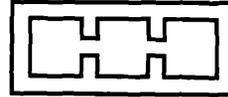


**ERGEBNISSE**  
**DES**  
**ÖSTERREICHISCHEN**  
**EUTROPHIEPROGRAMMES**  
**1978 – 1982**

Wien 1983

Bundesministerium  
für Gesundheit und  
Umweltschutz

Bundesministerium  
für Wissenschaft und  
Forschung



**ERGEBNISSE**

**DES**

**ÖSTERREICHISCHEN**

**EUTROPHIEPROGRAMMES**

**1978 – 1982**

Wien 1983

Copyright: 1983

Bundesministerium für Gesundheit  
und Umweltschutz  
Bundesministerium für Wissenschaft  
und Forschung

Lichtsatz: MAB-Programm auf CR-Tronic

Druck: Findruck  
Albertgasse 43  
1080 Wien



## Vorwort

Durch den progressiven Einsatz einer explodierenden Technologie zur Verbesserung unserer Lebensbedingungen haben wir unsere natürliche Umwelt in die Nähe ihrer Belastungsgrenzen gebracht. Das machte uns bewußt, daß wir auch den Glauben an die wunderbare und unerschöpfliche Selbstreinigungs- und Regenerationsfähigkeit unserer Seen und Flüsse revidieren müssen.

Im Rahmen eines vierjährigen internationalen Eutrophieprogramms der OECD wurden vorwiegend die limnologischen Grundlagen repräsentativer österreichischer Seen erarbeitet. Im Anschluß daran konnte in Österreich in den Jahren 1978 bis 1982 auf Initiative meines Ressorts ein nationales Eutrophieprogramm in Zusammenarbeit mit der Österreichischen Akademie der Wissenschaften und unter finanzieller Beteiligung des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung und der betroffenen Bundesländer in Angriff genommen werden. In den kommenden vier Jahren soll dieses Projekt durchgeführt und sodann zum Abschluß gebracht werden. Die Ergebnisse der Studie über diffusen Nährstoffeintrag liegen nun vor.

Diese abschließende Studie wird den Gedanken des Umweltschutzes und vor allem meines Ressorts Rechnung tragen, daß nur multidisziplinäre Untersuchungen unter Berücksichtigung der komplexen Zusammenhänge ein befriedigendes Ergebnis bringen können.

Wir erachten es als eines der wesentlichsten Anliegen des Umweltschutzes, auf die Erhaltung der Wasserqualität zu achten und an den gefährdeten Stellen für ihre Verbesserung zu sorgen. Durch die Kenntnis der Zusammenhänge werden die fachlichen Voraussetzungen für weitere wirksame Sanierungsmaßnahmen geschaffen. Unsere Seen sind ein wertvolles Naturpotential, die im Interesse unserer Umwelt, der Volkswirtschaft und der Volksgesundheit auch für künftige Generationen erhalten bleiben müssen.

Ich danke der Österreichischen Akademie der Wissenschaften und dem großartigen Expertenteam, durch deren Einsatzfreude und Geist der Zusammenarbeit diese umfassende Studie erst entstehen konnte.

Dr. Kurt Steyrer  
Bundesminister für Gesundheit und Umweltschutz



## Vorwort

Die Gewässer in den Industriestaaten sind heute allgemein zunehmenden Belastungen ausgesetzt. Das trifft im speziellen auch auf zahlreiche Seen Österreichs zu. Zu einem wesentlichen Teil lassen sich diese Belastungen als Nährstoffeinträge beschreiben.

Bei den Bemühungen, den vielfältigen Einflüssen auf das Gewässerökosystem zur Erhaltung oder Wiederherstellung des ökologischen Gleichgewichtes zu begegnen, spielen deshalb die Indikatoren der Stoffbelastung und speziell die Erscheinungsform der Stoffüberladung, die Eutrophierung, eine wichtige Rolle.

Besondere Bedeutung kommt demnach der Aufklärung der für die Eutrophierung konstitutiven Vorgänge und Mechanismen zu.

Diesem auch im Konzept „Ökosystemforschung in Österreich“ als prioritär ausgewiesenen Gegenstand limnologischer Forschung war der österreichische Beitrag zum Seeneutrophierungsprogramm der OECD gewidmet, der 1977 zum Abschluß gebracht wurde. Das Schwergewicht der Untersuchungen lag hierbei auf Nährstoffhaushaltsbestimmungen verschiedener Seen sowie auf der quantitativen Beschreibung des Phänomens der Eutrophierung.

Aus dem OECD-Programm ergab sich als weitere wichtige Fragestellung die nach der Herkunft der Nährstoffe.

Um eine mittelfristige Untersuchung dieser Problematik zu ermöglichen, wurde das Österreichische Eutrophierungsprogramm für den Zeitraum von 1978 bis 1982 beschlossen; es bestand aus vier Teilprojekten, die im Rahmen ihrer Aufgabenstellung auch den Forschungsergebnissen aus der Sicht des jeweiligen Bundeslandes Rechnung trugen.

Im Vordergrund standen unter anderem die Erstellung einer Nährstoffbilanz, die Bestimmung des Nährstoffrückhaltes sowie die limnologische Entwicklung in Seenketten.

Die Ergebnisse dieser vierjährigen Untersuchung wurden in einem ausführlichen Abschlußbericht vorgelegt und sollen nun in Form dieser Publikation einer breiteren Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden.

Der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, den am Programm beteiligten Fachexperten sowie allen anderen, die an der Durchführung der Forschungsarbeit Anteil hatten, möchte ich Dank und Anerkennung aussprechen.

Dr. Hertha Firnberg  
Bundesminister für Wissenschaft und Forschung

## INHALTSVERZEICHNIS

|  |    |
|--|----|
| Einleitung   | 9  |
| Zusammenfassung  | 9  |
| Projekt 1: „Selbstreinigende und Phosphorrückhaltevorgänge in der Seenkette Fuschlsee – Mondsee – Attersee“          | 11 |
| 1.1. Einleitung  | 11 |
| 1.2. Allgemeine Beschreibung der Seen  | 11 |
| 1.3. Limnologische Entwicklung der Seen des Ager-Einzugsgebietes   | 13 |
| 1.4. Nährstoffbilanz   | 26 |
| 1.5. Nährstoffrückhalt in der Seenkette  | 27 |
| 1.6. Exportkoeffizienten als Basis einer Nährstoffbilanz; Vergleich berechneter und gemessener Phosphorausträge      | 30 |
| 1.7. Die Anwendung des Nährstoffbelastungskonzeptes auf Mondsee und Attersee.  | 35 |
| Projekt 2: „Die Makrophyten der Mayrbucht des Lunzer Untersees als Eutrophierungspuffer“                             | 38 |
| 2.1. Einleitung  | 38 |
| 2.2. Beschreibung des Sees und des Untersuchungsgebietes   | 38 |
| 2.3. Ergebnisse  | 39 |
| 2.3.1. Chemismus   | 39 |
| 2.3.2. Phytoplankton   | 39 |
| 2.4. Die Makrophyten der Mayrbucht   | 40 |
| 2.4.1. Kartierung  | 40 |
| 2.4.2. Qualitative und quantitative Angaben zu den Makrophyten in der Mayrbucht                                      | 41 |
| 2.5. Phosphor- und Stickstoffgehalt im Sediment der Mayrbucht  | 45 |
| 2.6. Zusammenfassung der Ergebnisse  | 46 |
| Projekt 3: „Eutrophierungs- und Selbstreinigungsvorgänge in der Seenkette Hafnersee – Keutschacher See – Wörthersee“ | 48 |
| 3.1. Einleitung  | 48 |
| 3.2. Allgemeine Beschreibung der Seen  | 48 |
| 3.2.1. Phytoplankton   | 51 |
| 3.2.2. Sauerstoff  | 52 |
| 3.2.3. Sichttiefe  | 52 |
| 3.3. Nährstoff- und organische Frachten  | 52 |
| 3.3.1. Oberflächenzuflüsse   | 52 |
| 3.3.2. Diffuser Nährstoffeintrag   | 53 |
| 3.3.3. Nährstoffeintrag durch Niederschlag   | 53 |
| 3.3.4. Flächenspezifischer Austrag von Nährstoffen und organischen Frachten  | 54 |
| 3.4. Sedimentation und Nährstoffrückhalt   | 55 |
| 3.4.1. Sedimentationsverhältnisse im Hafnersee   | 55 |
| 3.4.2. Sedimentationsverhältnisse im Keutschacher See  | 56 |
| 3.4.3. Vergleich der Sedimentationsverhältnisse beider Seen  | 57 |
| 3.5. Frachtenbilanz der Seenkette  | 57 |
| 3.5.1. TOC-Bilanz der Seenkette  | 57 |
| 3.5.2. P-Bilanz der Seenkette  | 58 |

|   |     |
|---|-----|
| 3.5.3. Bilanz des gesamten anorganischen Stickstoffs<br>(TIN, NO <sub>3</sub> -N, NH <sub>4</sub> -N)                                 | 60  |
| 3.6. Selbstreinigung  | 60  |
| Projekt 4: „Restaurierungsverlauf Piburger See II: Nährstofflieferung aus<br>Sedimenten als Ursache der Oligotrophierungsverzögerung“ | 70  |
| 4.1. Problemstellung  | 70  |
| 4.2. Der Piburger See und sein Einzugsgebiet  | 70  |
| 4.3. Limnologische Entwicklung des Piburger Sees 1969–1981  | 73  |
| 4.3.1. Sauerstoffregime und Auswirkungen auf Benthosorganismen  | 73  |
| 4.3.2. N/P-Verhältnis   | 74  |
| 4.4. Phosphorfreisetzung aus Sedimenten   | 74  |
| 4.4.1. Sedimentbeschaffenheit   | 75  |
| 4.4.2. Phosphor-Freisetzungsraten   | 81  |
| 4.5. Nährstoffbelastungsmodelle   | 87  |
| 4.6. Ausblick   | 92  |
| 5. Vergleichende Zusammenfassung  | 95  |
| 6. Zitierte Literatur   | 102 |

## EINLEITUNG

Der Ministerrat der Österreichischen Bundesregierung hat 1977 beschlossen, in den Jahren 1978 bis 1982 ein „ÖSTERREICHISCHES EUTROPHIEPROGRAMM“ (ÖEP) durchzuführen, das unter der Gesamtleitung der Österreichischen Akademie der Wissenschaften stehen und seitens des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz und des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung finanziert werden sollte.

In diesem Programm werden Fragestellungen aufgegriffen, die sich aus österreichischen Beiträgen zum OECD-Seeneutrophierungsprogramm ergeben hatten.

Die vier Projekte zielten auf spezifische Forschungserfordernisse in vier österreichischen Bundesländern ab, wobei sich die Landesregierungen der Bundesländer, in denen die Projekte durchgeführt wurden, an der Finanzierung der Forschungsarbeiten beteiligten.

Die vier Projekte standen unter folgenden Arbeitstiteln:

1. Selbstreinigung und Phosphorrückhaltevorgänge in der Seenkette Fuschlsee – Mondsee Attersee.
2. Die Makrophyten der Mayrbucht des Lunzer Untersees als Eutrophierungspuffer.
3. Eutrophierung, Selbstreinigung und Nährstoffrückhalt in der Seenkette Hafnersee – Keutschacher See – Wörthersee.
4. Restaurierungsverlauf Piburger See II: Nährstofflieferung aus Sedimenten als Ursache für Oligotrophierungsverzögerung.

Der vorliegende Band enthält die Kurzfassung der wissenschaftlichen Endergebnisse aller vier ÖEP-Projekte.

Die Österreichische Akademie der Wissenschaften dankt dem Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, dem Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung und den Landesregierungen von Kärnten, Niederösterreich, Oberösterreich, Salzburg und Tirol für die finanzielle Unterstützung und Zusammenarbeit.

## ZUSAMMENFASSUNG

Die erstmals 1973 – 1977 in Österreich im Rahmen des „Cooperative Program for monitoring of inland waters (Eutrophication control)“ der OECD (kurz: OECD-Seeneutrophierungsprogramm) durchgeführten Nährstoffhaushaltsbestimmungen führten zu einer Quantifizierung der Beziehung zwischen Nährstoffbelastung einerseits und Algenwachstum andererseits. Damit erwiesen sich die an österreichischen Seen durchgeführten Untersuchungen als ein wertvoller Betrag zum internationalen Projekt.

Die Frage der Herkunft der Nährstoffe blieb dabei aber weitgehend offen, weshalb es wünschenswert erschien, in einem Folgeprojekt (Österreichisches Eutrophieprogramm, 1978 – 1982) auf diese Problematik anhand von Untersuchungen an sieben Seen in Kärnten, Niederösterreich, Oberösterreich und Tirol näher einzugehen.

Die Untersuchungen der Seenkette Hafnersee – Keutschacher See, deren Ausrinn in den Wörthersee einmündet, läßt, gemessen an den aus dem Einzugsgebiet emittierten Nährstoffen, einen Rückhalt von 80 % Gesamtphosphor und 30 % an gesamtem anorganischem Stickstoff erkennen. Organischer Gesamtkohlenstoff wird in beiden Seen in Abhängigkeit vom Trophiegrad produziert. Gesamtphosphor gelangt in 2- bis 5-facher Menge als anhand der Input-Output-Relation zu erwarten wäre, jährlich ins Sediment. Damit wird deutlich, daß in beiden Seen Jahr für Jahr mindestens dieselbe Phosphormenge aus dem Sediment bzw. dem darüber befindlichen Wasserkörper durch die Biomasse des Epilimnions wiederverwertet wird, wie jährlich durch Niederschlag, Zuflüsse und diffuse Einbringungen zugeführt wurde.

Weiters war erstmals festzustellen, daß eine durch Sanierungsmaßnahmen erfolgte Verminderung der P-Zufuhr in die Seenkette in der folgenden Produktionsperiode noch keine Verminderung der P-Rücklösung im See bewirkt, wodurch Sanierungsmaßnahmen nur verzögert über Jahre hinweg wirksam werden. Die P-Rücklösung ist in einem See mit höherem Trophiegrad deutlich größer als in einem produktionsärmeren; durchschnittliche P-Rücklösung im Hafnersee 6,5 mg/m<sup>2</sup>.d, im Keutschacher See 2,1 mg/m<sup>2</sup>.d). In beiden Seen sedimentiert pro Jahr etwa doppelt so viel Gesamtphosphor,

wie im gleichen Zeitraum von außen eingetragen wird, während sich organischer Kohlenstoff in diesen Seen in etwa derselben Größenordnung, wie er im Jahresdurchschnitt jeweils eingebracht wurde, abgelagert.

Die gewaltige Phosphorrückhaltekapazität einer Seenkette konnte auch für Fuschlsee – Mondsee – Attersee nachgewiesen werden, zeigte doch jeder dieser Seen P-Retentionen zwischen 49 und 81 %. Während P-Einträge aus Land- und Forstwirtschaft 18 – 19 % und jene durch flüssigen atmosphärischen Niederschlag 3 – 17 % der Gesamtfracht ausmachen, erfolgen die höchsten Nährstoffeinträge durch kommunale Abwässer (75 % Mondsee, 63 % Attersee). Allein die ständige Wohnbevölkerung bringt am Mondsee 58 %, am Attersee 49 % ein. Der Umstand, daß dieser hohe Anteil häuslicher Abwässer an der Nährstoffbelastung nachgewiesen wurde, obwohl mit Stand 1982 bereits 58 % der anfallenden kommunalen Abwässer vom Attersee und 41 % vom Mondsee ferngehalten werden, beweist die Notwendigkeit entsprechender Sanierungsmaßnahmen. Die seit 1975 bzw. 1976 in Betrieb befindlichen Ringkanalisationen sind hauptsächlich für die ständige Verbesserung der Wasserqualität von Fuschlsee, Mondsee und Attersee verantwortlich. Die den Fuschlsee und Attersee belastenden Phosphorfrachten nahmen von 1978 – 1981, jene für den Mondsee seit 1979 kontinuierlich ab. Gleichzeitig verringerte sich der mittlere Phosphorgehalt dieser Seen. Biologische Reaktionen auf die verminderten Nährstoff-Frachten waren ein Ansteigen der Sichttiefe, die Abnahme der Algenmenge und verminderte Fruchtbarkeit des häufigsten Planktonkrebses.

Am Piburger See (Tirol) spielt die Phosphorfreisetzung aus Sedimenten eine maßgebliche Rolle dafür, daß sich die Oligotrophierung, die nach Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet und nach selektiver Wassererneuerung durch Tiefenwasserableitung erwartet worden war, erheblich verzögerte. Die jährliche Phosphorrückführung aus Sedimenten macht  $102 \text{ mg/m}^2$  bzw. 70 % der bisher gemessenen Nährstoffbelastung von außen aus. Damit wurde nunmehr klar, weshalb der Piburger See von den im Rahmen der OECD-Studie erarbeiteten Eutrophierungsmodellen abwich. Eine überraschende und für die Limnologie neue Erkenntnis war, daß in verschiedenen Seentiefen unterschiedliche Muster der Nährstofffreisetzung beobachtet wurden. Dabei ist es nicht so sehr von Bedeutung, ob Bedingungen in der Sediment-Wasser-Kontaktzone molekularer Sauerstoff vorhanden ist oder nicht; die Zusammensetzung einzelner Phosphorfraktionen im Sediment ist hingegen ein wichtiger Faktor. Sediment aus 5 m Tiefe gibt sehr wenig, Sediment aus mittleren Tiefen den meisten Phosphor an das überstehende Wasser ab. Für den Phosphorkreislauf spielen chemische Fällungs- und Lösungsreaktionen mit Eisen eine gegenüber biologischen Kreisläufen untergeordnete Rolle.

Im Lunzer Untersee, der als Beispiel eines stark durchfluteten Sees untersucht wurde, verbleiben nur rund 20 % des eingebrachten Phosphors. Dieser Phosphor (50 kg pro Jahr) wird großteils in den Makrophyten gespeichert, 20 kg allein in der 1,9 ha großen Nordostbucht des Sees. Zwar wird der in krautigen Pflanzen gebundene Phosphor beim Absterben dieser Makrophyten dem See – verzögert – zugeführt, wird jedoch zum Teil durch Winter- und Frühjahrshochwässer ausgeschwemmt. Die Makrophyten erwiesen sich somit als sehr bedeutender Eutrophierungspuffer. Durch ihren unterschiedlichen Phosphorgehalt an Standorten mit verschieden hoher Belastung können sie für den untersuchten See als Bioindikatoren dienen, wobei spätere Wiederholungen solcher Analysen z.B. für die Beurteilung der Effekte von Sanierungsmaßnahmen sehr aufschlußreich sein können.

Das nunmehr abgeschlossene Programm läßt jedoch ein wichtiges Problem offen, nämlich wesentliche Fragen der Quantifizierung des diffusen Nährstoffeintrages aus dem Einzugsgebiet einschließlich der Niederschläge. Die genaue Kenntnis dieser Art von Nährstoffzufuhr ist jedoch überaus wichtig, wo immer Entscheidungen für gezielte und wirksame Sanierungsmaßnahmen zu treffen sind. Mit dieser Fragestellung hat sich mittlerweile eine Reihe von Ländern (u.a. USA, Canada, Schweden, Niederlande, Schweiz) zu beschäftigen begonnen. In Österreich sollten bei der Bearbeitung dieses Problemkreises zwei Forschungsrichtungen berücksichtigt werden:

1. die genaue Erfassung von Art und Menge des diffusen Eintrages,
2. die weitergehende Untersuchung ökosystemarer Zusammenhänge und die Anwendbarkeit von Eutrophierungsmodellen.

# PROJEKT 1: „SELBSTREINIGENDE UND PHOSPHORRÜCKHALTEVORGÄNGE IN DER SEENKETTE FUSCHLSEE – MONDSEE – ATTERSEE“

## 1.1 Einleitung

Die Ager-Seenkette, Teil des Traun-Entwässerungssystems, war seit jeher eine Landschaft mit innigen Wechselbeziehungen zwischen Mensch und Wasser. Die zahlreichen Pfahlbaudörfer der Jungsteinzeit, keltische Siedlungen und römische Villen zeugen von der Bedeutung dieses uralten Siedlungsgebietes.

Erste ufernahe Rodungen führten zur Selbsthaftigkeit der damaligen Bevölkerung. Antike und mittelalterliche Hafenanlagen betonen die Bedeutung der Gewässer als Transport- und Verkehrswege für Holz und Salz. Wesentlich für die Bevölkerungsentwicklung im Salzkammergut sind aber auch die zumeist an Seeufern gelegenen Klöster und Wallfahrtsheiligtümer. Der Fremdenverkehr reicht im Untersuchungsgebiet auf die Anfänge des organisierten Tourismus im frühen 19. Jahrhundert zurück.

Während der Wasserreichtum den Aufbau des zweitgrößten Industriegebietes Oberösterreichs an den Unterläufen von Attersee und Traunsee ermöglichte, entwickelte sich das eigentliche Seengebiet zu einem Zentrum des Fremdenverkehrs. Der ersten Tourismusspitze zur Kaiserzeit (Ausflüge von Bad Ischl aus) folgte ein Zusammenbruch des Fremdenverkehrs während des ersten Weltkrieges. In den Zwischenkriegsjahren profilierte sich das Seengebiet als Zentrum diverser Wassersportarten. Die Zeit nach dem Zweiten Weltkrieg ist von einem ständigen Anstieg der Übernachtungsziffern und des Tagesausflugsverkehrs geprägt. Als förderlich für diese Entwicklung erwies sich der Ausbau der Westbahn, der Bundesstraße 1 und der Westautobahn, welche das Gebiet mit dem oberösterreichischen und salzburger Zentralraum verbinden. Innerhalb der letzten 30 Jahre stiegen die Übernachtungszahlen im Fuschlseegebiet um das Dreizehnfache, im Mondseegebiet um das Zwölfwache und im Atterseegebiet um das Sechsfache.

Der Fremdenverkehrsaufschwung, der Trend zum Zweitwohnsitz, der allgemein in den Seengebieten erhöhte Bevölkerungszuwachs, sowie der damit verbundene steigende Detergentien- und Mineraldüngerverbrauch führten zu einer schwerwiegenden Belastung der Gewässer durch Nährstoffe, deren erste Auswirkungen in den späten 60er Jahren auffielen.

Die bis dahin mit Ausnahme des Irrsees ultra-oligotrophen Voralpenseen mit Trinkwasserqualität wiesen plötzlich verminderte Sichttiefe auf. Fuschlsee und Mondsee erlangten durch Algenblüten eine ungewollte Aufmerksamkeit. Diese Entwicklung rief die Gemeindeväter auf den Plan, galt es doch, die bisherige tadellose Wasserqualität für zukünftige Trinkwasserversorgung (Attersee, Fuschlsee), als Vorflutwasser für Industrie und Energieversorgung und letztlich für den Fremdenverkehr zu erhalten. In der Absicht, die Abwässer aus den Einzugsgebieten dieser Wasserkörper zu entsorgen, erfolgte 1965 die Gründung des Reinhaltungsverbandes Attersee, 1968 des RHV Mondsee und 1973 des RHV Fuschl-Thalgau.

Aufgrund der weltweit auftretenden Gewässerprobleme in den industrialisierten Ländern fiel in den gleichen Zeitraum die Gründung eines internationalen Gewässer-Untersuchungs-Programmes durch die OECD. Dieses Programm sollte, aufbauend auf Untersuchungen einer großen Zahl von Seen und deren Einzugsgebieten, das Phänomen der Eutrophierung quantitativ beschreiben. Nach Abschluß dieser Arbeiten in Österreich im Jahr 1977 erfolgte von nationaler Seite eine Weiterführung und Ausdehnung dieser Untersuchungen im Rahmen des ÖEP.

Zielsetzung des ÖEP „Salzkammergutseen“ ist die Erstellung einer Nährstoffbilanz, Bestimmung des Nährstoffrückhaltes in einer Seenkette, Beschreibung der limnologischen Entwicklung der Seenkette in Abhängigkeit von Veränderungen im Einzugsgebiet sowie Auswertung der empirisch gewonnenen Daten im Sinne der Prognostizierbarkeit des zukünftigen limnologischen Verhaltens der Stillgewässer der Ager-Seenkette.

## 1.2 Allgemeine Beschreibung der Seen

Fuschlsee, Irrsee, Mondsee und Attersee sind die bedeutendsten Stillgewässer des in die Traun mündenden Ager-Einzugsgebietes. Die Seen liegen im westlichen Salzkammergut in den Bundesländern Salzburg und Oberösterreich.

Der höchstgelegene See der Ager-Seenkette, der Fuschlsee (663 m Seehöhe), ist in die Mittelgebirgslandschaft der Kalkvoralpen eingebettet. Das zu 80 % mit Wald bestandene Einzugsgebiet umfaßt 29,5 km<sup>2</sup>, die größte Tiefe beträgt 67,3 m, das Wasservolumen 100 Millionen m<sup>3</sup>. Der im Westen gelegene Ausrinn des Fuschlsees, die Fuschler Ache, biegt nach 2,5 km nach Norden ab, durchschneidet mächtige Moränenlagen und strebt entgegen seinem Oberlauf dem Mondsee zu.

Insgesamt überwindet die Fuschler Ache, der größte Zubringer des Mondsees, 182 m Höhenunterschied, wobei ein Gebiet von 117,6 km<sup>2</sup> entwässert wird (47,6 % des gesamten Mondsee-Einzugsgebietes).

Der in 553 m Seehöhe gelegene Zeller- oder Irrsee ist bei einem Volumen von 53 Millionen m<sup>3</sup> maximal 32 m tief. Er nimmt die Wässer eines 27,5 km<sup>2</sup> großen, zu 75 % landwirtschaftlich und 22,5 % forstwirtschaftlich genutzten Einzugsgebietes auf. Der Irrsee liegt in einer Quertalsenke der Flyschzone und entwässert Richtung Süden über die Zeller Ache, den zweitgrößten Zubringer des Mondsees.

Am Mondsee, der in 481 m Seehöhe in einer Randsenke der Kalkalpen-Flyschzone liegt, tritt der landschaftliche Gegensatz dieser beiden Zonen besonders eindrucksvoll in Erscheinung. Der maximal 68 m tiefe See beinhaltet 510 Millionen m<sup>3</sup>. Als dritten bedeutenden Zufluß nimmt er die aus dem nördlichen Flyschgebiet kommende Wangauer Ache auf. Der Mondsee wird entwässert über die 2,6 km lange Mondseeache, welche jährlich etwa 53 % der gesamten oberirdisch in den Attersee eingebrachten Wassermasse liefert. Schon daraus ergibt sich die Bedeutung dieser Fließstrecke für die limnologischen Verhältnisse im Attersee. Die Verweildauer des Wassers in der Mondseeache beträgt zwei bis vier Stunden, das gesamte Flußstück kann als Seeausfluß-Biotop angesprochen werden.

Der am Ende der Seenkette befindliche Attersee ist die größte zur Gänze auf österreichischem Bundesgebiet gelegene Wassermasse mit einem Inhalt von 3.942 Millionen m<sup>3</sup> und einer Tiefe bis zu 171 m. Der See liegt fast zur Gänze in der Flysch- und Molassezone, an seinem Südteil treten die Ausläufer der Kalkalpen bis an das Ufer heran. Während das enge Einzugsgebiet nur etwa dreimal so groß wie die Seefläche von 45,9 km<sup>2</sup> ist, erstreckt sich das gesamte Einzugsgebiet über 463,5 km<sup>2</sup>.

Neben der Mondseeache sind der Weissenbach, der Weyreggerbach und der Kienbach die bedeutendsten Zubringer. Die Bäche des Westufers sind kürzer und wasserärmer. Das Längenprofil der Seewanne zeigt drei Teilbecken. Die Ufer der Ost- und Südseite fallen zumeist steil ab, entlang der Westseite ist der Ufergürtel mit einer Krusten- und Furchensteinbiozönose ausgebildet.

Das Umland des Mondsees ist zu etwa 52 %, das Atterseegebiet zu etwa 70 % mit Wald bestanden.

Pro km<sup>2</sup> des engen Einzugsgebietes zählte man 1981 43 ständige Einwohner im Fuschlseegebiet, 44 im Irrseegebiet, 91 im Mondseegebiet und 56 im Atterseegebiet.

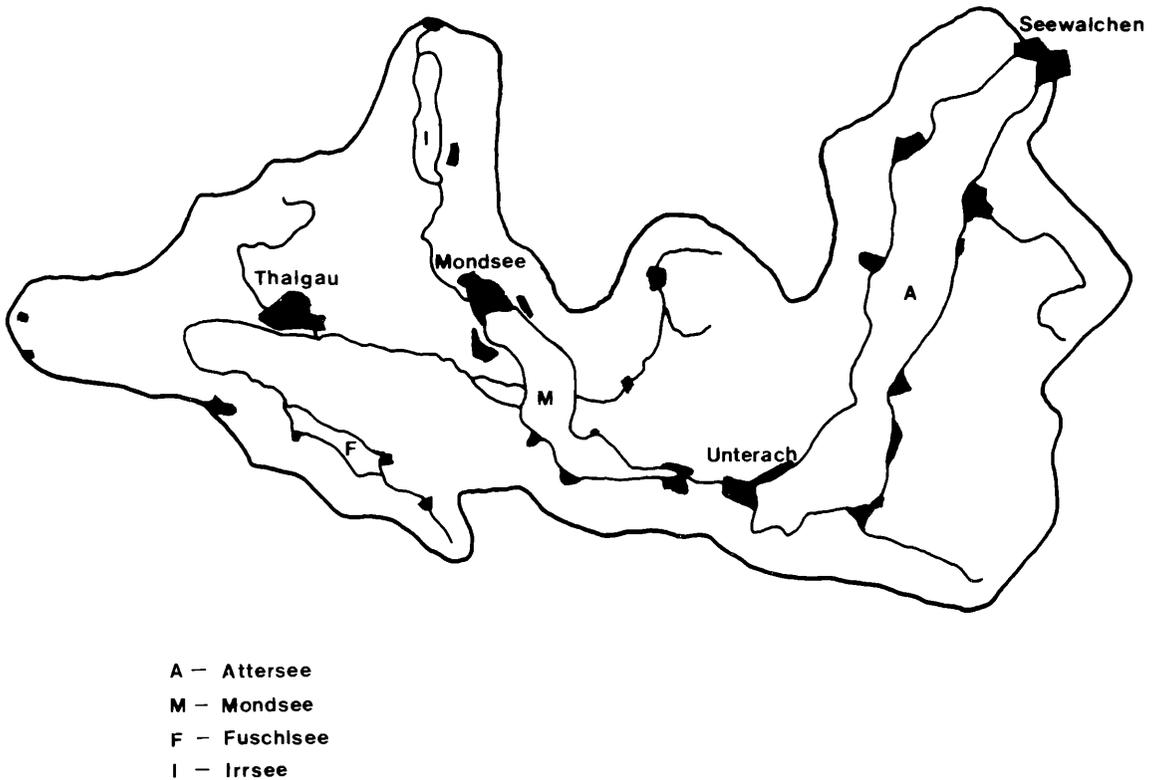
Die Fremdenübernachtungen 1981 betragen 283.000 in Fuschl, 54.000 im Irrseegebiet, 707.000 im Mondsee- und 781.000 im Atterseegebiet.

Erste Maßnahmen zur Besserung der Abwassersituation durch Zusammenschlüsse zu Reinhaltungsverbänden fanden bereits 1963 am Mondsee, 1965 im Atterseegebiet und 1973 in der Region Fuschl-Thalgau statt. 1980 traten die Irrsee-Gemeinden Zell/Moos und Oberhofen dem Reinhaltungsverband Mondsee bei.

Tabelle 1.1:  
Morphometrische Parameter der Seen der Ager-Einzugsgebietes

|  | Fuschlsee | Irrsee    | Mondsee   | Attersee  |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Geographische Lage - n.B.                  | 47°48'10" | 47°54'40" | 47°49'30" | 47°52'30" |
| - s.B.                                     | 13°16'30" | 13°18'30" | 13°23'20" | 13°33'00" |
| Seehöhe (m)                                | 663       | 553       | 481       | 467       |
| Seefläche (km <sup>2</sup> )               | 2,66      | 3,50      | 14,20     | 45,90     |
| Volumen (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )  | 100       | 53        | 510       | 3934      |
| Länge (km)                                 | 4,3       | 4,7       | 10,5      | 20,0      |
| mittlere Breite (km)                       | 0,62      | 0,74      | 1,30      | 2,30      |
| maximale Tiefe (m)                         | 67,3      | 32,0      | 68,0      | 171,0     |
| mittlere Tiefe (m)                         | 37,4      | 15,3      | 53,0      | 84,0      |
| Uferlinie (km)                             | 10,25     | 11,10     | 28,30     | 53,00     |
| Uferentwicklung                            | 1,77      | 1,68      | 1,99      | 2,06      |
| Einzugsgebiet (km <sup>2</sup> )           | 29,5      | 27,5      | 247,2     | 463,5     |
| Umgebungsfaktor                            | 11        | 8         | 17        | 10        |
| theoretische Wasser-<br>erneuerung (Jahre) | 2,6       | -         | 1,8       | 7,2       |

Abb. 1. 1.: Das hydrographische Einzugsgebiet der Ager-Seenkette.



Als günstige Lösung zur Erfassung und Klärung der Abwässer wurden der Anschluß abwasserliefernder Objekte an Land- und Seeleitungen (zumeist Ringkanalisationen) und die zentrale Klärung in Großkläranlagen erkannt). Im Juli 1976 erfolgte die Inbetriebnahme der Kläranlage Fuschlsee, 1973 ging die Kläranlage Mondsee und im Juni 1976 die Kläranlage Attersee in Betrieb.

Die Fertigstellung beinahe sämtlicher Hausanschlüsse erfolgte im Fuschlseegebiet 1982, am Mondsee waren im gleichen Jahr 80 % von Mondsee, 60 % von St. Lorenz, 30 % von Tiefgraben und 70 % von Innerschwand angeschlossen. Die Ortskerne von Attersee, Nußdorf, Weyregg, Unterach, Seewalchen, Kammer und Schörfling wurden zu 100 %, Steinbach zu etwa 50 % entsorgt. Das Ende der Ausbau- und Anschlußarbeiten ist am Attersee für 1988, am Mondsee für 1989 vorgesehen.

### 1.3. Limnologische Entwicklung der Seen des Ager-Einzugsgebietes

Den vier Seen im Einzugsgebiet ist gemeinsam, daß sie zweimal im Jahr, im Herbst und im Frühjahr, durchmischt werden. Die fast jeden Winter eisbedeckten Stillgewässer Fuschlsee und Irrsee weisen eine ausgeprägte Winterstagnation mit inverser Temperaturschichtung auf. Der etwa alle 2 bis 3 Jahre gänzlich zufrierende Mondsee und der im Durchschnitt nur alle 15 Jahre mit Eis bedeckte Attersee (letzte Vereisung 1963/64) zeigen nur kurze Stagnationsperioden zur kalten Jahreszeit.

Zwischen Mai und Juni deutet sich gewöhnlich der Aufbau einer Schichtung an. Im Sommer erreicht das Epilimnion 10 bis 15 Meter Mächtigkeit, der Attersee weist im Oktober gewöhnlich bis 20 Meter Tiefe Homothermie auf.

Abb. 1. 2.: Lage der Kläranlagen, Pumpstationen und Sammelkanäle.

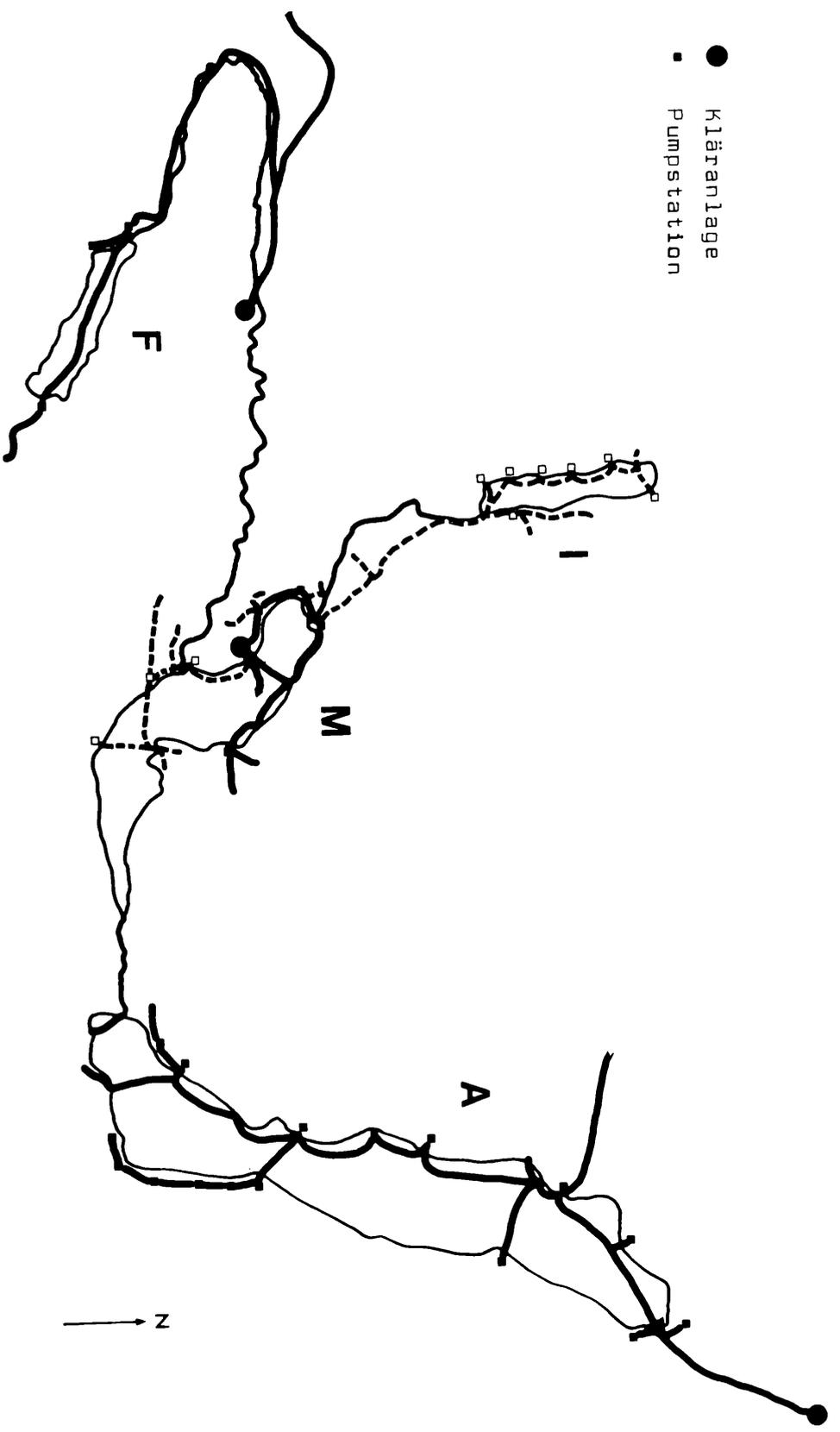


Tabelle 1.2:  
Kulturartenverhältnis im Ager-Einzugsgebiet (km<sup>2</sup>)

| Zuflüsse                             | Ackerland | Grünland | Wald  | sonst. Fl. |
|--------------------------------------|-----------|----------|-------|------------|
| Hainingerbach                        | 0,50      | 0,58     | 0,45  | 0,12       |
| Foithbach                            | 0,52      | 0,72     | 0,76  | –          |
| Kühlbach                             | 2,54      | 1,57     | 1,29  | –          |
| Ackerlingbach                        | 1,63      | 1,02     | 2,25  | –          |
| Käßtalbach                           | 0,46      | 0,25     | 1,39  | –          |
| Dexelbach                            | 0,20      | 1,20     | 3,40  | –          |
| Parschallenbach                      | 0,09      | 1,36     | 0,85  | –          |
| Urfangbach                           | –         | 0,65     | 1,75  | –          |
| Burggrabenbach                       | –         | 0,80     | 5,20  | 1,90       |
| Loidlbach                            | –         | 0,27     | 4,16  | 0,97       |
| Weißbach                             | –         | 0,30     | 19,10 | 11,00      |
| Steinbach                            | –         | 0,72     | 1,64  | 0,44       |
| Kienbach                             | –         | 1,30     | 10,40 | 1,30       |
| Alexenauerbach                       | 0,04      | 0,5      | 3,36  | –          |
| Weyreggerbach                        | 0,30      | 6,50     | 19,20 | –          |
| Übrige Fläche des engen Attersee-EZG | 0,50      | 8,30     | 36,90 | 1,50       |
| Fuschler Ache                        | 1,88      | 42,52    | 41,10 | 2,60       |
| Zeller Ache                          | 4,37      | 24,18    | 8,60  | 1,15       |
| Wanggauer Ache                       | 0,68      | 9,22     | 24,70 | 0,30       |
| Übrige Fläche des engen Mondsee-EZG  | 0,91      | 11,25    | 34,50 | 1,44       |

Tabelle 1.3:  
Ständige Wohnbevölkerung und Übernachtungen inklusive Anschlüsse an die Kläranlagen (Stand 1981) im Ager-Einzugsgebiet

|              | ständige Einwohner |               | Übernachtungen |               |
|--------------|--------------------|---------------|----------------|---------------|
|              | gesamt             | angeschlossen | gesamt         | angeschlossen |
| Fuschl       | 1109               | 1000          | 283.418        | 237.500       |
| Oberhofen    | 440                | –             | 22.000         | –             |
| Zell am Moos | 613                | –             | 32.000         | –             |
| Hof          | 2000               | 1544          | 84.795         | 76.183        |
| Eugendorf    | 20                 | –             | –              | –             |
| Koppl        | 863                | 449           | 23.000         | 11.000        |
| Plainfeld    | 660                | 220           | 1.542          | 800           |
| Thalgau      | 4009               | 2500          | 49.350         | 39.500        |
| Tiefgraben   | 2292               | 290           | 132.564        | 20.000        |
| St. Lorenz   | 1588               | 230           | 142.009        | 28.000        |
| Mondsee      | 2140               | 1750          | 147.507        | 132.000       |
| Innerschwand | 811                | 140           | 59.922         | 12.000        |
| Oberwang     | 1227               | –             | 30.000         | –             |
| St. Gilgen   | 178                | –             | 14.547         | –             |
| Unterach     | 1367               | 980           | 120.661        | 60.000        |
| Attersee     | 1351               | 870           | 138.000        | 96.000        |
| Nußdorf      | 1217               | 365           | 143.000        | 100.000       |
| St. Georgen  | 20                 | –             | –              | –             |
| Steinbach    | 982                | 359           | 128.000        | 70.000        |
| Seewalchen   | 1910               | 1432          | 65.000         | 50.000        |
| Schörfling   | 786                | 730           | 13.000         | 10.275        |
| Straß        | 388                | –             | 27.000         | –             |
| Weyregg      | 1396               | 649           | 168.000        | 62.000        |
| Berg         | 35                 | –             | –              | –             |

Die Oberflächentemperaturen des Freiwassers überschreiten 20°C selten, vereinzelt werden 22 – 24°C gemessen. Sommerliche Kälteeinbrüche können zur Abkühlung des Oberflächenwassers auf 16 – 17°C führen. In Buchten und seichten Uferbereichen werden höhere Sommertemperaturen erreicht. Im unbelasteten Zustand sind große Sichttiefen die Regel. Die geringste Transparenz wird im Sommer, zur Zeit der biogenen Kalkausfällung, gemessen. Im folgenden wird die limnologische Entwicklung von Fuschlsee, Irrsee, Mondsee und Attersee vom Beginn der hydrologischen Forschung im Salzkammergut bis zu den gegenwärtigen Verhältnissen beschrieben.

Limnologische Daten über den Fuschlsee liegen seit 1948 vor. Die Untersuchungen aus dieser Zeit sollten die Eignung des Fuschlsees als Trinkwasserreservoir für die Stadt Salzburg prüfen und wiesen

den Fuschlsee als „reinen, oligotrophen Alpensee“ aus. Auch in weiteren Aufsätzen (KOPETZKY 1949, FREY 1951, KUHN 1954) wurde dem Fuschlsee ausgezeichnete Wasserqualität bestätigt, sogar Düngung des Wassers zur Anhebung der Fischereierträge wurde vorgeschlagen.

Der Fuschlsee war das ganze Jahr über bis zum Grund sauerstoffgesättigt. Sichttiefen zwischen 12 und 20 Meter wurden gemessen. Ähnliche Befunde liegen auch für 1955 vor (RUTTNER 1956). Im

Jahr 1966 stellte KOPETZKY (1967) eine geringfügige Erhöhung der Nitrat- und Phosphorwerte fest. Veränderungen im Algenspektrum sowie das Auftreten von Massenformen im Jahr 1969 (RUTTNER-KOLISKO 1970) unterstützten die chemischen Befunde einer beginnenden Eutrophierung des Fuschlsee (Sichttiefen von 2,6 m, O<sub>2</sub>-Konzentrationen von Ende der Sommerstagnation zwischen 6 – 7 mg/l).

1971 kann als Beginn der eutrophen Phase des Fuschlsee angesehen werden, da nach KOPETZKY (1972) die Nährstoff-Konzentrationen weiter zugenommen hatten, erstmals *Oscillatoria rubescens* festgestellt wurde und eine deutliche Abnahme des hypolimnischen Sauerstoffs zu verzeichnen war. 1976 wurden am Ende der Sommerstagnation weniger als 3 mg/l O<sub>2</sub>, im November 1978 1,7 mg/l und im August 1979 0,4 mg/l als geringste Werte über Grund gemessen. 1980 verbesserte sich die Sauerstoffsituation mit minimal 1,6 mg/l, 1981 wurde als niedrigster Wert 5,2 mg/l festgestellt.

Während der Fuschlsee 1978 nach der Totalphosphorkonzentration eindeutig zum eutrophen Bereich tendiert, ist 1981 als schwach eutroph und 1980 als mesotroph bezeichnet werden kann, ist 1981 das Jahr der erfolgreichen Reoligotrophisierung zu bezeichnen (siehe Abb. 1.3.).

Auch die Sichttiefen spiegeln diese Entwicklung wieder. 1978 und 1979 (Jahresmittel 5,6 m) Mesotrophie anzeigend, liegen sie 1980 (Jahresmittel 6,7 m) zwischen dem oligotrophen und mesotrophen Bereich und zeigen 1981 mit einer mittleren Jahressichttiefe von 7,1 m ebenfalls von erhöhter Wassergüte des Fuschlsee.

1978 war im November kein Sauerstoff über Grund nachzuweisen, 1979 wurde 0,1 mg O<sub>2</sub>/l als geringste Konzentration, 1980 1,6 mg/l und 1981 bereits 3 mg/l gemessen. Die Verbesserung der Sauerstoffversorgung läßt sich nicht nur dem Anstieg im Hypolimnion, sondern auch mit der Abnahme der Sauerstoffübersättigung in der euphotischen Zone kennzeichnen. Die größte Übersättigung 1979 betrug 166 %, 1980 nur noch 140 % und 1981 136 %.

Der Chlorophyll a-Gehalt, 1978 im eutrophen (8,3 mg/m<sup>3</sup>), 1979 und 1980 im mesotrophen Bereich, erreicht 1981 mit 1,25 mg/m<sup>3</sup> ebenfalls oligotrophes Niveau (vgl. Tab. 1.6.). Im Gegensatz zu dieser deutlichen Abnahme zeigt die prozentuelle Zusammensetzung der Algenflora kaum Veränderungen. Neben *Oscillatoria rubescens* sind *Dinobryon*, *Ceratium hirundinella*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Tabellaria fenestrata* und *Syndra acus* die häufigsten Vertreter. Parallel mit der Abnahme der Nährstoff-Fracht geht auch der Rückgang von *O. rubescens* (60 % Biomassereduktion von 1980 auf 1981), die Vermehrung der Artenmannigfaltigkeit und der Rückgang der Algenbiomasse in der euphotischen Zone auf 1,5 g pro Kubikmeter. Die Eizahlen pro Weibchen von *Eudiaptomus gracilis*, dem häufigsten Planktonkrebs der Seenkette, verringerten sich ebenfalls – vermutlich als Reaktion auf das verminderte Nahrungsangebot – von Jahr zu Jahr.

Von dem nicht ins Untersuchungsprogramm des ÖEP eingeschlossenen Irrsee liegen Daten der Bundesanstalt für Fischereiwirtschaft in Scharfling seit 1968 vor. Die jährlich variierende Anzahl von Probenentnahmen erschwert den direkten Vergleich, kennzeichnet aber die Größenordnung des Trophiegrades.

Im Gegensatz zu den anderen Seen des Ager-Einzugsgebietes, welche von früheren Autoren als reine, klare Alpenseen beschrieben wurden, ordnete man den Irrsee schon in Untersuchungen aus den Jahren 1926 und 1930 (HAEMPEL) dem nährstoffreichen Typus zu. Die mittlere Sichttiefe 1930 betrug 4,5 m, ein Bereich zwischen 3,3 und 5,6 m wurde auch in der Zeit von 1968 bis 1981 vorgefunden (siehe Tabelle 1.6.).

Die Sauerstoffkonzentrationen 1930 lagen in der warmen Jahreszeit noch über 6 mg/l, nahmen aber in den 60er-Jahren ab, um gegenwärtig die bisher schlechtesten Befunde zu erreichen. 1978 betrug das Sauerstoffdefizit in Bodennähe 95 %, 1979 wurden 0,2 mg/l, 1980 0,4 mg/l und 1981 0,1 mg/l O<sub>2</sub> im Oktober als jeweils niedrigster Jahreswert gemessen.

Die Sauerstoffübersättigung im Epilimnion betrug 1978 130 %, 1979 141 %, 1980 139 % und 1981 176 %. Die für Edelfische als Untergrenze relevante 4 mg O<sub>2</sub>/l-Schicht steigt im Spätsommer bis 10 – 20 m unter die Oberfläche. Bemerkenswert erscheint auch der Anstieg des Gesamtphosphors in den letzten 15 Jahren um das Doppelte im Epi- und Metalimnion und um das Vierfache über Grund.

Auch der Mondsee wies in den dreißiger Jahren oligotrophen Charakter auf. Nach HAEMPEL (1930) sank der Sauerstoffgehalt des Mondsee nicht unter 79 % Sättigung. In den Jahren 1959 – 1962 wurden 45 % Sauerstoffsättigung über Grund gemessen (FINDENEGG 1969), bereits 1970

trat im Herbst in 60 m Tiefe ein totaler Sauerstoffschwund ein (SCHULTZ 1971). Phytoplanktonbefunde (FINDENEGG 1969, DANECKER 1969) deuten schon 1958 bis 1960 die beginnende Eutrophierung an, die nach Einbringung tonigen Bergabraums beim Autobahnbau unterbrochen schien (EINSELE 1963). Die dabei vermutlich an Tonpartikel adsorbierten und rasch sedimentierten Nährstoffe führten zur kurzfristigen Klärung des Mondseewassers (FINDENEGG 1971). 1965 war eine deutliche Zunahme der Primärproduktion zu erkennen, im Sommer 1968 trat die erste Algenblüte (*Tabellaria und Ceratium*) auf, der im Herbst des gleichen Jahres eine *Oscillatoria*-Blüte folgte. Seit dieser Zeit kam es fast jedes Jahr zu einer Massenentwicklung der Burgunderblutalge (FINDENEGG 1973). Im Jahr 1978 stellte SCHWARZ (1979 a u. b) eine Vervielfachung der Phytoplanktonbiomasse im Vergleich zu den Werten FINDENEGGs (1969) fest, wobei *Oscillatoria rubescens* den Hauptanteil der Algen stellte. Pro Kubikmeter wurde ein Maximalwert von 5,6 g *Oscillatoria* gefunden, die größte Algenbiomasse unter dem Quadratmeter lag über 150 Gramm. 1980 war bereits ein Rückgang der Algenmenge festzustellen. Im Jänner wurde mit 262 mg/m<sup>3</sup> in den obersten 20 Metern der niedrigste Wert seit 1966 nachgewiesen. Der Blaualgenanteil nahm deutlich ab, die Kieselalgen dominierten mit den obligaten Frühjahrs- und Herbstmaxima das Algenbild. Ebenso weisen die Chlorophyll a-Gehalte 1979 und 1980 auf einen mesotrophen, 1981, mit 1,3 mg/m<sup>3</sup>, auf einen oligotrophen Zustand hin. Die Jahresmittel der Phosphorkonzentrationen zwischen 31 und 18 mg Totalphosphor pro Kubikmeter liegt 1978 bis 1981, bei deutlich abnehmender Tendenz, im mesotrophen Bereich. Die Sichttiefen, welche 1978 – 1980 Mesotrophie anzeigten, erreichten 1981 mit einem Jahresmittel von 5,8 m und einer Maximal-Sichttiefe von 11,2 m die Grenze zur Oligotrophie. Während der hypolimnische Sauerstoffgehalt keine Verbesserung gegenüber den Vorjahren erkennen ließ, nahm von 1978 bis 1981 das Ausmaß der maximalen Sauerstoff-Übersättigung in der trophogenen Schicht ab.

Tabelle 1.4.  
Maximale Sauerstoff-Übersättigung Mondsee in %

|      |       |
|------|-------|
| 1978 | 190 % |
| 1979 | 173 % |
| 1980 | 158 % |
| 1981 | 156 % |

Nach quantitativen Planktonuntersuchungen am Attersee durch BRUNNTHALER et al (1901) fanden in der Zeit von 1920 bis 1936 umfassende Studien der Wasserqualität durch NERESHEIMER (1920), HAEMPEL (1926, 1928, 1930) und DIEMITZ (1936) statt. Eine weitere Serie von Untersuchungen durch FINDENEGG (1959 a & b, 1964, 1966) und NAVRATIL (1959) fiel in die neuere Zeit. In allen diesen Arbeiten wird dem Attersee ausgezeichnete Gewässergüte, namentlich gute Sauerstoffversorgung, hohe Sichttiefen und geringe Planktondichten bestätigt. Auch EINSELE (1941) führt Zooplanktonzahlen von bloß 3 Ind./l an. Während FINDENEGG (1967) in einer Arbeit über die Verschmutzung österreichischer Alpenseen dem Attersee hervorragende Wasserqualität bescheinigt, klingen bei SCHULTZ (1971) und FINDENEGG (1972) die Folgen erster Eutrophierungstendenzen im Attersee durch. Dieser Trend konnte in der Zeit von 1974 bis 1977 durch Untersuchungen des OECD-Programmes am Attersee bestätigt werden (ATTERSEE 1976, 1977), wobei vor allem die Mondseeache als Hauptträger der Attersee-Verschmutzung erkannt wurde. Trotz dieser Befunde behielt der Attersee den oligotrophen Gewässerzustand bei. Die im Rahmen des ÖEP zur Beurteilung der Gewässergüte herangezogenen Parameter weisen den Attersee während des gesamten Untersuchungszeitraumes als oligotrophes Gewässer aus. Darüber hinaus ist im Untersuchungszeitraum sogar eine ständige Verbesserung dieses hervorragenden Gewässerzustandes zu konstatieren. Die Nährstoffanalyse des Atterseewassers nähert sich bereits den Grenzen der limnochemischen Methoden. Nährstoff-Fracht, Chlorophyll a-Gehalt und Eizahl/Weibchen von *E. gracilis* weisen abnehmende, die Sichttiefen zunehmende Werte auf. Im Frühjahr 1982 wurde mit einer Sichttiefe von 17,3 m ein Rekord erreicht, der seit Mitte der 30er-Jahren nicht mehr verzeichnet wurde (vgl. Abb. 1.3.). Von November bis Mai übersteigen die Sichttiefen stets die 10 m Grenze. Mit Aufbau der Phytoplanktonpopulation und dem Einsetzen biogener Kalkausfällung beträgt die Sichttiefe 5 – 8 m. Der Wasserkörper des Attersees weist stets gute Sauerstoffverhältnisse auf. Die höchsten Über-

sättigungen im Epilimnion übersteigen 130 % kaum, über Grund (170 m) werden Sättigungswerte von 65 % nicht überschritten.

In Abb. 1.3. sind die Parameter zur Klassifikation des Trophiegrades von Fuschlsee (Phosphorgehalt, Sichttiefe, Chlorophyll a und Eizahl pro Weibchen von *E. gracilis*), Mondsee (Phosphorgehalt, Sichttiefen und Chlorophyll a) und Attersee (Sichttiefe, Chorophyll a und Eizahl pro Weibchen) gra-

Abb. 1. 3.: Phosphorgehalt, Sichttiefe und Chlorophyll a im Mondsee 1978 - 1981.

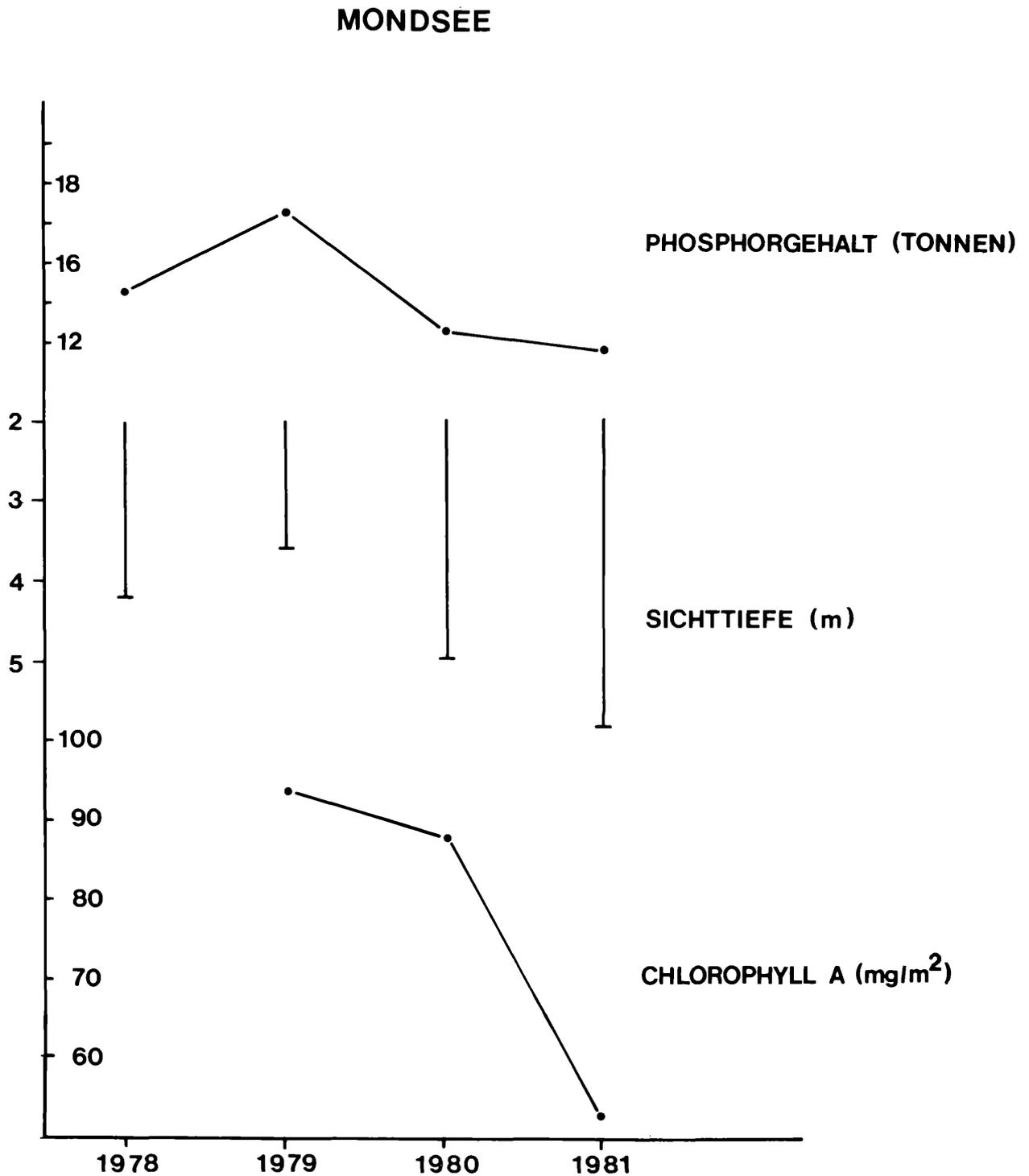


Abb. 1. 3.: Phosphorgehalt, Sichttiefe, Chlorophyll a und Eizahl pro Weibchen von Eudiptomus grazilis in Fuschlsee, Mondsee und Attersee 1978 - 1981.

### ATTERSEE

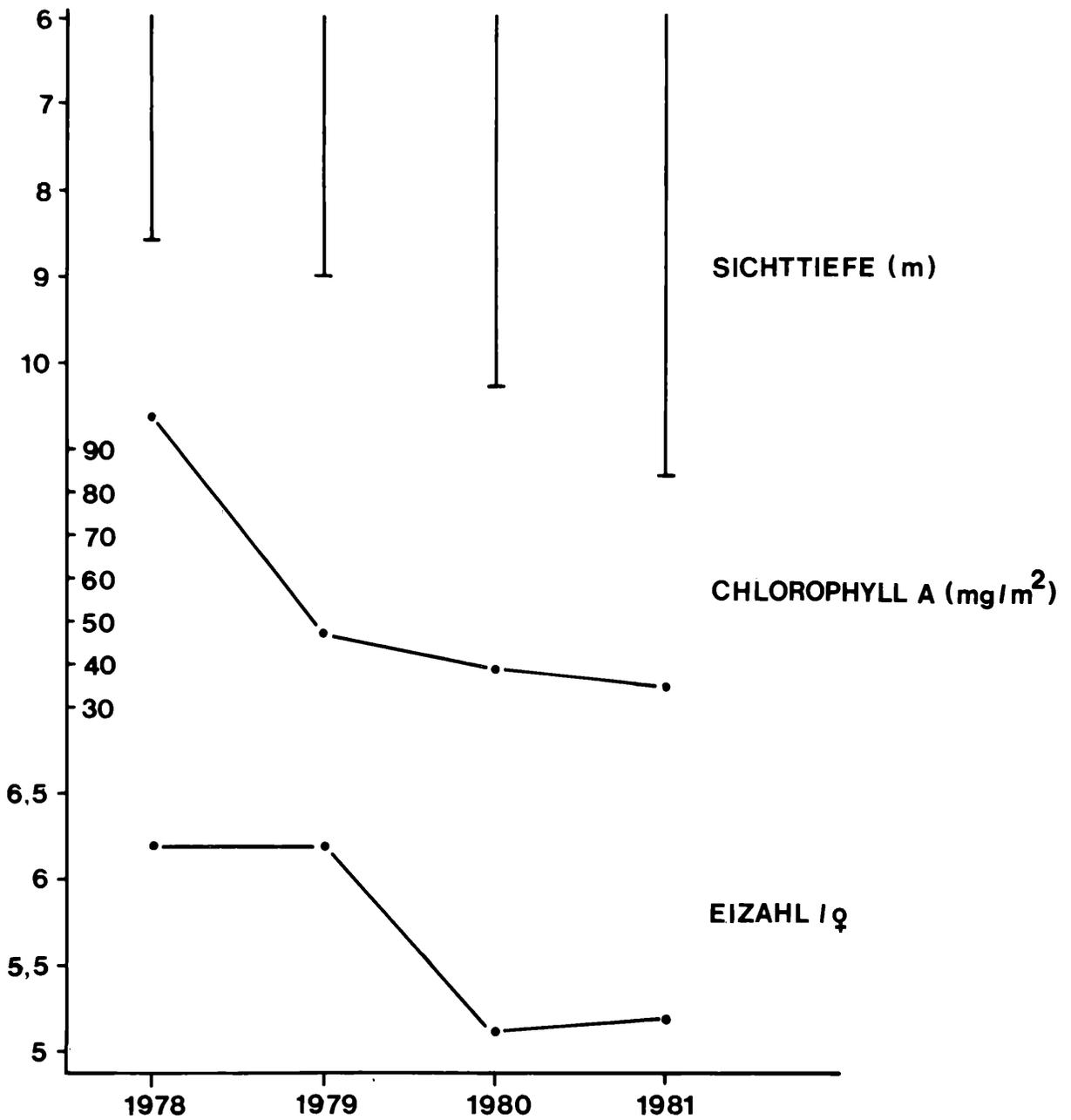
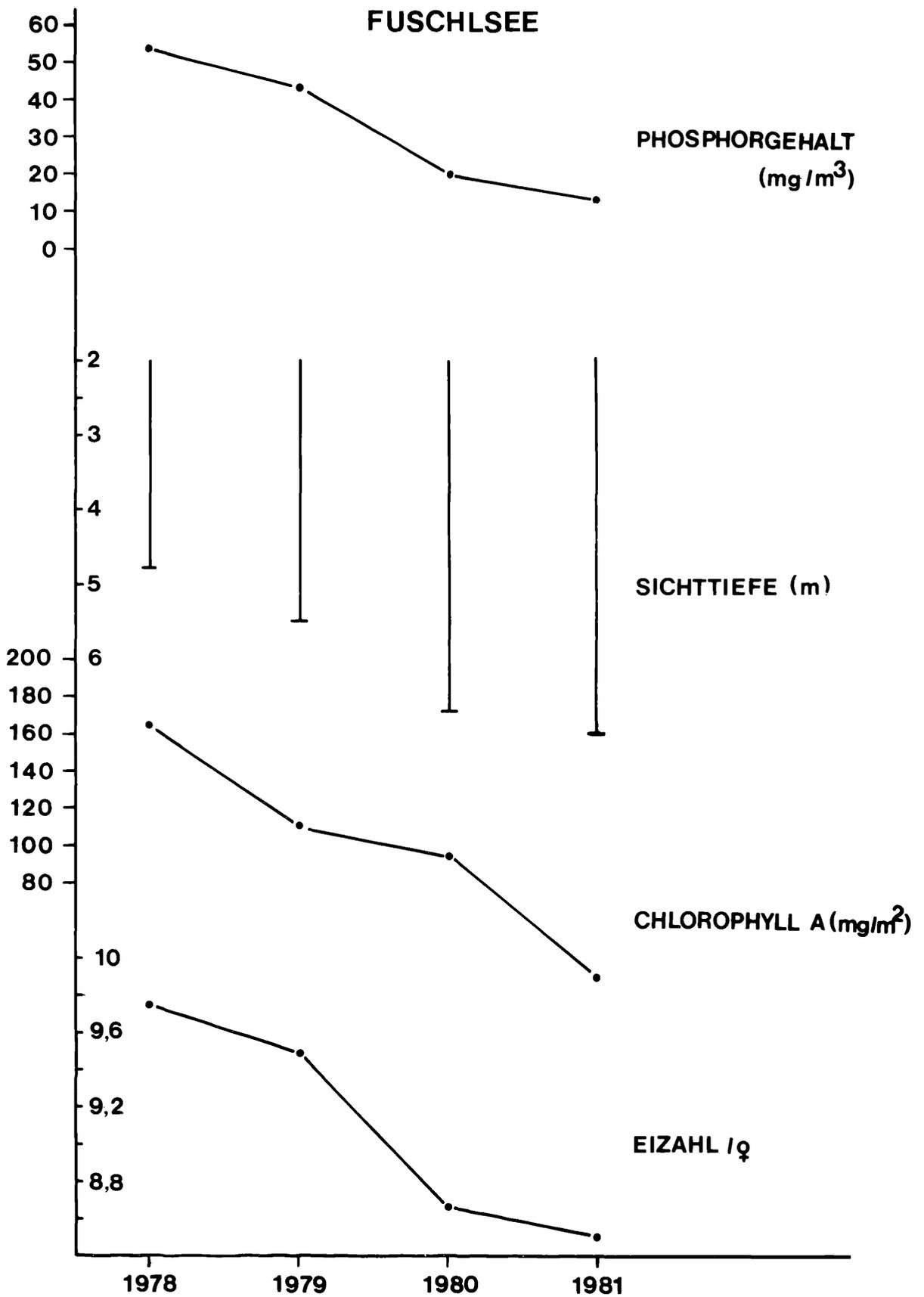


Abb. 1. 3.: Phosphorgehalt, Sichttiefe, Chlorophyll a und Eizahl pro Weibchen von Eudiatomus grazilis in Fuschlsee, Mondsee und Attersee 1978 - 1981.



phisch dargestellt. Die jahreszeitliche Abfolge der Phytoplanktonbiomasse zeigt im Attersee seit 1978 einen zweigipfeligen Verlauf mit Frühjahrs- und Herbstmaximum. Mit Ausnahme des sommerlichen Zusammenbruchs dominieren die Kieselalgen das Artenspektrum im Attersee. Ihr Anteil am Jahresmittel beträgt etwa 55 %, Spitzenwerte von 95 % *Diatomeenanteil* werden erreicht.

Weitere bedeutende Algenfamilien sind die *Cryptophyceae* und die *Chlorophyceae*. Die Blaualgen nehmen seit 1975, (1976) ständig ab. Ebenso verringert sich jährlich das Jahresmittel der Chlorophyll a-Konzentration. Beginnend mit 97,1 mg/m<sup>2</sup> im Jahr 1978, wurden 1981 in der Schicht von 0 – 40 m nur noch 34,7 g/m<sup>2</sup> gemessen. Der durchschnittliche Chlorophyll a-Gehalt liegt seit 1981 unter 1 mg/m<sup>3</sup> und kann als niedrig bezeichnet werden.

Die in Fuschlsee, Mondsee und Attersee aufgefundenen Algenarten sind in Tabelle 1.5. aufgelistet. Jährliche Zusammenfassungen über die Phytoplanktonentwicklung der einzelnen Seen finden sich bei PUM (1980, 1981, 1982 a & b), SCHWARZ (1979 a & b), MÜLLER (1979 d), KOTS & MOOG (1981), MOOG (1980 c, 1982 a & c).

Tabelle 1.5..

Das Phytoplankton und Chlorophyll a-Gehalt in Fuschlsee, Mondsee und Attersee

| Arten  | Mondsee | Fuschlsee | Attersee |
|--|---------|-----------|----------|
| <b>CYANOPHYCEAE</b>                              |         |           |          |
| <b>CHROOCOCCALES</b>                             |         |           |          |
| <i>Aphanothece cf. clathrata</i>                 | +       | -         | -        |
| <i>Aphanothece sp.</i>                           | -       | -         | +        |
| <i>Chroococcus dispersus</i> (v. Keißler Lamm.)  | +       | -         | -        |
| <i>Chroococcus sp.</i>                           | -       | +         | -        |
| <i>Chroococcus limneticus</i> Lemm.              | -       | -         | +        |
| <i>Coelosphaerium kützingisnum</i> Kägeli        | -       | -         | +        |
| <i>Gomphosphaeria aponis</i> Kützing             | +       | -         | +        |
| <i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chodet           | +       | -         | +        |
| <i>Holopedis sp.</i>                             | -       | -         | +        |
| <i>Microcystis incerta</i> Lemm.                 | -       | -         | +        |
| <b>DERMOCARPALES</b>                             |         |           |          |
| <i>Chamaesiphon sp.</i>                          | -       | +         | -        |
| <b>HORMOGONALES</b>                              |         |           |          |
| <b>Nostocaceae</b>                               |         |           |          |
| <i>Anabaena sp.</i>                              | +       | +         | +        |
| <i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngbye) Brebisson   | -       | -         | +        |
| <i>Aphanizomenon sp.</i>                         | -       | -         | +        |
| <b>Oscillatoriaceae</b>                          |         |           |          |
| <i>Oscillator</i>                                | +       | -         | -        |
| <i>Oscillatoria rubescens</i> DECAND             | +       | +         | +        |
| <b>CHRYSOPHYCEAE</b>                             |         |           |          |
| <b>CHRYSOMONADALES</b>                           |         |           |          |
| <b>Ochromonadaceae</b>                           |         |           |          |
| <i>Chromulina rosanoffii</i> Bütschli            | -       | +         | -        |
| <i>Chromulina sp.</i>                            | -       | +         | -        |
| <i>Chrysopsis sagene</i> Pascher                 | -       | +         | -        |
| <i>Chrysopsis sp.</i>                            | -       | +         | -        |
| <i>Monas alongata</i> (Stokes) Lemmer            | -       | +         | -        |
| <i>Ochromonas mutabilis</i> Kleba                | -       | +         | -        |
| <i>Ochromonas sp.</i>                            | -       | +         | -        |
| <b>Dinobryonacene</b>                            |         |           |          |
| <i>Dinobryon divergens</i> Imhof                 | +       | +         | -        |
| <i>Dinobryon divergens</i> var. <i>angulatum</i> | -       | -         | +        |
| <i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof                 | -       | -         | +        |
| <i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg            | +       | -         | -        |
| <i>Dinobryon sociale</i> Ehrenberg               | +       | -         | +        |
| <i>Dinobryon stipitatum</i> Stein                | -       | +         | -        |
| <i>Dinobryon sp.</i>                             | -       | +         | -        |
| <b>Synuraceae</b>                                |         |           |          |
| <i>Mallomonas cf. caudata</i>                    | +       | -         | -        |
| <i>Mallomonas tonsurata</i> E. Teiling           | -       | +         | -        |
| <i>Mallomonas sp.</i>                            | -       | +         | +        |
| <i>Synura uvella</i> Ehrenberg                   | -       | -         | +        |
| <b>RHIZOCHRYSIDALES</b>                          |         |           |          |
| <b>Lagynisceae</b>                               |         |           |          |
| <i>Bitrichis chodati</i> REVER                   | +       | -         | +        |
| <b>XANTHOPHYCEAE</b>                             |         |           |          |
| <b>HETEROCHLORIDALES</b>                         |         |           |          |
| <b>Heterochloridaceae</b>                        |         |           |          |
| <i>Chlorokardion sp.</i>                         | -       | +         | -        |
| <i>Phacomonas lohmannii</i> Pascher              | -       | +         | -        |
| <b>MISCHOCOCCALES</b>                            |         |           |          |
| <b>Pleurochloridaceae</b>                        |         |           |          |
| <i>Pleurochloridaceae</i>                        | -       | +         | -        |

| Arten  | Mondsee | Fuschlsee | Attersee |
|--|---------|-----------|----------|
| <i>Chlorocloster</i> sp.                                       |         |           |          |
| <b>HETEROTRICHALES</b>   |         |           |          |
| <i>Tribonemataceae</i>   |         |           |          |
| <i>Tribonema</i> sp.   | -       | +         | -        |
| <b>BACILLARIOPHYCEAE</b>                                       |         |           |          |
| <b>CENTRALES</b>   |         |           |          |
| <i>Cosinodiscaceae</i>   |         |           |          |
| <i>Cyclotella bodanica</i> Eulenstein                          | +       | +         | +        |
| <i>Cyclotella comensis</i> Grun.                               | +       | +         | +        |
| <i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.                           | -       | +         | -        |
| <i>Cyclotella kützingiana</i> Thwaites                         | -       | +         | -        |
| <i>Melosira italica</i> (Ehr.) Kütz.                           | +       | -         | +        |
| <i>Melosira</i> sp.  | -       | +         | +        |
| <i>Stephanodiscus astrea</i> (Ehr.) Grun.                      | +       | -         | +        |
| <b>PENNALES</b>  |         |           |          |
| <i>Fragilariaceae</i>  |         |           |          |
| <i>Asterionella formosa</i> Hassal                             | +       | +         | +        |
| <i>Asterionella gracillima</i> (Hantzsch) Heiberg              | -       | +         | -        |
| <i>Ceratoneis arcus</i> Kütz.                                  | -       | +         | -        |
| <i>Ceratoneis arcus</i> var. <i>amphioxys</i> (Rabh.)          | -       | +         | -        |
| <i>Diatomea elongatum</i> Agardh                               | -       | +         | -        |
| <i>Diatomea hiemale</i> var. <i>mesodon</i> (Ehrb.) Grunow     | -       | -         | +        |
| <i>Diatomea vulgare</i> Bory                                   | -       | +         | -        |
| <i>Diatomea vulgare</i> var. <i>products</i> Grun.             | -       | +         | -        |
| <i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres                         | +       | -         | -        |
| <i>Fragilaria crtoensis</i> Kitton                             | +       | +         | +        |
| <i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kütz.) Boye P.                   | -       | +         | -        |
| <i>Synedra actinastroides</i> Lemm.                            | -       | +         | +        |
| <i>Synedra acus</i> Kütz.                                      | +       | +         | +        |
| <i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i> Grun.             | -       | +         | +        |
| <i>Synedra acus</i> var. <i>ostenfeldii</i> Krieger            | -       | +         | -        |
| <i>Synedra acus</i> var. <i>radians</i> (Kütz.) Hust           | -       | +         | -        |
| <i>Synedra amphicephals</i> Kütz.                              | -       | +         | -        |
| <i>Synedra Ulna</i> (Nitzsch) Ehr.                             | -       | +         | +        |
| <i>Synedra ulna</i> var. <i>danice</i> (Kütz.) Grun.           | -       | +         | -        |
| <i>Synedra ulna</i> var. <i>longissima</i> (Kütz.)             | -       | +         | -        |
| <i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.                    | +       | +         | +        |
| <i>Achnantheaceae</i>  |         |           |          |
| <i>Achnanthes affinis</i> Grun.                                | -       | +         | -        |
| <i>Achnanthes lanceolata</i> BREB.                             | -       | +         | -        |
| <i>Achnanthes linearis</i> (W. Smith) Grunow                   | -       | +         | -        |
| <i>Achnanthes marginulata</i> Grun.                            | -       | +         | -        |
| <i>Achnanthes microcephals</i> Kütz.                           | -       | +         | -        |
| <i>Achnanthes minutissima</i> Kütz.                            | -       | +         | -        |
| <i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>cryptocephales</i> Grun. | -       | +         | -        |
| <i>Naviculaceae</i>  |         |           |          |
| <i>Amphora ovalis</i> Kütz                                     | -       | +         | -        |
| <i>Cymbella prost ata</i> (Berkeley) Cleve                     | -       | +         | -        |
| <i>Cymbella ventricosa</i> Kg.                                 | -       | +         | -        |
| <i>Cymbella</i> sp.  | -       | +         | -        |
| <i>Diploneis</i> sp.   | -       | +         | -        |
| <i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rabh.                     | -       | +         | -        |
| <i>Gomphonema olivaceum</i> (Lyngbye) Kütz.                    | -       | +         | -        |
| <i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Grunow                      | -       | +         | -        |
| <i>Gomphonema subtile</i> Ehr.                                 | -       | +         | -        |
| <i>Navicula cari</i> Ihr.                                      | -       | +         | -        |
| <i>Navicula</i> sp.  | +       | -         | +        |
| <i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.                            | -       | +         | -        |
| <i>Nitzschiaceae</i>   |         |           |          |
| <i>Nitzschia acicularis</i> W. Smith                           | -       | +         | -        |
| <i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grun.                       | -       | +         | -        |
| <i>Nitzschia linearis</i> W. Smith                             | -       | +         | -        |
| <i>Nitzschia microcephala</i> Grun.                            | -       | +         | -        |
| <i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith                        | -       | +         | -        |
| <i>Nitzschia romana</i> Grun.                                  | -       | +         | -        |
| <i>Nitzschia sublinearis</i> Hust.                             | -       | +         | -        |
| <i>Nitzschia</i> sp.   | +       | +         | -        |
| <i>Suriellaceae</i>  |         |           |          |
| <i>Cymatopleura cf. solea</i>                                  | +       | -         | -        |
| <i>Cymatopleura elliptica</i> (Breb.) W. Smith                 | -       | -         | +        |
| <i>Cymatopleura solea</i> var. <i>apiculata</i> (W. Smith)     | -       | -         | +        |
| <i>Cymatopleura</i> sp.  | -       | -         | +        |
| <i>Suriella</i> sp.  | -       | +         | -        |
| <b>DINOPHYCEAE</b>   |         |           |          |
| <b>PERIDINIALES</b>  |         |           |          |
| <i>Gymnodiniseceae</i>   |         |           |          |
| <i>Gymnodinium fuscum</i> Stein                                | -       | +         | -        |
| <i>Gymnodinium helveticum</i> Penard                           | +       | +         | +        |
| <i>Gymnodinium uberinum</i>                                    | -       | -         | +        |

| Arten  | Mondsee | Fuschlsee | Attersee |
|--|---------|-----------|----------|
| <i>Gymnodinium</i> sp.                                   | -       | +         | -        |
| <i>Peridiniaceae</i>                                     |         |           |          |
| <i>Glenodinium cinctum</i> Eherenberg                    | -       | +         | -        |
| <i>Glenodinium pulvisculus</i> Stein                     | -       | +         | -        |
| <i>Glenodinium</i> sp.                                   | -       | +         | -        |
| <i>Perinium cinctum</i> Ehrb.                            | -       | +         | -        |
| <i>Peridinium inconspicuum</i> Lemm.                     | +       | -         | +        |
| <i>Perodinium pusillum</i> Lemm.                         | -       | -         | +        |
| <i>Peridinium tabulatum</i> (Ehrenb.) Clap. et Lachm.    | -       | +         | -        |
| <i>Peridinium willei</i> Huitfeld-Kaas                   | +       | -         | -        |
| <i>Peridinium</i> sp.                                    | -       | +         | -        |
| <i>Ceratiaceae</i>                                       |         |           |          |
| <i>Ceratium cornutum</i> Clap. u. Lachm.                 | +       | -         | -        |
| <i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Schrank            | +       | +         | +        |
| <b>DINOCOCCALES</b>                                      |         |           |          |
| <i>Cystodinium</i> sp.                                   | -       | +         | -        |
| <i>Hypnosinium sphaericum</i> Klebs                      | -       | +         | -        |
| <b>CHLOROPHYCEAE</b>                                     |         |           |          |
| <b>VOLVOCALES</b>  |         |           |          |
| <i>Chlamydomonadaceae</i>                                |         |           |          |
| <i>Carteria klebsii</i> (Dangeard) Francée em Troitzkaja | -       | +         | -        |
| <i>Carteria multifilia</i> Dill                          | -       | +         | -        |
| <i>Carteria</i> sp.                                      | -       | +         | -        |
| <i>Chlamydomonas angulosa</i> Dill                       | -       | +         | -        |
| <i>Chlamydomonas passiva</i>                             | +       | +         | +        |
| <i>Chlamydomonas</i> sp.                                 | -       | +         | -        |
| <i>Chlorogonium</i> sp.                                  | -       | +         | -        |
| <i>Hyalogonium</i> sp.                                   | -       | +         | -        |
| <i>Polytoma</i> sp.                                      | -       | +         | -        |
| <i>Phacotaceae</i>                                       |         |           |          |
| <i>Phacotus angustus</i> Pascher                         | -       | +         | -        |
| <i>Phacotus</i> sp.                                      | -       | +         | -        |
| <i>Spondylomoraceae</i>                                  |         |           |          |
| <i>Uva</i> sp.   | -       | +         | -        |
| <i>Pyramimonas</i> sp.                                   | -       | +         | -        |
| <i>Volvocaceae</i>                                       |         |           |          |
| <i>Eudorina elegans</i> Ehr.                             | +       | -         | +        |
| <b>TETRASPORALES</b>                                     |         |           |          |
| <i>Asterococcaceae</i>                                   |         |           |          |
| <i>Pseudosphaerocystis lacustris</i> (Lemm. Novakova)    | +       | -         | -        |
| <i>Gloeococcaceae</i>                                    |         |           |          |
| <i>Gloeococcus</i> sp.                                   | -       | -         | +        |
| <i>Characiaceae</i>                                      |         |           |          |
| <i>Chroederis</i> sp.                                    | -       | +         | -        |
| <i>Gloeocystidaceae</i>                                  |         |           |          |
| <i>Coenococcus planctonicus</i> Kors.                    | +       | -         | -        |
| <i>Coenococcus</i> sp.                                   | -       | -         | +        |
| <i>Gloeocystis</i> sp.                                   | -       | +         | -        |
| <i>Spaerocystis schroeteri</i> Chodat                    | +       | +         | -        |
| <i>Dictyosphaeriaceae</i>                                |         |           |          |
| <i>Dictyosphaerium ehrenberianum</i> Näg.                | +       | -         | -        |
| <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood                   | -       | +         | -        |
| <i>Docystaceae</i>                                       |         |           |          |
| <i>Docystis lacustris</i> Chodat                         | +       | -         | +        |
| <i>Kirchneriella</i> sp.                                 | -       | -         | +        |
| <i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hansg.                 | +       | -         | -        |
| <i>Tetraedron schmidlei</i> (Schroeder) Lemmerman        | -       | +         | -        |
| <i>Scenedesmaceae</i>                                    |         |           |          |
| <i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chodat           | +       | -         | -        |
| <i>Scenedesmus curvatus</i> Bohlin                       | -       | +         | -        |
| <i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp) Breb.              | -       | -         | +        |
| <i>Scenedesmus</i> sp.                                   | -       | +         | -        |
| <i>Coelastrum</i> sp.                                    | -       | +         | -        |
| <i>Tetrastrum triangulare</i>                            | -       | -         | +        |
| <i>Ankistrodesmaceae</i>                                 |         |           |          |
| <i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs             | -       | +         | -        |
| <i>Ankistrodesmus setigerus</i> (Schröder) G. S. West    | -       | +         | -        |
| <i>Raphidium</i> sp.                                     | -       | -         | +        |
| diverse coccale Grünalgen                                | -       | -         | +        |
| <b>ULOTRICHALES</b>                                      |         |           |          |
| <i>Ulostrichaceae</i>                                    |         |           |          |
| <i>Geminella minor</i> (Näg.) Heerd                      | -       | -         | +        |
| <b>NICHT EINZUORDNEN</b>                                 |         |           |          |
| <i>Elakatothrix</i> sp.                                  | -       | -         | +        |
| <i>Monoraphidium</i> sp.                                 | +       | -         | +        |
| <i>Phaeater</i> sp.                                      | -       | -         | +        |
| <b>CONJUGATOPHYCEAE</b>                                  |         |           |          |
| <b>ZYGNEMATALES</b>                                      |         |           |          |
| <i>Zygnemataceae</i>                                     |         |           |          |

| Arten   | Mondsee | Fuschlsee | Attersee |
|---|---------|-----------|----------|
| <i>Mougeotia sp.</i>                            | -       | +         | -        |
| <b>DESMIDIALES</b>                              |         |           |          |
| <b>Desmidiaceae</b>                             |         |           |          |
| <i>Cosmarium bioculatum</i>                     | -       | +         | -        |
| <i>Cosmarium cf. depressum</i>                  | +       | -         | -        |
| <i>Cosmarium sp.</i>                            | -       | +         | +        |
| <i>Micrasterias sp.</i>                         | -       | +         | -        |
| <i>Staurastrum sp.</i>                          | +       | +         | -        |
| <b>EUGLENOPHYCEAE</b>                           |         |           |          |
| <b>EUGLENALES</b>                               |         |           |          |
| <b>Euglenaceae</b>                              |         |           |          |
| <i>Euglena sp.</i>                              | -       | +         | -        |
| <i>Phacus sp.</i>                               | -       | +         | -        |
| <i>Trachelomonas sp.</i>                        | -       | +         | -        |
| <b>CRYPTOPHYCEAE</b>                            |         |           |          |
| <b>CRYPTOMONADALES</b>                          |         |           |          |
| <b>Cryptomonadaceae</b>                         |         |           |          |
| <i>Chilomonas oblonge Pascher</i>               | -       | +         | -        |
| <i>Chilomonas paramaecium Ehrenberg</i>         | -       | +         | -        |
| <i>Chilomonas sp.</i>                           | -       | +         | -        |
| <i>Chroomonas caudata Geitler</i>               | -       | +         | -        |
| <i>Cryptomonas erosa Ehr.</i>                   | +       | +         | +        |
| <i>Cryptomonas marsonii</i>                     | +       | -         | +        |
| <i>Cryptomonas ovata Ehr.</i>                   | +       | +         | -        |
| <i>Cryptomonas sp.</i>                          | -       | +         | +        |
| <i>Rhodomonas lacustris Pasch. et. Ruttner</i>  | +       | +         | -        |
| <i>Rhodomonas lens. Pasch. et Ruttner</i>       | +       | -         | -        |
| <i>Rhodomonas minuta</i>                        | +       | -         | -        |
| <i>Rhodomonas minuta var. nannoplanktonica</i>  | -       | -         | +        |
| <i>Rhodomonas sp.</i>                           | -       | +         | -        |
| <b>FARBLOSE FLAGELATTEN UNSICHERER STELLUNG</b> |         |           |          |
| <b>PROTOMONADALES</b>                           |         |           |          |
| <b>Bodonaceae</b>                               |         |           |          |
| <i>Bodo sp.</i>                                 | -       | +         | -        |

Jahresmittel der Chlorophyll a-Konzentrationen (0–40 m, mg/m<sup>2</sup>)

|           | 1978 | 1979 | 1980 | 1981 |
|-----------|------|------|------|------|
| Fuschlsee | 165  | 109  | 92   | 29   |
| Mondsee   |      | 93   | 87   | 55   |
| Attersee  | 97   | 47   | 39   | 35   |

Tabelle 1.6.:

Einteilung zur Abschätzung des Trophiegehaltes der im Rahmen des OECD-Programmes untersuchten Gewässer (VOLLENWEIDER 1979, VOLLENWEIDER & KERÉKES 1980)

| Variable                                | Oligotroph  | Mesotroph   | Eutroph      |
|---|-------------|-------------|--------------|
| $\bar{x}$ ( $\bar{x} \pm 50$ )          |             |             |              |
| $P_{\text{total}}$ (mg/m <sup>3</sup> ) | 8,0         | 26,7        | 84,4         |
|   | 4,85 – 13,3 | 14,5 – 49,0 | 38,0 – 189,0 |
| Chlorophyll a                           |             |             |              |
| (mg/m <sup>3</sup> )                    | 1,7         | 4,7         | 14,3         |
|   | 0,8 – 3,4   | 3,0 – 7,4   | 6,7 – 31,0   |
| Secchitiefe                             |             |             |              |
| (m)                                     | 9,9         | 4,2         | 2,45         |
|   | 5,9 – 16,5  | 2,4 – 7,4   | 1,5 – 4,0    |

Limnologische Klassifizierung des Trophiegrades von Seen nach LEE et al. (1981)

| Klassifikation   | Jahresdurchschnitt der Variablen |             |               |
|------------------|----------------------------------|-------------|---------------|
|                  | Chlorophyll a                    | Secchitiefe | Totalphosphor |
| Oligotroph       | 2                                | 4,6         | 7,9           |
| Oligo.-Mesotroph | 2,1–2,9                          | 4,5–3,8     | 8-11          |
| Mesotroph        | 3,0–6,9                          | 3,7–2,4     | 12–27         |
| Meso.-Eutroph    | 7,0–9,9                          | 2,3–1,8     | 28–39         |
| Eutroph          | 10                               | 1,7         | 40            |

## Klassifikationsparameter von Fuschlsee, Mondsee, Irrsee und Attersee 1978 bis 1981

| Variable                                   | Fuschlsee<br>1978, 79, 80, 81 | Mondsee<br>1978, 79, 80, 81 | Attersee<br>1978, 79, 80, 81 |
|--|-------------------------------|-----------------------------|------------------------------|
| P <sub>total</sub><br>(mg/m <sup>3</sup> ) | 54/44/20/13                   | 25/31/18/18                 | 5,6/6,4/6,3/5,7              |
| Chloroph.<br>(mg/m <sup>3</sup> )          | 8,3/5,5/4,7/1,3               | -/2,3/2,2/1,3               | 2,4/1,2/1,0/0,9              |
| Secchit.<br>(m)                            | 4,7/5,6/6,7/7,1               | 4,4/3,6/5,0/5,9             | 8,6/9,0/10,3/11,6            |
| Secchitiefe (m) Irrsee                     | 3,3/5,3/5,6/4,4               |                             |                              |

 Tabelle 1.7  
 Phosphorbilanz Mondsee 1978 – 1981 (kg P<sub>i</sub>)

| Einträge             | 1978  | 1979  | 1980  | 1981  |
|----------------------|-------|-------|-------|-------|
| Fuschler Ache        | 7190* | 12580 | 11000 | 9630  |
| Zeller Ache          | 2380  | 4240  | 3630  | 3190  |
| Wangauer Ache        | 1760  | 3680  | 2580  | 2360  |
| Restgebiete          | 2560  | 4430  | 3790  | 2570  |
| Kläranlage           | 350   | 350   | 500   | 560   |
| Regen (Seefläche)    | 880   | 930   | 910   | 560   |
| Summe (Bruttofracht) | 15120 | 26210 | 22410 | 18870 |
| Export               | 7755  | 11020 | 7800  | 8690  |
| Nettofracht          | 7365  | 15190 | 14610 | 10180 |

 Phosphorbilanz Attersee 1978 – 1981 (kg P<sub>i</sub>)

| Einträge             | 1978  | 1079  | 1980  | 1981  |
|----------------------|-------|-------|-------|-------|
| Mondseeache          | 7755  | 11020 | 7800  | 8690  |
| Parschallenbach      | 350   | 550   | 300   | 520   |
| Dexelbach            | 140   | 200   | 180   | 85    |
| Nußdorferbach        | 810   | 200   | 200   | 150   |
| Mühlbach             | 320   | 430   | 395   | 340   |
| Hainingerbach        | 180   | 240   | 220   | 200   |
| Weyreggerbach        | 870   | 1190  | 1350  | 1110  |
| Alexenauerbach       | 360   | 510   | 1070  | 440   |
| Kienbach             | 260   | 410   | 540   | 480   |
| Steinbach            | 340   | 530   | 950   | 690   |
| Weißbach             | 290   | 430   | 470   | 450   |
| Loidlbach            | 130   | 190   | 55    | 40    |
| Burggrabenbach       | 120   | 170   | 95    | 130   |
| Stockwinkelbach      | –     | –     | –     | 75    |
| Restfläche           | 2215  | 3070  | 2155  | 2260  |
| Regen (Seefläche)    | 1900  | 2540  | 2320  | 1470  |
| Summe (Bruttofracht) | 16080 | 21680 | 18100 | 17130 |
| Export               | 2980  | 4780  | 4500  | 4850  |
| Nettofracht          | 13100 | 16900 | 13600 | 12280 |

\* Neuberechnung inkl. Hochwässer

 Stickstoffbilanz Mondsee 1978 – 1981 (No<sub>3</sub>-N & NH<sub>4</sub> in Tonnen)

| Einträge             | 1978  | 1979  | 1980  | 1981  |
|----------------------|-------|-------|-------|-------|
| Fuschler Ache        | 84,5  | 117,9 | 122,5 | 164,5 |
| Zeller Ache          | 21,5  | 34,3  | 23,7  | 26,9  |
| Wangauer Ache        | 30,5  | 44,4  | 36,0  | 47,4  |
| Restgebiete          | 29,0  | 41,7  | 38,4  | 66,5  |
| Regen (Seefläche)    | 6,5   | 8,6   | 8,4   | 9,0   |
| Summe (Bruttofracht) | 172,0 | 247,0 | 229,0 | 314,3 |
| Export               | 92,2  | 125,9 | 132,0 | 157,7 |
| Nettofracht          | 79,8  | 121,1 | 97,0  | 156,6 |

Stickstoffbilanz Attersee 1978 – 1981 (Gesamt in Tonnen)

|                      |       |       |       |       |
|----------------------|-------|-------|-------|-------|
| Einträge             |       |       |       |       |
| Weyreggerbach        | 24,6  | 35,6  | 32,7  | 35,0  |
| Alexenauerbach       | –     | –     | 14,4  | 8,5   |
| Kienbach             | 16,5  | 28,7  | 16,3  | 19,4  |
| Steinbach            | –     | –     | 7,3   | 9,1   |
| Weißbach             | 86,8  | 99,8  | 95,8  | 121,7 |
| Loidlbach            | –     | –     | –     | 16,0  |
| Burggrabenbach       | –     | –     | –     | 18,5  |
| Mondseeache          | 174,2 | 233,4 | 278,4 | 280,4 |
| Stockwinkelbach      | –     | –     | –     | 4,1   |
| Parschallenbach      | –     | –     | –     | 5,7   |
| Dexelbach            | –     | –     | –     | 7,3   |
| Nußdorferbach        | –     | –     | –     | 5,5   |
| Mühlbach             | –     | –     | 15,6  | 17,2  |
| Hainingerbach        | –     | –     | 6,4   | 6,6   |
| Restfläche           | 124,5 | 163,2 | 109,2 | 132,2 |
| Regen (Seefläche)    | 60,3  | 80,3  | 73,9  | 88,0  |
| Summe (Bruttofracht) | 487,0 | 641,0 | 650,0 | 775,2 |
| Export               | 320,1 | 405,8 | 459,2 | 538,0 |
| Nettofracht          | 166,9 | 235,2 | 190,8 | 237,2 |

#### 1.4. Nährstoffbilanz

Die Nährstoff-Fracht der Zubringerbäche ist hauptverantwortlich für den Nährstoffeintrag in die Seen. Die Proben wurden stets im Mündungsbereich der Bäche, jedoch außerhalb eventueller See-Rückstau entnommen. Dadurch ist es möglich, die Summe der entlang der Fließstrecke punktuell und diffus eingebrachten Nährstoffe kurz vor dem Eintritt in den See punktförmig und daher methodisch einfach zu erfassen.

Vom gesamten Einzugsgebiet des Fuschlsees (29,5 km<sup>2</sup>) wurden 76,3 % durch die Konzentrationsmessungen in den Zubringerbächen erfaßt. Im Rahmen der Dissertation von J. Haslauer jun. (Limnol. Abt. Zool. Inst. Univ. Wien) wurden in den Jahren 1978 und 1979 auch die nicht perennierenden Gerinne von 1,5 km<sup>2</sup> des nördlichen und 5,5 km<sup>2</sup> des südlichen Fuschlseeufer in die Frachtenuntersuchungen eingeschlossen.

Der Nährstoffaustrag aus dem Irrseegebiet (27,5 km<sup>2</sup>) wurde gemeinsam mit dem Einzugsgebiet der Zeller Ache (10,8 km<sup>2</sup>) an deren Mündung in den Mondsee gemessen. Eine detaillierte Untersuchung des engen Irrsee-Einzugsgebietes wurde nicht vorgenommen.

Messungen an den drei Hauptzuflüssen des *Mondsee* – Fuschler Ache, Zeller Ache und Wangauer Ache – und der Seeoberfläche erfassen den Nährstoffeintrag von 77,3 % des gesamten Mondsee-Einzugsgebietes.

Die 15 untersuchten Zubringerbäche des *Attersees* entsprechen 89,7 % des Attersee-Einzugsgebietes.

Unter Berücksichtigung der OECD-Richtlinien und der Arbeiten von RECKHOW (1978, 1979) und LOFTIS & WARD (1980 a & b), welche Sammelstrategien für Nährstoffbilanzen diskutieren, erfolgten im Bereich der Ager-Seenkette an den Hauptzuflüssen 14tägige, an den restlichen Einrinnen monatliche Probenentnahmen. Nach UNGER (1970), der für eine verlässliche Frachtberechnung die Entnahme repräsentativer Proben aller Abflußsituationen über die bloße Anzahl der Proben stellt, wurden Extremwassersituationen gesondert gesammelt. Die Nährstoffbudgets von Mondsee und Attersee basieren auf

- gemessenem Eintrag durch Zubringerbäche
- berechnetem Eintrag aus nicht perennierend wasserführenden und nicht gemessenen Zubringern
- teilweise gemessenem Eintrag aus atmosphärischem Niederschlag (Regen und Schnee) auf die Seeoberfläche,
- Nährstoffaustrag durch Seeausrinne.

Aufgrund dieser Daten erfolgte die Berechnung von Brutto- und Nettofrachten. Der direkte diffuse Eintrag durch Badegäste, Wassersport und Wasservögel ist vernachlässigbar gering (200 – 400 kg P<sub>i</sub> pro Jahr) und ging nicht in die Berechnungen ein. Der restliche diffuse Eintrag wurde punktuell gemessen oder berechnet (Restgebiete). Der feste atmosphärische Eintrag (Staub, Blätter, Pollen etc.) konnte nicht gemessen werden.

Das Mittel aus 14 Regenmessungen in den Jahren 1975, 1976 und 1979 ergibt 38 mg P<sub>i</sub>/m<sup>3</sup>. 1981 erfolgten weitere Messungen von 21 Niederschlagsereignissen. Dabei wurde versucht, die Auffang-

gefäße erst unmittelbar vor Regenbeginn auszusetzen und sofort nach Niederschlagsende einzuholen, um Beeinflussung durch Staub, Insekten und Vogelkot zu verhindern. Resultat dieser Probenserie war eine Reduktion des mittleren Totalphosphorgehaltes auf 21,9 mg/m<sup>3</sup>. Insgesamt wurde 1981 von fast einem Drittel aller Niederschlagsereignisse die Phosphorkonzentration bestimmt. Das Mittel der 1. Jahreshälfte 1982 (n = 17) ergab eine Konzentration von 24,0 mg/m<sup>3</sup>. Auf den Quadratmeter umgerechnet ergibt sich eine jährliche Totalphosphorbelastung durch den Niederschlag von 32 kg. Dieser Wert stimmt auffallend gut mit dem von RECKHOW et al. (1980) publizierten Bereich von 27 kg/km<sup>2</sup> für Waldgebiete und 45 kg für landwirtschaftlich genutzte Gebiete überein, wenn man die Landnutzung des Atterseeraumes (69 % Waldgebiete) berücksichtigt. Der Nährstoffeintrag aus kleinen, kleinsten und nicht perennierend entwässerten Teileinzugsgebieten in die Seen wurde aufgrund des zu hohen Arbeitsaufwandes nicht gemessen. Unter Annahme eines für das untersuchte Gebiet als Durchschnitt ermittelten Austrages wurde der Nährstoffexport flächenproportional umgerechnet. Die Phosphor- und Stickstoffbilanz von Mondsee und Attersee für die Jahre 1978 – 1981 ist in Tabelle 1.7 dargestellt. Bereits 1980 stellte MOOG (1981 a) fest, daß Mondseeache und andere Attersee-Zuflüsse trotz ähnlicher Abflußverhältnisse wie 1977 und 1979 geringere Nährstoffmengen transportieren. Dieser Trend konnte auch 1981 – einem Jahr mit vergleichbaren Niederschlags-Abfluß-Verhältnissen wie 1977, 1979 und 1980 – beobachtet werden. Die folgenden Abbildungen sollen dies veranschaulichen.

Die Graphik stellt das Verhältnis von Niederschlagsmenge zu P<sub>i</sub>-Fracht der Mondseeache dar. Von 1975 bis 1979 verlaufen die Werte für Niederschlag und Fracht parallel. Dies zeigt, daß vorwiegend die exportierte Wassermenge das Ausmaß der Phosphorfracht bestimmt. 1980 und 1981 ist der Phosphorexport aus dem Mondsee trotz ähnlicher Niederschlagsverhältnisse um etwa drei Tonnen geringer (verminderte P<sub>i</sub>-Konzentration der Mondseeache, des ausfließenden Mondseewassers; siehe gestrichelte Linie).

Die folgende Abbildung (Teil: Brutto- und Nettofracht des Mondsees) zeigt aber die tatsächliche Verminderung des P<sub>i</sub>-Eintrages und des P<sub>i</sub>-Gehaltes im Mondsee und die trotz ähnlicher Niederschlagsmengen verminderte Fracht der Mondseeache.

Auch im Attersee, dessen Zubringer aus dem engen Einzugsgebiet die gleiche Beziehung zwischen Fracht und Niederschlagsmenge aufweisen, wirkt sich die Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet positiv aus. Zusammenfassend ist festzustellen, daß sowohl Mondsee als auch Attersee in den Jahren vergleichbarer Wasserführung 1979 bis 1981 ständig abnehmende Brutto- und Nettofrachten an Totalphosphor enthielten.

### 1.5. Nährstoffrückhalt in der Seenkette

Aus den vorhandenen Daten der Seenchemie ist es nicht möglich, die Variabilität des Nährstoffrückhaltes zu erklären. Die im Rahmen einer Routineüberwachung erfaßten Parameter sind ungeeignet, interne Seekreisläufe zu beschreiben. Neben Nährstoffeintrag und -austrag sind auch Vorgänge wie Sedimentation, Rücklösung aus dem Sediment, Kleinkreisläufe, Wiederverwertung und Speicherung von Nährstoffen maßgeblich beteiligt an der Nährstoffretention in Seen.

Aus diesem Grund wird die Nährstoffretention nur in Form einer Massebilanz beschrieben.

Das Verhältnis von N P in Mondsee und Attersee ist stets größer als 16 1, daher ist der Phosphor als Minimumfaktor anzusprechen. Dies schlägt sich auch in größerem Phosphorrückhalt nieder: Besonders im Attersee mit durchschnittlich 77 % Retention wird ein großer Teil des eingebrachten Phosphors rückgehalten. Die ständige Abnahme des P-Rückhalts im Attersee von 81 auf 72 % dürfte auf die vermehrte Ausschwemmung von Oberflächenwasser, bedingt durch Niederschlagsanstieg der letzten Jahre, zurückzuführen sein.

Tabelle 1.8.:  
Nährstoffrückhalt in Mondsee und Attersee

|   | 1978 | 1979 | 1980 | 1981 |
|---|------|------|------|------|
| Mondsee   |      |      |      |      |
| % P <sub>i</sub> -Rückhalt                        | 49   | 58   | 65   | 54   |
| % NH <sub>4</sub> N & NO <sub>3</sub> -N Rückhalt | 46   | 49   | 42   | 50   |
| Attersee  |      |      |      |      |
| % P <sub>i</sub> -Rückhalt                        | 81   | 80   | 75   | 72   |
| % N <sub>i</sub> -Rückhalt                        | 34   | 37   | 29   | 31   |

Abb. 1. 4.: Verhältnis von Niederschlagsmenge zu  $P_f$ -Fracht der Mondseeache.

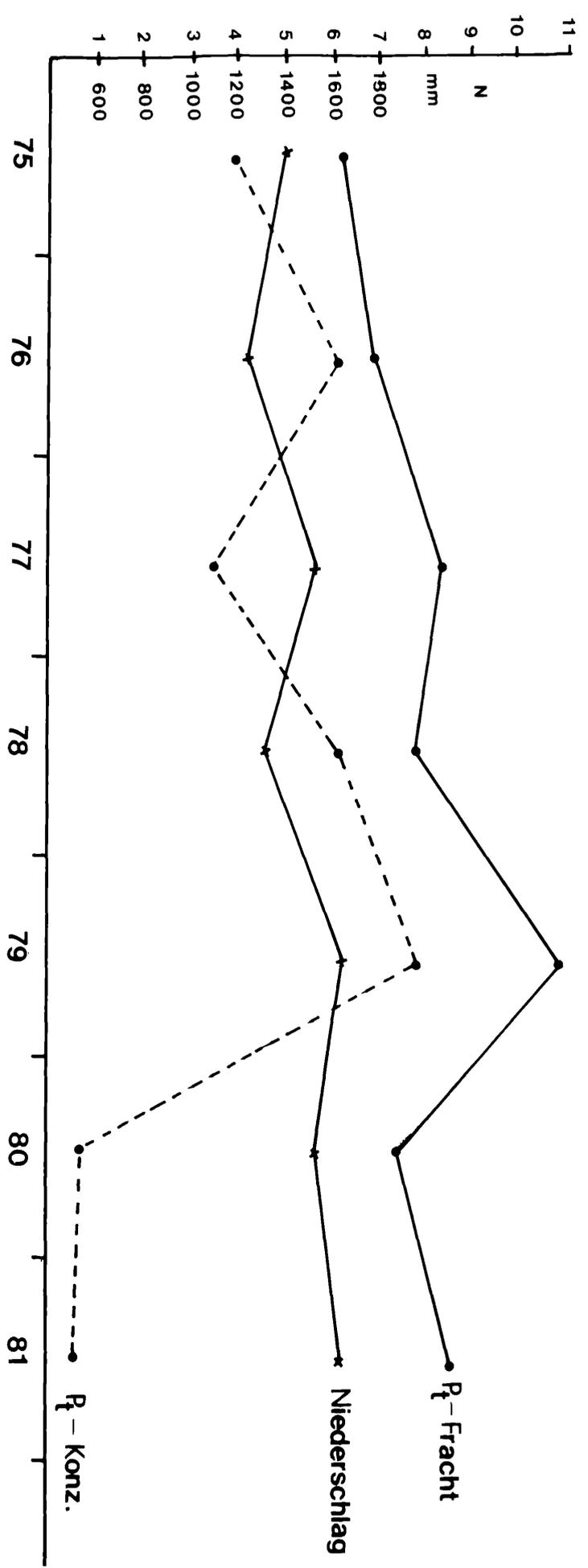
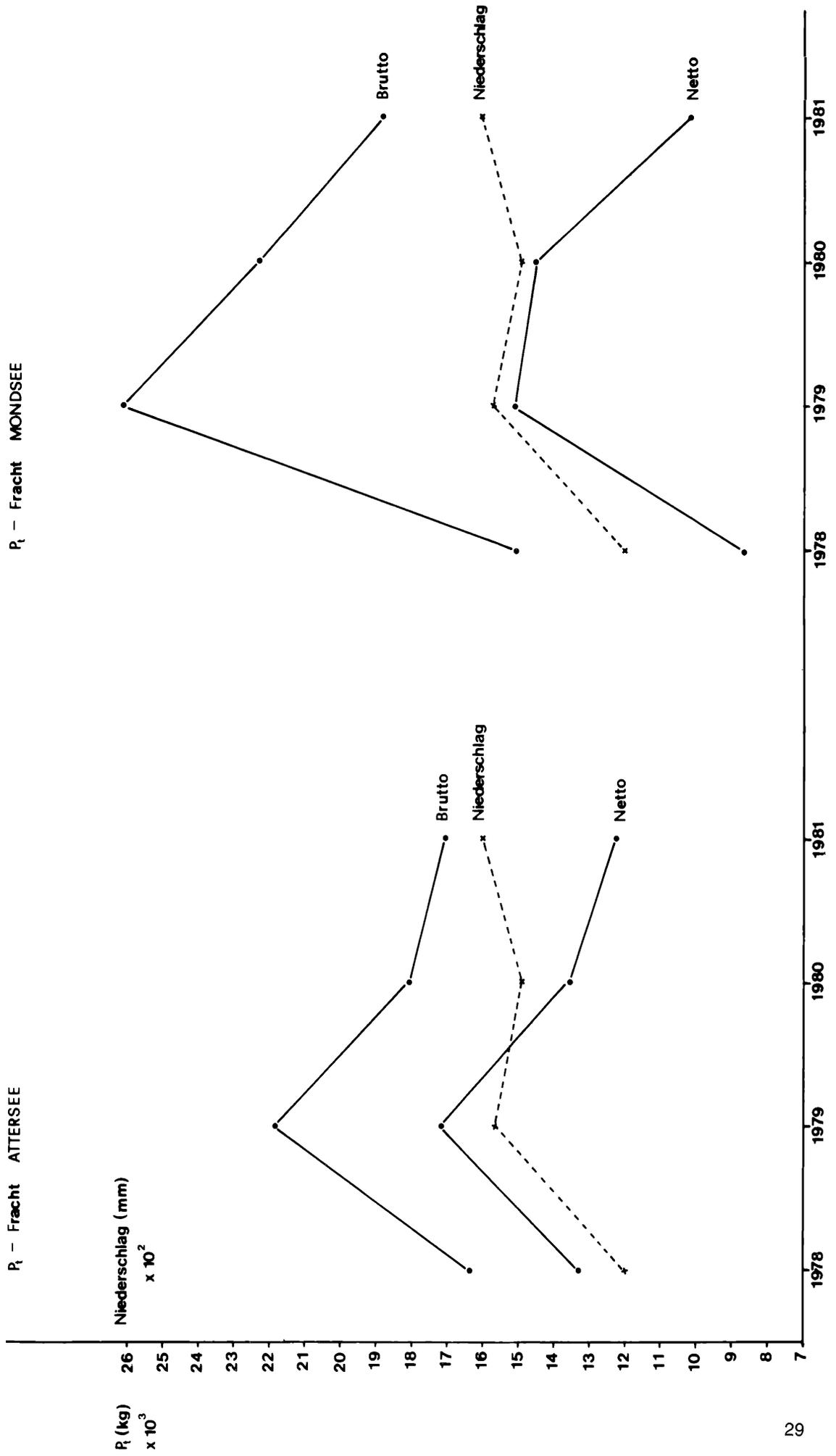


Abb. 1. 5.:  $P_t$ -Frachten in Mondsee und Attersee und ihre Beziehungen zum Niederschlag.



Der mittlere Rückhalt an  $P_t$  im Mondsee 56 %, im Attersee 77 %. Der mittlere N-Rückhalt beträgt 48 % im Mondsee und 33 % im Attersee. Der  $P_t$ -Rückhalt im Fuschlsee liegt im Bereich von 40 – 70 %.

#### 1.6. Exportkoeffizienten als Basis einer Nährstoffbilanz; Vergleich berechneter und gemessener Phosphorausträge

Die Verminderung der Nährstoff-Frachten in die Seen des Ager-Einzugsgebietes ist hauptsächlich ein Ereignis der Reinhaltungsmaßnahmen. Die folgenden Berechnungen schätzen den Anteil der Phosphorfernhaltung durch die Kanalisationsanschlüsse ab.

Eine Vielzahl von Publikationen über Nährstoffausträge aus Seeneinzugsgebieten sowie Kompilationen dieser Arbeiten (vgl. RECKHOW et al. 1980, HAMM a & b 1976, Kärntner Inst. für Seenforschung 1980) zielten auf die Schätzung des Nährstoffaustrages aus nicht untersuchten Einzugsgebieten ab.

Theoretische (berechnete) Frachtraten werden tatsächlich in den Zubringern gefundenen (gemessenen) Phosphormengen gegenübergestellt.

Dadurch ist eine Kontrolle unterschiedlicher methodischer Ansätze zur Ermittlung von Phosphoreinträgen ermöglicht. Die den Berechnungen zugrunde liegenden Daten stammen zum überwiegenden Teil aus dem Jahr 1981, die Angaben über Kanalanschlüsse wurde auf den gegenwärtigen Stand (1982) gebracht.

Aus der Gegenüberstellung von aktueller und potentieller Phosphorbelastung wird die Effektivität der Reinhaltungsmaßnahmen ersichtlich.

Zum Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Nährstoffexporten scheint es wichtig, darauf hinzuweisen, daß bei den Berechnungen zwischen Punktquellen (häusliche, gewerbliche und industrielle Abwässer) und diffusem Eintrag unterschieden wurde, während die Messungen vor den Einmündungen der Attersee- und Mondseeeinzugsgebiete die Summe tatsächlicher Teilbelastungen punktförmig erfassen.

Berechnete Phosphorausträge:

Phosphorbelastung Attersee – Abwässer aus kommunalem Bereich

– 9213 ständige Einwohner ergeben eine Phosphorbelastung von 10088 kg pro Jahr, rechnet man mit 3 g  $P_t$  pro Tag. Der Wert von 3 g  $P_t$  pro Person und Tag wurde empirisch unter anderem von GÄCHTER & FURRER (1972, HAMM (1976 a & b) und dem Kärntner Inst. für Seenforschung (1980) für ähnlich strukturierte Natur- und Kulturräume ermittelt. Nach unserer Auffassung stellt dieser Wert eine integrierende Größe dar, welche Entfernung und Transportart zum Vorfluter, sowie Einrichtungen des Dienstleistungssektors, Gewerbebetriebe ohne Abwasseranfall und Fleischereibetriebe inkludiert.

Von den 10088 kg  $P_t$  im Jahr 1981 werden 5918 kg kanalisationstechnisch erfaßt (= Abwasser von 5405 angeschlossenen Personen der ständigen Wohnbevölkerung). Somit bleibt eine Restbelastung aus ständiger Wohnbevölkerung von 4170 kg  $P_t \cdot a^{-1}$ .

– die Saisonbelastung von 781000 Übernachtungen im Einzugsgebiet ergibt einen Eintrag von 2343 kg  $P_t$  pro Jahr, rechnet man pro Übernachtung ebenfalls mit 3 g je Tag. Davon werden 1344 kg durch die Ringkanalisation erfaßt (= 448000 Übernachtungen), was zu einer Restbelastung von 999 kg  $P_t \cdot a^{-1}$  führt.

– etwa 5000 Personen mit Zweitwohnsitz im Untersuchungsgebiet geben eine Phosphormenge von 450 kg  $\cdot a^{-1}$ , unter der Annahme, daß diese 30 Tage pro Jahr im Atterseeraum verbringen, ab. Davon werden 270 kg entsorgt. Die Restbelastung beträgt somit 180 kg  $\cdot a^{-1}$ .

Die Gegenüberstellung von 12881 kg  $P \cdot a^{-1}$  potentieller Belastung und 5349 kg tatsächlicher Belastung zeigt, daß die Ringkanalisation im kommunalen Bereich eine Reduktion der Phosphorbelastung um 7532 kg  $\cdot a^{-1}$  oder 58 % im engen Attersee-Einzugsgebiet bewirkt (Rohdaten dazu in SCHINDLBAUER 1982).

## Abwässer aus Industriebetrieben

Die jährliche Phosphorabgabe einer Gerberei mit einer Tagesproduktion bzw. Verarbeitung von etwa 700 kg Häuten beträgt bei einem durchschnittlichen Wasserverbrauch von  $40 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  und einem  $P_t$ -Gehalt von 10 mg pro Liter Abwasser 146 kg im Jahr 1981. Diese Abwässer werden zur Gänze kanalisationsmäßig erfaßt, und, wie Teile des kommunalen Abwassers, aus dem Einzugsgebiet entfernt und zentral in Lenzing geklärt.

## Nährstoffausträge von land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen

Aus 2546 ha Grünlandflächen (zumeist 2 – 3 mähdige Wiesen), 647 ha Ackerflächen (davon 66 % Getreide, 13 % Mais und 21 % Hack- und Feldfrüchte) und 12905 ha Wald und Ödlandflächen werden jährlich 1346 kg Totalphosphor ausgetragen. Der Nährstoff-Austrag aus land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen änderte sich in den letzten Jahrzehnten. Die Gründe dafür liegen in der Umwidmung ehemaliger Ackerflächen in Dauergrünland – zwischen 1949 und 1979 verringerten sich die Ackerflächen um etwa 500 Hektar – sowie in der Aufforstung von Grenzertragsböden im Ausmaß von 250 Hektar. Der Phosphoraustrag aus den Böden hat sich demnach im Einzugsgebiet des Attersees in den letzten 30 Jahren um etwa  $270 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$  vermindert. Der vermehrte Düngeinsatz dürfte diese Austragsreduktion aber kompensieren. Zur Berechnung der landwirtschaftlichen Phosphorausträge wurden aus der Literatur (GÄCHTER & FURRER 1972, HAMM 1976 a & b, RECKHOW et al. 1980, Kärntner Inst. für Seenforschung 1980) folgende spezifische  $P_t$ -Angaben angenommen:

|                       |        |               |
|-----------------------|--------|---------------|
| Grünland: 0,3 kg/ha/a | ergibt | 764 kg $P_t$  |
| Ackerland: 0,7 –"–    | –"–    | 453 kg $P_t$  |
| Wald und 0,01 –"–     | –"–    | 127 kg $P_t$  |
| Ödland                |        |               |
| Versiegelte Fläche:   |        |               |
| 1,0 –"–               | –"–    | 241 kg $P_t$  |
|                       |        | 1585 kg $P_t$ |

Das Ausmaß an versiegelter Fläche (Gebäude, Straßen, etc.) wurde mit 1,5 % des engen Einzugsgebietes angenommen. Der prozentuelle Anteil dieser Fläche ist im Atterseegebiet geringer als am Mondsee, da die größten Orte (Seewalchen, Kammer, Schörfling) am Seeausrinn liegen und überdies durch Mischkanalisation entsorgt werden. Weiters wurden Orte mit Regenklärbecken berücksichtigt. Um den endgültigen Gebietsaustrag zu erhalten, müssen 1,5 % (versiegelte Fläche) von Austrägen durch Grün-, Acker- und Ödland sowie Wald (= 20 kg) abgezogen werden, da die versiegelte Fläche für das Gesamtgebiet geschätzt und nicht extra berechnet wurden. Daraus ergibt sich ein  $P_t$ -Austrag von 1565 kg  $P_t$ .

## Eintrag durch Niederschläge auf die Seeoberfläche

Bezogen auf einen mittleren Phosphorgehalt von  $22 \text{ mg } P_t/\text{m}^3$  flüssigem atmosphärischem Niederschlag ergibt sich bei einer Seefläche von  $45,9 \text{ km}^2$  und einer mittleren jährlichen Niederschlagshöhe von 1454 mm (Regenmesser Weyregg, Attersee, Weißenbach) eine  $P_t$ -Zufuhr von 1468 kg im Jahr 1981.

## Phosphoreintrag durch den Badebetrieb

Nach SCHULZ (1981 a & b) macht der Phosphoreintrag durch den Badebetrieb am Attersee  $100 \text{ kg/a}$  aus (1 Million Badegäste pro Saison,  $0,1 \text{ g } P_t$  pro Badegast) und stellt demnach eine für Seen dieser Größenordnung unbedeutende Größe dar.

## Gesamtbelastung des Attersees mit Ausnahme des Mondsee-Einzugsgebietes

Für den Attersee errechnet sich die aktuelle Belastung (= tatsächliche Belastung minus Anschlüsse an die Ringkanalisation) aus dem engen Einzugsgebiet zu  $8482 \text{ kg Totalphosphor}$ :

|   |                        |
|---|------------------------|
| Abwasser kommunaler Bereich   | 5349 kg P <sub>t</sub> |
| Badegäste   | 100 kg                 |
| Austrag aus land- und forstwirtschaftlichen<br>und versiegelten Flächen | 1565 kg                |
| Niederschlag auf die Seeoberfläche                                      | 1468 kg                |
|   | 8482 kg P <sub>t</sub> |

### Phosphorbelastung Mondsee

#### Abwässer aus kommunalem Bereich

Die nachfolgende Tabelle zeigt den Totalphosphoreintrag durch ständige Einwohner und die Saisonbelastung ohne Berücksichtigung kanalisationstechnischer Maßnahmen.

Tabelle 1.9.:

| Gemeinde             | Einwohner | davon % im EZG | Übernachtungen | P <sub>t</sub> -Abgabe (kg/J) |
|----------------------|-----------|----------------|----------------|-------------------------------|
| <b>Fuschler Ache</b> |           |                |                |                               |
| Fuschl               | 1109      | 30*            | 283418         | 619                           |
| Hof                  | 2000      | 100            | 84795          | 2444                          |
| Eugendorf            | 20        | 100            | –              | 22                            |
| Koppl                | 863       | 100            | 23000          | 1014                          |
| Plainfeld            | 660       | 100            | 1542           | 727                           |
| Thalgau              | 4009      | 100            | 49350          | 4538                          |
| Tiefgraben           | 2292      | 75             | 132564         | 2181                          |
| St. Lorenz           | 1588      | 80             | 142009         | 1732                          |
|                      |           |                |                | 13277                         |
| <b>Zeller Ache</b>   |           |                |                |                               |
| Mondsee              | 2140      | 20             | 147507         | 557                           |
| Tiefgraben           | 2292      | 25             | 132564         | 727                           |
| Oberhofen            | 440       | 40**           | 22000          | 219                           |
| Zell/Moos            | 613       | 40**           | 32000          | 309                           |
|                      |           |                |                | 1810                          |
| <b>Wangauer Ache</b> |           |                |                |                               |
| Innerschwand         | 811       | 30             | 59922          | 320                           |
| Oberwang             | 1227      | 100            | 30000          | 1433                          |
|                      |           |                |                | 1753                          |
| <b>Restgebiet</b>    |           |                |                |                               |
| Unterach             | 285       | 100            | 35661          | 419                           |
| St. Gilgen           | 132       | 100            | 547            | 146                           |
| Innerschwand         | 811       | 70             | 59922          | 748                           |
| Mondsee              | 2140      | 80             | 147507         | 2229                          |
| St. Lorenz           | 1588      | 20             | 142009         | 433                           |
|                      |           |                |                | 3975                          |

\* Retention Fuschlsee      Retention Irrsee

Berücksichtigt man die P-Retentionswirkung von Fuschlsee (70 % Rückhalt) und Zeller See (60 % Rückhalt), ergäbe sich eine Belastung von 20.815 kg Totalphosphor durch den kommunalen Bereich. Die tatsächliche Belastung ermittelt sich durch Abzug der von den Abwasserreinigungsanlagen (ARA) Thalgau und Mondsee erfaßten Abwässer unter Annahme einer 80 %igen Phosphorelimination.

Tabelle 1.10.:

| Gemeinde             | Einwohner<br>angeschlossen | davon %<br>im EZG | Übernachtungen | P <sub>t</sub> -Angabe<br>(kg/Jahr) |
|----------------------|----------------------------|-------------------|----------------|-------------------------------------|
| <b>Fuschler Ache</b> |                            |                   |                |                                     |
| Tiefgraben           | 290                        | 75                | 20000          | 283                                 |
| St. Lorenz           | 230                        | 100               | 28000          | 336                                 |
| Thalgau              | 2500                       | 100               | 39500          | 2856                                |
| Hof                  | 1544                       | 100               | 76183          | 1919                                |
| Plainfeld            | 220                        | 100               | 800            | 243                                 |
| Koppl                | 449                        | 100               | 11000          | 525                                 |
| Fuschl               | 1000                       | 100               | 237500         | 1808                                |
| <b>Zeller Ache</b>   |                            |                   |                |                                     |
| Mondsee              | 1750                       | 20                | 132000         | 462                                 |
| Oberhofen            | –                          | –                 | –              | –                                   |
| Zell/Moos            | –                          | –                 | –              | –                                   |
| Tiefgraben           | 290                        | 25                | 20000          | 94                                  |
| <b>Wangauer Ache</b> |                            |                   |                |                                     |
| Innerschwand         | 140                        | 30                | 12000          | 57                                  |
| Oberwang             | –                          | –                 | –              | –                                   |
| <b>Restfläche</b>    |                            |                   |                |                                     |
| Mondsee              | 1750                       | 80                | 132000         | 1850                                |
| Oberwang             | 140                        | 70                | 12000          | 133                                 |

Aus dieser Tabelle wird ersichtlich, daß 10.566 kg Totalphosphor dem Mondsee ferngehalten werden (50,8 % des gesamten kommunalen  $P_t$ -Anfalls). Davon werden 20 % über die ARA-Ausrinne wieder dem Gebiet rückgeführt, sodaß sich für das Mondsee-Einzugsgebiet eine tatsächliche Verringerung der Belastung aus dem kommunalen Bereich von 8453 kg  $P_t$  ergibt (40,6 % des totalen kommunalen Anfalls.).

#### Abwässer aus Industriebetrieben

Im Mondsee-Einzugsgebiet befinden sich zwei Käsereien. Die Jahresproduktionen betragen:

|                      |                             |
|----------------------|-----------------------------|
| Käserei Mondsee      | 3,2 x 10 <sup>6</sup> Liter |
| Käserei Innerschwand | 5,2 x 10 <sup>6</sup> Liter |

Bei einem Wasserverbrauch von 5 m<sup>3</sup> je 1000 Liter Milch ergibt sich ein jährlicher Wasserverbrauch von 42.000 m<sup>3</sup>. Der Total-P Gehalt (mittlerer Konzentrationsbereich in mg  $P_t$ /l) bewegt sich zwischen 1 und 10. Unter Annahme eines mittleren P-Gehaltes von 5 mg/l errechnet sich ein  $P_t$ -Anfall von 210 kg im Jahr. Aufgrund der Entsorgung der Käsereiabwässer gelangen unter Berücksichtigung einer 80 %igen Elimination rund 40 kg Totalphosphor in den Mondsee.

#### Nährstoffaustrag aus land- und forstwirtschaftlich genutzten sowie versiegelten Flächen

Bei Annahme gleicher spezifischer Phosphorausträge wie im Attersee-Einzugsgebiet ergeben sich die folgenden dargestellten Phosphorbelastungen. Die in Klammer gesetzten Werte entsprechen dem Phosphoraustrag unter Berücksichtigung der Phosphorretention von Fuschlsee (70 %) und Irrsee (60 %).

Tab. 1 11.:

Mondsee Einzugsgebiet –  $P_t$  Austrag (kg.J<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit von Fuschlsee (70 %) und Zeller See (60 %).

|               | Wald            | Feld              | Grünland           | Verbaute Fläche |
|---------------|-----------------|-------------------|--------------------|-----------------|
| Fuschler Ache | 41,1<br>(14,84) | 131,6<br>( 7,84)  | 1275,6<br>( 109,2) | 260<br>( 18,9)  |
| Zeller Ache   | 8,6<br>( 5,04)  | 305,9<br>( 80,64) | 725,4<br>( 234,0)  | 115<br>( 40,80) |
| Wangauer Ache | 24,70           | 60,2              | 276,6              | 30              |
| Restgebiet    | 34,5            | 63,7              | 337,5              | 144             |

Im Mondsee-Einzugsgebiet, vor allem im Bereich der Zeller Ache, treten im Spektrum der Grünlandnutzung auch Feuchtwiesen auf. Die Quantifizierung des Austrages dieser Flächen ist aufgrund des unbekanntenen Verhältnisses von drainagierten zu naturbelassenen Flächen schwierig. Obwohl Drainagierungen (erhöhter Nährstoffaustrag!) im Einzugsgebiet der Zeller Ache häufig durchgeführt wurden und werden, wird bezüglich des spezifischen P-Austrages aus Feuchtgebieten und Dauergrünland nicht unterschieden.

Insgesamt gibt sich für das Mondsee-Areal ein Phosphor-Austrag von 17.126 kg Totalphosphor im Jahr 1981.

Tabelle 1.12..

Mondsee – Fracht 1981

|   | Bevölkerung & Übernachtung |               |        | Land- und Forstw. Fracht |       |
|---|----------------------------|---------------|--------|--------------------------|-------|
|   | total                      | angeschlossen | output |                          |       |
| Fuschler Ache   | 13277                      | 6376*         | 6901   | 1557                     | 8458  |
| Zeller Ache   | 1810                       | 556           | 1254   | 794                      | 2329  |
| Wangauer Ache   | 1753                       | 57            | 1696   | 392                      | 2088  |
| Restgebiet  | 3975                       | 1983          | 1992   | 580                      | 2572  |
| ARA Mondsee (20 %)  | –                          | –             | 559    | –                        | 559   |
| Regen   | –                          | –             | –      | –                        | 560   |
| Wochenendhäuser und Badegäste (geschätzt nach Attersee-Verhältnissen) | –                          | –             | 560    | –                        | 560   |
|   |                            |               |        |                          | 17126 |

Mit 20 % ARA Thalgau

### Vergleich des gemessenen und berechneten Phosphorausstrages

Attersee (enges Einzugsgebiet)

berechnet  
8482 kg P<sub>i</sub>/Jahr

gemessen  
8428 kg P<sub>i</sub>/Jahr

Mondsee (gesamtes Einzugsgebiet)

berechnet

gemessen

Fuschler Ache

8458

9629

Zeller Ache

2329

3187

Wangauer Ache

2088

2362

Restgebiet

2572

3318

Total

17126

19056

Der Vergleich gemessener und berechneter Phosphoreinträge in den Attersee weist eine gute Übereinstimmung auf.

Grund dafür dürfte die besonders genaue Erhebung der geographischen Verhältnisse im engen Attersee-Einzugsgebiet sein, welche im Rahmen einer Dissertation (SCHINDLBAUER 1981) erfolgte. Die detailgerechte Anpassung dieser geographischen Studie an die Fragestellung des ÖEP wurde im Rahmen von Werkverträgen vorgenommen. Dabei galt es, die im Bereich politischer Grenzen erhobenen Werte auf die natürlichen Grenzen (Wasserscheiden) umzulegen. Obwohl die auffällig genaue Übereinstimmung von gemessenen und berechneten Werte in diesem Fall zufällig sein könnte, scheint die Verwendung empirischer Exportkoeffizienten zur Berechnung der Belastung eines Wasserkörpers größenordnungsmäßig zu denselben Ergebnissen wie die Messungen zu führen.

Die parallele Anwendung beider Methoden kann dazu dienen, eventuelle Fehler anhand divergierender Ergebnisse zu erkennen. Da die Berechnung der P<sub>i</sub>-Belastung mit Hilfe der Exportkoeffizienten sehr einfach ist und die vorliegende Untersuchung zeigt, daß die Exportkoeffizienten für das Ager-Einzugsgebiet passende Ergebnisse liefern, kann in Zukunft diese Methode die ständige Messung der Einträge ersetzen.

Auch im Einzugsgebiet des Mondsees liefern die berechneten und gemessenen Phosphorausträge Werte gleicher Größenordnung. Die hier auftretenden Unterschiede von maximal 30 % bestätigen ebenfalls die Güte der verwendeten Methode, zumal die Erhebung der geographischen Daten der Einzugsgebiete in vereinfachter Form vorgenommen wurde.

Die Unterschätzung des berechneten Austrages der Zeller Ache um 850 kg weist auf erhöhte Nährstoffausträge aus den naturbelassenen Feuchtgebieten und drainagierten Feuchtwiesen hin. Eine zukünftige Kartierung des Ausmaßes und Alters drainagierter Gebiete soll Aufschluß über den tatsächlichen P-Austrag geben. Vorläufige, auf kartographischer Auswertung basierende Austragschätzungen ergaben einen Jahresaustrag von mindestens 400 kg Totalphosphor.

An der Fuschler Ache läßt sich der Unterschied zwischen 8458 berechneten und 9629 gemessenen Kilogramm P<sub>i</sub>-Fracht durch Annahme eines schlechteren Wirkungsgrades als 80 % der ARA Thalgau erklären. Dazu ist festzuhalten, daß nach mündlicher Mitteilung von Organen der Salzburger Landesregierung ein besserer Wirkungsgrad als 80 % nicht erreicht wird.

Im Falle der Wangauer Ache, eines methodisch einfachen Gebietes (kein See als Retentionskörper, kaum Anschlüsse an die Ringkanalisation, Übereinstimmung zwischen politischen Grenzen und natürlichem Einzugsgebiet), zeigte sich die beste Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Austragswerten.

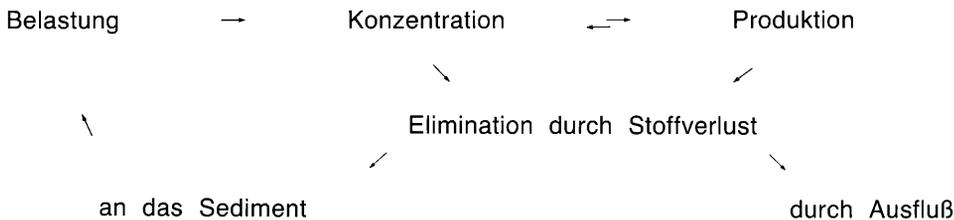
Interessant für die Erstellung zukünftiger Phosphorbilanzen ist die Diskussion der Überschätzung des „gemessenen“ Nährstoffaustrages aus dem restlichen Einzugsgebiet um 750 kg. Tatsächlich wurde im restlichen Gebiet der Austrag nicht gemessen, sondern auf Grund der Messungen im untersuchten Einzugsgebiet, unter Annahme gleicher Verhältnisse, flächenproportional umgerechnet. Nach Erhebung der angeschlossenen Einwohner zeigte sich jedoch, daß die Annahme gleicher Verhältnisse falsch war, da im restlichen Einzugsgebiet mit 76,4 % durch die Ringkanalisation entsorgten Einwohner und daher dem Mondsee eine geringere Phosphorfracht aus dem Restgebiet zufällt.

Aus diesem Grund findet der berechnete Wert des Austrages aus den Restgebieten Eingang in die endgültige Phosphorbilanz.

## 1.7 Die Anwendung des Nährstoffbelastungskonzeptes auf Mondsee und Attersee

### Einleitung

Das Nährstoffbelastungskonzept ergibt sich aus der Betrachtung der Gewässer als offene Systeme, deren Stoffumsatz durch die Balance von Nährstoffzufuhr als Ergebnis eines dynamischen Gleichgewichtes bestimmt wird. Dieses Gleichgewicht bestimmt die Produktivität und damit die Gewässergüte eines Gewässers:



(Konzept nach VOLLENWEIDER 1976)

Die hier verwendeten empirischen Modelle zur Beschreibung der Phosphorbilanz nehmen den See als "black box" an. Diese Betrachtungsweise ignoriert die Verknüpfungen interner Seemechanismen, baut aber darauf auf, daß diese Prozesse bei Änderung der Nährstoffzufuhr angeregt oder gehemmt werden. Folgende Annahmen liegen diesem Modell zugrunde:

- der See stellt einen vollständig durchmischten Reaktionkörper dar, die Ausrinnkonzentration ist gleich der Seekonzentration,
- die Zu- und Abflußraten sind äquivalent, interne Nährstoffzufuhr aus den Sedimenten findet nicht statt,
- die Phosphorsedimentation ist proportional der Seekonzentration (VOLLENWEIDER-Typus), beziehungsweise der Nährstoff-Fracht (KIRCHNER & DILLON-Typ).

Die Entwicklung der Massebilanzmodelle zielt auf einfache statistische Verfahren mit geringem Datenaufwand, um Entscheidungsträgern rasch und billig Vorhersagen über die Auswirkungen zutreffender oder bereits erfolgter Maßnahmen der Seenrestaurierung zu liefern.

Modelle dieser Art stehen im Gegensatz zu den Ansprüchen der theoretischen Limnologie, die die Aufklärung der komplizierten und verschachtelten seeinternen Prozesse anstrebt. Die dazu notwendige Kenntnis zahlloser Variabler, ihrer Wechselwirkungen und ihrer Variabilität, erfordert einen ungeheuren Forschungsaufwand. Die Aufarbeitung des Datenmaterials führt auch mittels Computersimulation zu keiner genaueren Vorhersage als die oben erwähnten Modelle.

Auf die Verhältnisse der Ager-Seenkette bezogen, wird im folgenden versucht, aus der Vielzahl publizierter Massebilanzmodelle dasjenige herauszufinden, dessen Vorhersagen den im Rahmen des ÖEP ermittelten Phosphorkonzentrationen am nächsten kommt. Dieses Modell soll künftig ermöglichen, in Verbindung mit den oben beschriebenen Exportkoeffizienten auf schnellem und billigem Weg die Auswirkungen von Änderungen im Einzugsgebiet auf die Gewässergüte der Seen zu prognostizieren.

Tabelle 1.13.:

Vorhersage der mittleren Phosphorkonzentrationen in Mondsee und Attersee aufgrund von Nährstoff-Fracht, relativer Phosphorresidenzzeit und -rückhalt:

Beschreibung der verwendeten Modelle

Legende:

|       |   |
|-------|---|
| P     | = vorhergesagte $P_i$ -Konzentration ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) |
| L     | = Jahresphosphorfracht pro Seefläche ( $\text{mg}/\text{m}^2$ ) |
| z     | = mittlere Tiefe (m)  |
| t (T) | = theoretische Verweildauer (Jahre), (Monate)                   |
| s     | = Sedimentationskoeffizient                                     |
| P     | = durchschnittliche P-Eintrinnkonzentration                     |
| $Q^0$ | = Ausflußvolumen ( $10^6\text{m}^3$ )                           |
| V     | = Seevolumen ( $10^6\text{m}^3$ )                               |
| r     | = $Q/V$   |
| R     | = Phosphorretentionskoeffizient                                 |
| q     | = $z/t$   |

Formelaufstellung:

VOLLENWEIDER (1975) 
$$P = \frac{L}{z \left( \frac{1}{t} + s \right)}$$

CANFIELD & BACHMANN (1981) 
$$P = \text{---} \quad s = 0,162 (L/z)^{0,458}$$

VOLLENWEIDER (1976) 
$$P = P_o \frac{r}{r^{0,5} + r}$$

CHAPRA (1975) 
$$P = \frac{L}{16 + q}$$

DILLON & RIGLER (1975) 
$$P = \frac{L}{13,2 + q}$$

KIRCHNER & DILLON (1975) 
$$P = \frac{L \cdot t}{z} (1 - R) \quad R = 0,426 \cdot e^{-0,271q} + 0,574 \cdot e^{-0,00949 q}$$

RECKHOW & CHAPRA (1979) 
$$R = 0,4088 \cdot e^{-0,2899 q} + 0,5912 \cdot e^{0,01019 q}$$

LARSEN & MERCIER (1976) 
$$R_1 = 1 (1 + r^{0,5})$$
  

$$R_2 = 0,86 - 0,143 \ln q$$
  

$$R_3 = 0,482 - 0,112 \ln q$$

LAPPALAINEN (1977) 
$$R_1 = \frac{0,9 \cdot (L - 6) \cdot T}{200 + (L - 6) \cdot T}$$
  

$$R_2 = 0,88 \frac{(L + 1) \cdot T}{280 + (L + 1) \cdot T}$$
  

$$R_3 = 0,88 \frac{L \cdot T}{270 + L \cdot T}$$
  

$$R_4 = 0,9 \frac{L \cdot T}{280 + L \cdot T}$$
  

$$R_5 = \frac{L \cdot T}{350 + L \cdot T}$$

JONES & BACHMANN (1976) 
$$P = \frac{0,84 \cdot L}{z (0,65 + 1/t)}$$

WALKER (1977) 
$$P_1 = P_o \frac{1}{1 + 0,824 \cdot t^{0,454}}$$

$$P_2 = \frac{L \cdot t}{z} \frac{1}{1 + 0,824 \cdot t^{0,454}}$$

RECKHOW (1977) 
$$P = \frac{18 z}{10 + z + 1,05 z/t \cdot e^{0,012 z/t}}$$

Datensatz für die Modellberechnungen

| Attersee       | Mondsee |       |       |       |       |       |       |
|----------------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|                | 1978    | 1979  | 1980  | 1981  | 1979  | 1980  | 1981  |
| P <sub>o</sub> | 34,37   | 33,45 | 27,38 | 23,82 | 68,67 | 62,59 | 45,67 |
| L              | 360     | 479   | 394   | 373   | 1846  | 1578  | 1322  |
| t              | 8,7     | 6,2   | 6,2   | 5,8   | 1,37  | 1,46  | 1,27  |
| r              | 0,115   | 0,161 | 0,161 | 0,172 | 0,730 | 0,685 | 0,787 |
| q              | 9,66    | 13,55 | 13,55 | 15,56 | 38,7  | 36,3  | 41,7  |
| z              | 84      | 84    | 84    | 84    | 53    | 53    | 53    |

Ergebnisse der Vorhersage der mittleren Phosphorkonzentration im Mondsee und Attersee (mg P<sub>i</sub>/m<sup>3</sup>)

| Autor  | Mondsee |      |      |      | Attersee |      |      |
|--|---------|------|------|------|----------|------|------|
|  | 1979    | 1980 | 1981 | 1978 | 1979     | 1980 | 1981 |
| VOLLENWEIDER (1975)                                    | 37,9    | 34,1 | 25,0 | 18,3 | 20,4     | 16,8 | 14,9 |
| CANFIELD & BACHMANN                                    | 11,8    | 10,8 | 9,3  | 4,4  | 5,1      | 4,5  | 4,3  |
| VOLLENWEIDER (1976)                                    | 31,6    | 28,3 | 21,5 | 8,7  | 9,6      | 7,9  | 7,0  |
| CHAPRA   | 33,8    | 30,2 | 22,9 | 14,0 | 16,2     | 13,3 | 11,5 |
| DILLON & RIGLER  | 35,6    | 31,9 | 24,1 | 15,7 | 17,9     | 14,7 | 12,7 |
| LARSEN & MERCIER 1                                     | 23,6    | 18,2 | 15,8 | 10,4 | 11,1     | 9,1  | 8,1  |
| LARSEN & MERCIER 2                                     | 31,5    | 28,3 | 21,2 | 18,0 | 17,2     | 14,8 | 13,7 |
| LARSEN & MERCIER 3                                     | 44,4    | 40,0 | 30,0 | 28,7 | 28,6     | 23,6 | 21,4 |
| KIRCHNER & DILLON                                      | 28,7    | 25,8 | 19,5 | 16,4 | 17,0     | 14,0 | 13,5 |
| RECKHOW & CHAPRA                                       | 28,7    | 25,7 | 19,4 | 16,4 | 16,9     | 13,9 | 13,9 |
| WALKER 1   | 35,2    | 31,6 | 23,8 | 10,0 | 10,8     | 8,8  | 7,9  |
| WALKER 2   | 24,5    | 22,0 | 16,5 | 10,8 | 11,4     | 9,4  | 8,3  |
| RECKHOW (1977)   | 45,4    | 39,6 | 31,7 | 4,2  | 5,9      | 4,8  | 4,5  |
| LAPPALAINEN 1  | 11,9    | 10,9 | 10,1 | 6,0  | 6,4      | 5,8  | 5,7  |
| LAPPALAINEN 2  | 13,8    | 13,0 | 11,4 | 6,7  | 7,4      | 6,4  | 6,2  |
| LAPPALAINEN 3  | 13,8    | 13,0 | 11,4 | 6,7  | 7,4      | 6,4  | 6,2  |
| LAPPALAINEN 4  | 13,4    | 12,2 | 11,4 | 6,3  | 6,7      | 6,1  | 5,9  |
| LAPPALAINEN 5  | 11,5    | 10,4 | 10,5 | 3,4  | 4,2      | 4,4  | 4,4  |
| JONES & BACHMANN                                       | 21,2    | 18,7 | 14,6 | 4,7  | 5,9      | 4,9  | 4,4  |
| Jahresmittel der gemessenen Totalphosphorkonzentration | 31,0    | 18,0 | 18,4 | 5,8  | 6,7      | 6,2  | 5,8  |

Im Vergleich von prognostizierten und aufgrund von Freilanddaten bestimmten Jahresmitteln der P<sub>i</sub>-Konzentration zeigt sich, daß die Modelle von KIRCHNER & DILLON (auch Dillon-Rigler-Kirchner Modell genannt) und RECKHOW & CHAPRA am Mondsee, die Modelle 1 und 4 von LAPPALAINEN am Attersee zur Vorhersage herangezogen werden können.

PROJEKT 2: „DIE MAKROPHYTEN DER MAYRBUCHT DES LUNZER UNTERSEES ALS EUTROPHIERUNGSPUFFER“

2.1. Einleitung

Das vorliegende Projekt baute zum Teil auf den Resultaten des OECD-Projektes „Durchflutung und Produktion im Lunzer Untersee“ auf. Bei den damals durchgeführten Untersuchungen konnten keine Auswirkungen des gesteigerten Nährstoffeintrages durch den Mayrbach und den Kanal auf das Pelagial des Sees festgestellt werden, jedoch deuteten Grünalgenwatten im Bereich dieser belasteten Zuflüsse und Veränderungen im Makrophytengürtel auf ein erhöhtes Nährstoffangebot hin. Es galt nun den dadurch gegebenen Hinweis auf eine Pufferwirkung eines Makrophytengürtels im Hinblick auf Eutrophierungserscheinungen zu überprüfen. Neben diesen Arbeiten wurden als Fortführung der Untersuchungen des OECD-Projektes verschiedene Parameter im Pelagial des Sees, in seinen Zuflüssen und im Abfluß gemessen.

2.2. Beschreibung des Sees und des Untersuchungsgebietes

Der Lunzer Untersee (morphometrische und hydrologische Daten s. Tab. 2.1.) weist folgende Charakteristika auf (RUTTNER-KOLISKO 1978), welche besonders hervorzuheben sind:

- 1) Eine theoretische Wassererneuerung von 0,3 Jahren.
- 2) Der einheitliche geologische Aufbau des Einzugsgebietes und seine zu 90 % aus Fels und Wald bestehende Oberflächenstruktur.
- 3) Die geringe Zahl ständiger Einwohner, die ebenso wie die Fremdenverkehrsaktivitäten rund um den See konzentriert sind, wodurch etwa 90 % des Einzugsgebietes unbesiedelt und der Hauptzufluß unbeeinflusst bleiben. Der überwiegende Teil der Nährstoffbelastung gelangt im Bereich der Mayrbucht in den See.
- 4) Bedingt durch die hohen Niederschlagsmengen werden dem See durchschnittlich etwas mehr als 1 Million m<sup>3</sup> Wasser direkt zugeführt und damit verbunden auch eine entsprechende Menge an Nährstoffen.

Der Mayrbach und der Kanal, welche beide im Nordostteil des Lunzer Untersees in die sogenannte Mayrbucht münden, bringen durch häusliche Abwässer belastetes Wasser in den See. Bei den Untersuchungen war es notwendig das Areal definitionsgemäß abzugrenzen, da bei der Mayrbucht von einer Bucht im üblichen Sinn nicht gesprochen werden kann, sondern es sich eher um die Nordostecke des Sees handelt.

Es wird daher als Mayrbucht der Nordostteil des Lunzer Untersees zwischen dem Bootshaus der Biologischen Station und dem sogenannten „Mandl“-Steg bezeichnet. Als Grenze gegen den freien See hin wurde die untere Verbreitungsgrenze der Makrophyten angenommen. Die Fläche dieses Gebietes beträgt 24.300 m<sup>2</sup>.

Tabelle 2.1.:

Morphometrische und hydrologische Angaben über den Lunzer Untersee

|                          |                         |        |
|--------------------------|-------------------------|--------|
| Lage: 47°51' N, 15°04' E | Seehöhe: 608 m          |        |
| A: 0,68 km <sup>2</sup>  | Z <sub>m</sub> : 33,7 m |        |
| L: 4151 m                | Z: 20,0 m               |        |
| DL: 1,4                  | Z <sub>r</sub> : 3,5 %  |        |
| V: 0,013 km <sup>3</sup> | theor. Wasser-          |        |
| Eisbedeckung: 100 Tage   | erneuerung: 0,3 Jahre   |        |
| Einzugsgebiet            |                         |        |
| Einzugsgebiet A'         | 27 km <sup>2</sup>      |        |
| Umgebungsfaktor A' A     | 40 1                    |        |
| Geol. Beschreibung:      |                         |        |
|                          | Kalk                    | 84 %   |
|                          | Dolomit                 | 8 %    |
|                          | Moränen                 | 5 %    |
|                          | Sandstein               | 3 %    |
| Bodennutzung:            |                         |        |
|                          | Karst                   | 18,6 % |
|                          | Fels:                   | 9,7 %  |
|                          | Wald:                   | 64,6 % |
|                          | Wiesen                  | 6,5 %  |

## 2.3. Ergebnisse

### 2.3.1. Chemismus

Die in den Zuflüssen, im See und seinem Abfluß erhobenen Parameter erbrachten im Vergleich zu früheren Messungen keine Unterschiede. Die seit der Inbetriebnahme des Abwassersammlers (Mitte 1982) entlang des Sees festzustellende Abnahme des Phosphorgehaltes Mayrbach konnte im vorliegenden Projekt nicht mehr berücksichtigt werden.

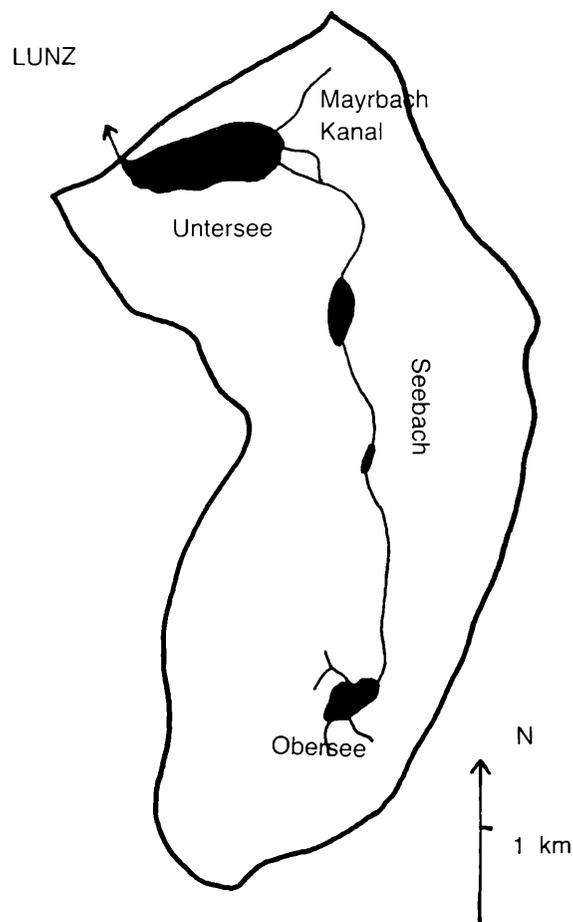
Die Phosphorbilanz des Sees ergibt einen durchschnittlichen jährlichen Phosphoreintrag in den See von 361 kg, dem ein Austrag über den Abfluß von 303 kg gegenübersteht. Der diffuse Eintrag wurde dabei mit ziemlicher Sicherheit unterschätzt, da als P-Konzentration der diffus zufließenden Wässer jene des Seebaches zur Berechnung herangezogen wurde.

### 2.3.2. Phytoplankton

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons hat sich seit der Zeit des OECD-Projektes ebenfalls nicht verändert. Das Plankton ist weiterhin charakteristisch für oligotrophe Seen, sowohl was die Arten, als auch was die Biomasse betrifft. Folgende Arten traten relativ häufig auf:

Chrysophyceen: *Chromulina* sp., *Mallomonas akrokomos*, *M. akaroides* var. *dimorpha*, *M. tonsurata* var. *alpina*, *Uroglena* cf. *americana*, *Dinobryon cylindricum* var. *alpinum*, *D. divergens* *Chrysochromulina pary*

Abb. 2. 1.: Hydrographisches Einzugsgebiet des Lunzer Untersees.



Diatomophyceen: kleine Cyclotellen, *Stephanodiscus hantzschii*, *S. alpinus*, *Synedra acus* var., *delicatissima*, *Asterionella formosa*

Cryptophyceen: *Rhodomonas lacustris*, *R. lacustris* var. *nannoplanctica*, *Cryptomonas ovata*, *C. marssonii*, *Katablepharis ovalis*

Dinophyceen: kleine Gymnodinien und Peridinen, *Gymnodinium helveticum*, *Peridinium willei*, *Ceratium hirundinella*

Chlorophyceen: *Gyromitus cordiformis*, *Chlamydomonas* sp., *Planktosphaeria lacustris*, *Ankyra* sp., *Oocystis lacustris*

Desmidiaceen: *Staurostrum luetskemuelleri*, *S. cingulum*, *S. manfeldti*, *S. pseudopelagicum*

Cyanophyceen: *Chroococcus minutus* (1979)

Im Frühjahr tragen vor allem *Chrysophyceen* und *Diatomophyceen* zur Biomasse bei, *Chryptophyceen* sind immer häufig, nehmen aber im Spätsommer und Herbst noch zu. Die Biomasse ist nie hoch. Die Maxima treten im April bis Mai auf und betragen zwischen 11 und 21 g/m<sup>2</sup>. Die Tiefenverteilung des Planktons ist biomassemäßig meist wenig ausgeprägt. Lichtmangel bewirkt Maxima von Algen in der obersten Wasserschicht unter Eis. Sonst führt nur die Ansammlung von wandernden Arten wie *Uroglana*, *Mallomonas* oder *Peridinium* manchmal zu Maxima in bestimmten Tiefen.

Die Sichttiefe ist entsprechend gut. Sie liegt zwischen etwa 6 m während der Planktonmaxima und über 14 m während der sommerlichen Klarwasser-Phase.

## 2.4. Die Makrophyten der Mayrbucht

### 2.4.1. Kartierung

Um jährliche Veränderungen eines Makrophytenbestandes genau verfolgen zu können, sind exakte Kartierungen notwendig. Diese sind auch für Biomasseschätzungen unerlässlich. Für eine routinemäßige Beobachtung eines stark strukturierten Bestandes, wie er in der Mayrbucht gegeben ist, erschien eine Kartierung vom Boot aus zu zeitaufwendig (vgl. RUTTNER-ZAHN 1944) oder das Resultat zu ungenau (UNNI 1977). Es bot sich daher die Modifikation einer Methode an, welche schon früher (EDWARDS & BROWN/1960, RÜTZLER 1978) Verwendung fand, nämlich die Anfertigung von Luftaufnahmen mittels Luftballons. Bei der Ausarbeitung der Methode waren folgende Punkte zu berücksichtigen:

- a) geringes Gewicht der von den Ballons zu tragenden Last
- b) konstante Aufnahmehöhe bei den Einzelaufnahmen jeder Serie
- c) möglichst einfache Bedienbarkeit
- d) optimale Auswertbarkeit
- e) günstiger Anschaffungspreis
- f) weitere Anwendungsmöglichkeiten.

#### Photoeinrichtung, Auslösung

Als Photoapparat diente eine CONTAX RTS mit automatischem Weitertransport, als Objektiv ein Weitwinkelobjektiv (DISTAGON 2,8/25 mm) mit einem Bildwinkel von 80° über den Diagonalen. Die Kamera wurde über Funk ausgelöst, wobei eine Funkfernsteuerungsanlage für Modellflugzeuge verwendet wurde (ROBBE ECONOMICS AMS 35-2/2/1; 35 Mhz-Band, Kanal 66).

Als Prototyp der Kameralhalterung wurde eine Stryroporschachtel verwendet, einerseits wegen ihres geringen Gewichtes, andererseits um bei einem eventuellen Absturz die Schäden an der Kamera bzw. Auslösung in Grenzen zu halten. Ende 1979 wurde dieses Provisorium defekt und durch ein neues Gehäuse ersetzt. Dieses gestattet nun, Aufnahmen sowohl im Hoch- als auch im Querformat zu machen und alle Einstellungen bei eingebauter Kamera vorzunehmen.

## Aufhängevorrichtung, Ballons

Abb. 2.2. zeigt eine schematische Darstellung der Anlage. Für Halte- und Führungsseile wird ein PE-Geflecht ( $\varnothing$  2,5 mm) verwendet, welches mit seiner Tragkraft von etwa 50 kg eine absolute Reißfestigkeit gewährleistet und außerdem schwimmt. Als Bojen dienen Holzklotze (60 x 5 cm). Die Bojen sind in einem Abstand von 40 m zwischen den Führungsseilen montiert und dienen neben der Verankerung der Halteseile auch als Maßstab, der auf jedem Bild mitphotographiert wird. Die Führungsseile befinden sich auf Schlauchwagen, wie sie von Gartengerätehändlern angeboten werden. Darüber werden bei Nichtverwendung die Halteseile und, bei einem, auch noch das 40 m-Seil aufgerollt.

Die Ballons wurden aus 0,015 mm starkem Bauplastik angefertigt, wobei ein Schweißgerät für Gefrierbeutel verwendet wurde. Mehrere kleine Ballons sind für einen Aufstieg einem Großen vorzuziehen. Sie sind leichter herzustellen als ein Großer und außerdem wird die Sicherheit der Anlage erhöht. Wird ein kleiner Ballon defekt, so beginnt die Anlage langsam zu sinken und es bleibt genügend Zeit, die Kamera vor Erreichen der Wasseroberfläche zu bergen. Als Füllgas wird Wasserstoff verwendet, dem wegen des größeren Auftriebes und vor allem aus Kostengründen gegenüber Helium der Vorzug gegeben wurde. Für einen Aufstieg benötigt man 5 m<sup>3</sup>, sodaß eine Flaschenfüllung für zwei Aufstiege reicht. Während des Aufstieges ist es von Vorteil, eine Probeaufnahme zur Überprüfung des Auslösemechanismus und des Filmtransportes zu machen. Bei einer Aufnahmehöhe von mehr als 50–60 m ist das Geräusch des automatischen Winders nicht mehr zu hören und die Funktion dadurch nicht mehr kontrollierbar.

### VORTEILE

1. Die im Vergleich zu anderen Methoden der Luftaufnahme geringen Anschaffungs- und Betriebskosten.
2. Die Veröffentlichung der Aufnahme ist ohne Bewilligung des BMLV gestattet, da es sich bei dieser Anlage um ein Luftfahrgerät handelt.
3. Besonders bei kleinflächigen Kartierungen (kleiner als 5 ha) und bei richtiger Wahl der Aufnahmehöhe ist eine detaillierte Auswertung möglich und außerdem der Zeitaufwand bei der Kartierung gering. Für das Füllen des Ballons und das Installieren der gesamten Anlage genügen bei etwas Übung ca. 30 Minuten. Im Fall der Mayrbucht, wo im Verlauf der Serie beide Boote ihren Standort wechseln mußten, wurde das gesamte Areal in weiteren 30 Minuten photographiert.
4. Die Ballonmethode erlaubt die Aufnahme von Serien in konstanter Höhe.

### NACHTEILE

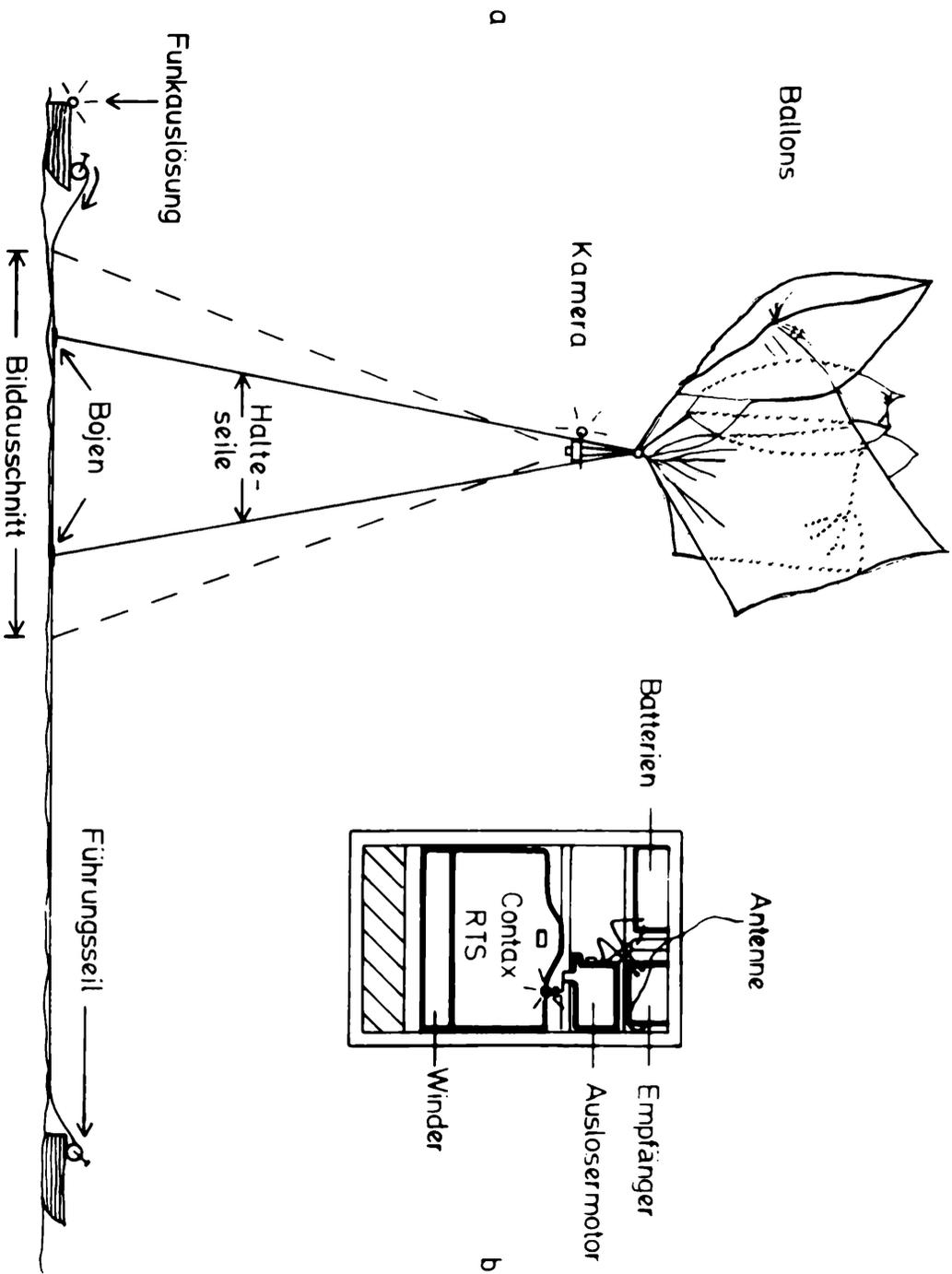
1. Die Anlage ist äußerst windempfindlich.
2. Bei der Verwendung von Wasserstoff als Füllgas ist große Vorsicht empfehlenswert (Rauchverbot beim Füllen, Vorsicht bei Stromleitungen usw.).
3. Das Steigenlassen der Anlage erfordert wegen der großen Seillängen der Halte- und Führungsseile einige Übung.
4. Die Anlage ist nicht käuflich, muß also selbst gebastelt werden.

#### 2.4.2. Qualitative und quantitative Angaben zu Makrophyten in der Mayrbucht

Im Zeitraum 1979 – 1982 konnte im Bereich der Mayrbucht eine Zunahme der von Makrophyten bewachsenen Fläche von 17.400 auf 18.900 m<sup>2</sup> festgestellt werden, wobei die emersen Bestände keine Veränderung zeigten. Die Zunahme von 9 % erfolgte schließlich durch die Ausbreitung von submersen Makrophyten (vgl. Tab. 2.2., Abb. 2.3.).

Vergleicht man diese Ergebnisse mit einer (unveröffentlichten) Kartierung durch RUTTNER-ZAHN aus dem Jahre 1944, so zeigt sich eine starke Zunahme von *Elodea canadensis*, welche ihr Areal von 9.800 m<sup>2</sup> auf 14.800 m<sup>2</sup> vergrößert hat. Demgegenüber verkleinerten sich die Bestände an Schilf und Binsen von 6.900 auf 400 m<sup>2</sup>. Dieser Rückgang der Emersen ist im Zusammenhang mit der Verlegung der Mayrbachmündung und der Anlage von Badeplätzen zu sehen. Das völlige Verschwinden des Schwimmblattgürtels in der Mayrbucht, welcher von *Potamogeton natans* gebildet wurde, dürfte eine Folge des Ausfluges mit Elektrobooten sein, durch deren Schiffschrau-

Abb. 2. 2.: Schematische Darstellung der Anlage zur Kamerahalterung



ben besonders im Frühsommer die Pflanzen zerstört werden, solange sie die Wasseroberfläche noch nicht erreicht haben und daher von den Bootsfahrern nicht gesehen werden.

Auffallend an den Makrophyten der Mayrbucht ist ihr höchst unterschiedliches Wachstum in Abhängigkeit vom jeweiligen Standort. Schon rein optisch fallen die wesentlich dichteren und höheren Bestände im Bereich der belasteten Zuläufe auf, aber auch an Stellen, die einen erhöhten diffusen Eintrag erwarten lassen. Quantitative Untersuchungen bestätigen diesen Eindruck. So können die Biomassewerte in Bereichen mit erhöhtem Nährstoffangebot drei- bis fünfmal höher liegen als in unbelasteten Gebieten.

Die Unterschiede lassen sich auch im Phosphorgehalt feststellen. Der Phosphorgehalt ist allgemein am Beginn der Vegetationsperiode am höchsten und nimmt bis gegen Ende der Wachstumsperiode langsam ab. Beim Absterben der Pflanzen sinkt der Phosphorgehalt rasch weiter ab. (vgl. Tab. 2.3.).

Tabelle 2.2.:

Die Areale der Makrophyten in der Mayrbucht in den Jahren 1979 bis 1982

Berücksichtigte Arten: *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus*, *P. praelongus*, *P. pusillus*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris*, *Characeae*, *Nuphar lutea*.

| Areal Nr. | Makrophyten   | 1979 | 1980 | 1981 | 1982 |
|-----------|---|------|------|------|------|
| 1         | <i>E.canadensis</i> + <i>P.perfoliatus</i>                                  | 46   | 46   | 173  | 173  |
| 2         | <i>M.spicatum</i>   | 58   | 58   | 58   | 58   |
| 3         | <i>S.lacustris</i> + <i>P.australis</i>                                     | 20   | 20   | 20   | 20   |
| 4         | <i>S.lacustris</i>  | 31   | 31   | 27   | 27   |
| 5         | <i>M.spicatum</i>   | 7    | 7    | 11   | 11   |
| 6         | <i>E.canadensis</i> , <i>M.spicatum</i><br>+ <i>P.perfoliatus</i> Characeae | 239  | 239  | 273  | 273  |
| 7         | <i>E.canadensis</i> + <i>P.praelongus</i>                                   | 471  | 937  | 758  | 758  |
| 8         | <i>E.canadensis</i> + <i>P.perfoliatus</i>                                  | 1559 | 894  | 454  | 454  |
| 9         | <i>S.lacustris</i> + <i>P.australis</i>                                     | 367  | 367  | 367  | 367  |
| 10        | <i>P.australis</i> + <i>S.lacustris</i>                                     | 502  | 502  | 502  | 502  |
| 11        | <i>P.australis</i>  | 112  | 112  | 112  | 112  |
| 12        | <i>P.australis</i> + <i>S.lacustris</i> 292                                 | 292  | 292  | 292  |      |
| 13        | <i>S.lacustris</i>  | 741  | 741  | 751  | 751  |
| 14        | <i>E.canadensis</i> + Characeae   | 270  | —    | —    | —    |
| 15        | <i>E.canadensis</i> + <i>P.perfoliatus</i>                                  | 569  | 569  | 249  | 249  |
| 16        | <i>E.canadensis</i> + <i>P.praelongus</i>                                   | 219  | 219  | 960  | 960  |
| 17        | <i>M.spicatum</i> 13  | 13   | 40   | 40   |      |
| 18        | (Steinhafen)  | (47) | (47) | (47) | (47) |
| 19        | <i>E.canadensis</i> + <i>P.perfoliatus</i>                                  | 434  | —    | —    | —    |
| 20        | <i>N.lutea</i>  | 112  | 112  | 121  | 121  |
| 21        | <i>E.canadensis</i> + <i>P.perfoliatus</i>                                  | 29   | —    | 417  | 417  |
| 22        | <i>S.lacustris</i>  | 91   | 91   | 106  | 106  |
| 23        | <i>E.canadensis</i>   | 250  | 250  | 260  | 260  |
| 24        | <i>E.canadensis</i>   | 1167 | 1621 | 1400 | 1310 |
| 25        | <i>S.lacustris</i> + <i>P.australis</i>                                     | 567  | 567  | 681  | 681  |
| 26        | <i>P.australis</i> + <i>S.lacustris</i>                                     | 308  | 308  | 328  | 328  |
| 27        | <i>S.lacustris</i>  | 184  | 184  | 154  | 154  |
| 28        | <i>E.canadensis</i> + <i>P.perfoliatus</i>                                  | 431  | 431  | 429  | 429  |
| 29        | <i>E.canadensis</i> + <i>P.praelongus</i>                                   | 98   | 98   | 75   | 75   |
| 30        | <i>E.canadensis</i>   | 414  | 414  | 328  | 328  |
| 31        | <i>S.lacustris</i>  | 427  | 427  | 632  | 632  |
| 32        | <i>E.canadensis</i> + <i>P.perfoliatus</i>                                  | 109  | 660  | 701  | 701  |
| 33        | <i>E.canadensis</i> + <i>P.praelongus</i>                                   | 40   | 40   | 98   | 98   |
| 34 a      | <i>E.canadensis</i>   | 2385 | 2416 | 1891 | 1891 |
| 34 b      | <i>E.canadensis</i>   | 4972 | 5075 | 6068 | 6042 |
| 35        | <i>P.australis</i>  | 27   | 27   | 33   | 33   |
| 36        | <i>E.canadensis</i> + <i>P.perfoliatus</i>                                  | —    | 53   | 62   | 62   |
| 37        | <i>P.pusillus</i> + <i>E.canadensis</i>                                     | —    | 68   | 213  | 380  |
| 38        | <i>E.canadensis</i> + <i>P.praelongus</i>                                   | —    | 50   | —    | —    |
| 39        | <i>P.pusillus</i> + <i>E.canadensis</i>                                     | —    | —    | —    | 26   |

Tabelle 2.3.:

mg P/g TG an verschiedenen Probeentnahmedaten

| Datum            | <i>Phragmites</i> | <i>Schoenoplectus</i> | <i>Elodea</i>                        |
|------------------|-------------------|-----------------------|--------------------------------------|
| 6. u. 8. 6. 1979 | 2,26 – 3,10       | 3,38 – 5,49           | 2,33 – 5,62                          |
| Ende 7 u. Anf. 8 | 1,09 – 1,68       | 0,80 – 3,58           | 2,36 – 5,56                          |
| 31. 10. 1979     | 0,62 – 0,84       | 0,39 – 0,83           | 2,09 (an beiden<br>Extremstandorten) |
| 30. 1. 1980      | 0,62 – 0,33       | 0,35 – 0,48           |                                      |

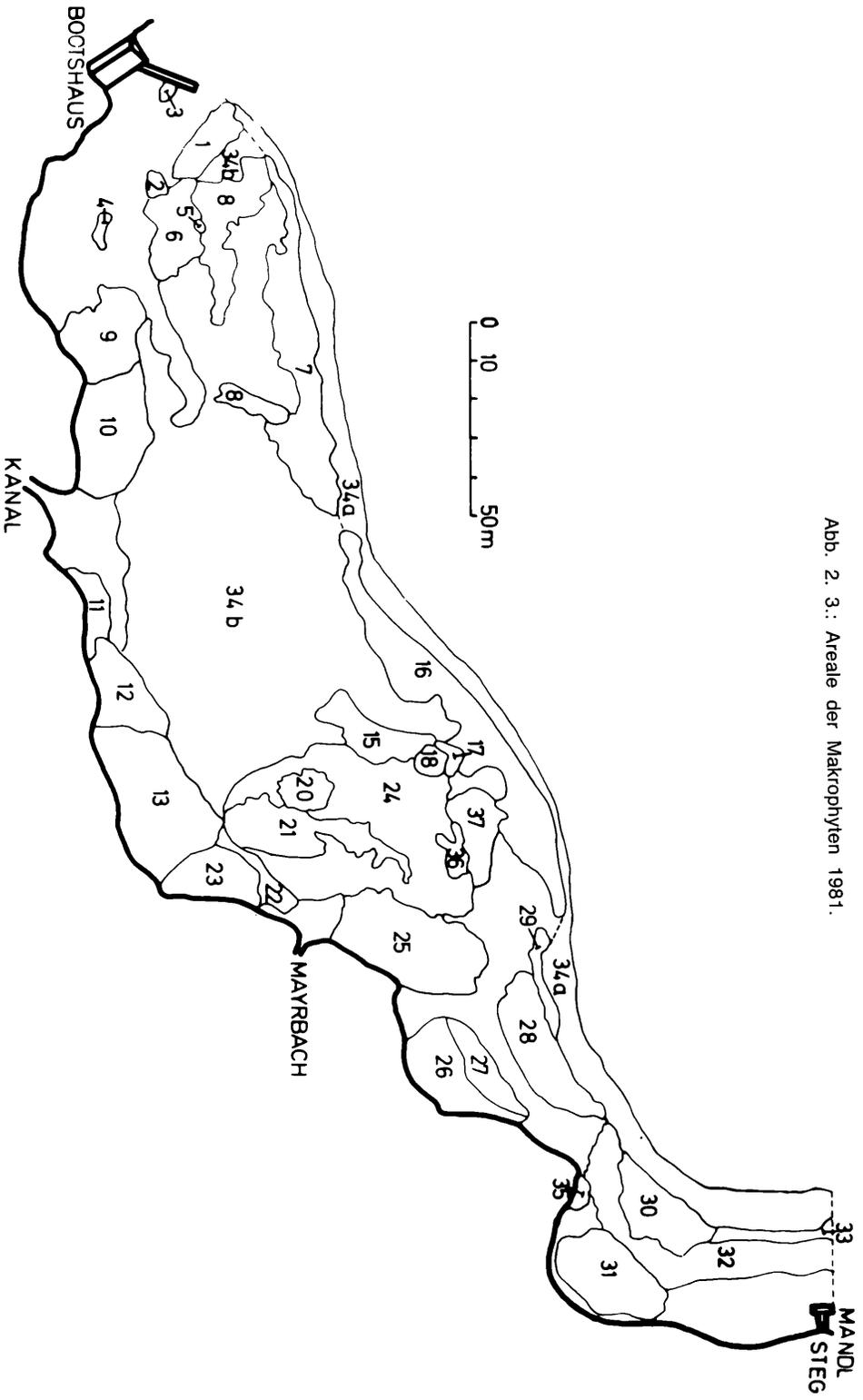


Abb. 2. 3.: Arealie der Makrophyten 1981.

Die Unterschiede des Phosphorgehaltes in der Trockensubstanz sind je nach Standort nicht so stark ausgeprägt wie die der Biomasse, können im Extremfall aber auch in belasteten Gebieten auf das Vierfache im Vergleich zu unbelasteten Arealen ansteigen. Diese Unterschiede sind während der gesamten Vegetationsperiode nachweisbar.

Die in Tab. 4 zusammengestellten Daten aus dem Jahr 1981 veranschaulichen deutlich die Unterschiede der Biomasse und des Phosphorgehaltes der Makrophyten in den verschiedenen Arealen. Besonders hervorzuheben ist die Tatsache, daß die submersen Bestände im Vergleich zu den Emersen mehr Phosphor enthalten. Ihr Anteil am Gesamtbestand (18.923 m<sup>2</sup>) der Makrophyten beträgt rund 79 % (14.918 m<sup>2</sup>), am Gesamtphosphorgehalt (20,72 kg) aber rund 86 % (17,88 kg). Dies ist besonders im Zusammenhang mit eventuell zu diskutierenden Bewirtschaftungsmaßnahmen im Auge zu behalten.

Tabelle 2.4.

Frischgewicht (FG), Trockengewicht (TG) und Phosphorgehalt der Makrophyten. Die Submersen wurden am 5. 8., die Emersen am 6. 8. 1981 geerntet.

| Art                     | Areal Nr.             | FG g/m <sup>2</sup> | TG g/m <sup>2</sup> | mg P/m <sup>2</sup> |
|-------------------------|-----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| E.can. + P.perf.        | 1,6,8,15              | 2333                | 263                 | 769                 |
| E.can. + P. perf.       | 28,30,32              | 2279                | 228                 | 762                 |
| E.can. + P.perf.        | 21,36                 | 7024                | 778                 | 2446                |
| E.can. + prael.         | 7,16,29,33            | 2268                | 250                 | 1253                |
| E.can.                  | 34 b                  | 2082                | 229                 | 1000                |
| E.can.                  | 23                    | 6656                | 666                 | 3250                |
| E.can.                  | 24                    | 6705                | 670                 | 2580                |
| E.can.                  | 34 a                  | 1814                | 163                 | 1080                |
| P.pus.                  | 37                    | 520                 | 78                  | 201                 |
| Schoen.                 | 13,22                 | 1224                | 390                 | 1365                |
| Schoen. + Phr.          | 26,27                 | 453                 | 53                  | 89                  |
| Schoen.                 | 31                    | 1930                | 580                 | 1955                |
| Schoen. + Phr.          | 11                    | 789                 | 297                 | 418                 |
| Schoen. + Phr.          | 10                    | 196                 | 48                  | 44                  |
| Schoen. + Phr.          | 12                    | 53                  | 86                  | 12                  |
| Schoen. + Phr.          | 25                    | 610                 | 233                 | 403                 |
| Phr.                    | 35                    | 582                 | 260                 | 390                 |
| <b>Gesamtwerte 1981</b> |                       |                     |                     |                     |
|                         | Fläche                | FG                  | TG                  | P                   |
| Emerse                  | 4.005 m <sup>2</sup>  | 3.205 kg            | 1.003 kg            | 2.835 g             |
| Submerse                | 14.918 m <sup>2</sup> | 41.132 kg           | 4.422 kg            | 17.880 g            |
| gesamt                  | 18.923 m <sup>2</sup> | 44.337 kg           | 5.425 kg            | 20.716 g            |

## 2.5. Phosphor- und Stickstoffgehalt im Sediment der Mayrbucht

Wie in Kapitel 4.2. dargelegt, zeigen die Makrophytenbestände in Abhängigkeit vom Standort große Unterschiede im Wachstum und auch im Phosphorgehalt. In der Umgebung des Mayrbaches und auch des Kanals, aber auch in Bereichen, wo nährstoffreiche diffuse Zuflüsse vermutet werden, treten bei den Makrophyten höhere Biomassen und ein erhöhter Phosphorgehalt auf. Da sich im freien Wasser keine Unterschiede hinsichtlich des Phosphorgehaltes ergaben, erhob sich die Frage, ob sich im Sediment ähnliche Unterschiede im Phosphorgehalt ergeben, wie sie bei den Makrophyten nachweisbar sind. Damit verbunden ist die Frage, ob der Stickstoff oder der Phosphor als limitierender Faktor für das Makrophytenwachstum auftritt.

Für die Untersuchung wurden Areale von submersen und emersen Beständen mit unterschiedlichem P-Gehalt ausgewählt. Als Beispiel für niedrige P-Gehalte wurde bei den submersen Makrophyten das Areal 8, bei den Emersen die dem Mayrbach abgewandte Seite des Areals 25 (25 Li) herangezogen. Extrem hohe Phosphorgehalte der Makrophyten ergaben sich in den Arealen 23 und 25 (im Bereich der Mayrbachmündung, 25 MB), dazwischen lagen die Areale 34 b (vor der Kanalmündung), 24 und 31 (vgl. Abb. 2.3.).

1981 wurden 2 Serien genommen und zwar vor der Vegetationsperiode am 17. März und gegen Ende der Vegetationszeit der Makrophyten am 5. August. Dabei sollte auch festgestellt werden, welche Menge an Phosphor von den Makrophyten dem Sediment entzogen wird. Es zeigte sich aber, daß es in den Arealen 8, 34 b und 25 MB zu einer signifikanten Zunahme des P-Gehaltes gekommen war, während in den übrigen Bereichen keine signifikanten Änderungen feststellbar waren (Tab. 2.5. und 2.7.). 1982 06 18 wurde deshalb eine weitere Serie genommen, bei der es im Vergleich zum August des Vorjahres zu hoch signifikanten Zunahmen in den Bereichen vor der Kanal- bzw. Mayrbachmündung (34 b und 24) kam. Eine weitere hoch signifikante Zunahme wurde

im Bereich des Binsenbestandes Nr. 31 festgestellt. Hier wurde am Ufer im Zuge der Kanalisierung eine Pumpstation errichtet. Ein Zusammenhang zwischen dem Bau dieser Pumpstation und der Zunahme des Phosphorgehaltes im Sediment kann damit zwar nicht direkt nachgewiesen werden, doch deuten in diesem Bereich auftretende Algenwatten doch auf eine gewisse Belastung dieses Gebietes zumindest während der Bauarbeiten hin.

Vergleicht man nun die einzelnen Areale untereinander, so lassen sich bemerkenswerte Unterschiede im Phosphorgehalt feststellen. Dabei ist hervorzuheben, daß sich diese auch statistisch absichern lassen. Demgegenüber zeigt der Stickstoffgehalt wesentlich geringere Unterschiede (Tab. 2.6.). Nur im Areal 8 liegt der Stickstoffgehalt unter dem der meisten übrigen Gebiete. Das läßt den Schluß zu, daß das Wachstum nicht vom Stickstoff, sondern vom Phosphor limitiert wird. Eine Untermauerung dieser Folgerung bietet die Abhängigkeit von N/P-Verhältnissen bei den Makrophyten vom P-Gehalt des Sediments. Je größer der P-Gehalt im Sediment, desto kleiner wird das N/P Verhältnis bei den Makrophyten Tab. 2.7. Bei der Berechnung der Regression wurden submerse und emerse Makrophyten mit Ausnahme von *Phragmites australis* berücksichtigt, da das N/P-Verhältnis beim Schilf zwar auch diesem Trend folgt, jedoch in anderen Größenordnungen liegt.

Tabelle 2.5.:  
Phosphorgehalt (g/m<sup>2</sup>) im Sediment; CL<sub>95</sub>, n = 5.

| Areal | I    |               | II   |               | III  |               | Zunahme<br>I - III |
|-------|------|---------------|------|---------------|------|---------------|--------------------|
|       | 81   | 03 17<br>± CL | 81   | 08 05<br>± CL | 82   | 06 18<br>± CL |                    |
| 8     | 5,0  | 1,4           | 7,1  | 1,3           | 8,9  | 4,1           |                    |
| 34 b  | 9,8  | 0,6           | 10,5 | 0,5           | 13,6 | 2,3           |                    |
| 24    | 11,5 | 2,2           | 12,5 | 2,0           | 16,1 | 1,8           |                    |
| 23    | 14,9 | 4,8           | 11,7 | 1,5           | 17,3 | 5,3           | n                  |
| 25 MB | 19,9 | 5,3           | 24,7 | 3,6           | 28,8 | 5,5           | *                  |
| 25 Li | 8,9  | 1,7           | 8,5  | 1,6           | 9,6  | 1,5           | n                  |
| 31    | 19,2 | 2,3           | 20,6 | 1,8           | 24,9 | 3,7           | **                 |

Tabelle 2.6.:  
Stickstoffgehalt (g/m<sup>2</sup>) im Sediment; CL<sub>95</sub>, n = 5.

| Areal | 81 03 17  |      | 81 08 05  |      |
|-------|-----------|------|-----------|------|
|       | $\bar{x}$ | ± CL | $\bar{x}$ | ± CL |
| 8     | 67,9      | 12,2 | 91,8      | 21,0 |
| 34 b  | 85,4      | 5,1  | 109,6     | 19,3 |
| 24    | 98,1      | 20,3 | 103,5     | 24,0 |
| 23    | 83,3      | 11,3 | 79,6      | 24,2 |
| 25 MB | 86,7      | 23,2 | 119,2     | 6,7  |
| 25 Li | 82,8      | 11,4 | 91,6      | 20,1 |
| 31    | 105,0     | 16,6 | 157,1     | 52,7 |

Tabelle 2.7.:

Phosphorgehalt im Sediment (g/m<sup>2</sup>) und N/P-Verhältnis in den Makrophyten (\* = bei Regression nicht berücksichtigt)

| Areal | Makrophyten      | N/P   | P <sub>Sed.</sub> (g/m <sup>2</sup> ) |
|-------|------------------|-------|---------------------------------------|
| 8     | Elodea sp.       | 10,76 | 7,1                                   |
| 34 b  | Elodea sp.       | 4,37  | 10,5                                  |
| 24    | Elodea sp.       | 7,32  | 12,5                                  |
| 23    | Elodea sp.       | 7,92  | 11,7                                  |
| 25 MB | Sch. lacustris   | 4,28  | 24,7                                  |
| 25 MB | Phr. australis * | 14,41 | 24,7                                  |
| 25 Li | Sch. lacustris   | 14,47 | 8,5                                   |
| 25 Li | Phr. australis * | 24,12 | 8,5                                   |
| 31    | Sch. lacustris   | 5,36  | 20,6                                  |

Regression:  $y = 63,541 x^{-0,835}$   $y = N/P; x = g P/m^2$   
n = 7; r<sup>2</sup>; r<sup>2</sup> = 0,86

## 2.6. Zusammenfassung der Ergebnisse

1. Der Zustand des Lunzer Untersees änderte sich während der Untersuchungsjahre 1978 – 1982 nicht und zeigte auch keine Veränderungen im Vergleich zu früheren Untersuchungen (vgl. RUTTNER-KOLISKO 1978). Dies findet seinen Ausdruck sowohl in den chemischen Analysen als auch bei der Untersuchung des Phytoplanktons.

Erste Auswirkungen der im Sommer 1982 fertiggestellten Kanalisation entlang des Sees lassen

sich vorerst nur in einer deutlichen Erniedrigung der Phosphor-Konzentrationen im Mayrbach feststellen. Für weitere Veränderungen des Gewässerzustandes im Bereich der Einmündung des Mayrbaches ist der Zeitraum seit dem Wirksamwerden der Sanierungsmaßnahmen zu kurz.

2. Die Weiterentwicklung und Erprobung der photographischen Kartierung mit Hilfe von wasserstoffgefüllten Ballons zeigten die Vor- und Nachteile dieser Methode deutlich auf und boten auch Hinweise auf weitere Anwendungsmöglichkeiten. So läßt sich zum Beispiel die horizontale Verteilung von Zuflüssen im Uferbereich des Sees verbunden mit der Feststellung der in diesem Bereich auftretenden Strömungsgeschwindigkeit mit Hilfe der Ballonmethode anschaulich darstellen.

3. Die Makrophyten in der Mayrbucht zeigten in den Jahren 1979 – 1982 eine leichte Tendenz zur Ausbreitung, wobei aber nur die submersen Bestände ihr Areal vergrößerten. Die von Emersen bewachsenen Flächen änderten sich in diesem Zeitraum nicht, wohl aber zeigte sich im Vergleich zu früheren Kartierungen eine deutliche Abnahme. Die Ursache ist dafür einerseits in der Anlage von Badeplätzen und andererseits in der Verlegung der Mayrbachmündung zu sehen. Die starke Abnahme von *Potamogeton natans* und sein fast vollständiges Verschwinden in der Mayrbucht ist eine Folge des Ausflugsverkehrs mit Elektrobooten. Dies läßt sich aus folgender Beobachtung schließen: Im Frühsommer 1980 war wegen Schlechtwetters der Bootsverkehr äußerst schwach. Die Pflanzen wurden während der ersten Wachstumsphase nicht zerstört und ihre Blätter konnten somit die Wasseroberfläche erreichen. Die sich bildenden Bestände waren von weitem erkennbar und wurden von den Booten gemieden. So trat in der Schlöglbergbucht ein zusammenhängender großer Bestand von *Potamogeton natans* erstmals seit Jahren wieder auf.

4. Sowohl das Wachstum als auch der Phosphorgehalt der Makrophyten zeigen große Unterschiede in Abhängigkeit vom jeweils vorhandenen Nährstoffangebot. Zuflüsse mit einer erhöhten Nährstoff-Fracht bzw. auch ein erhöhter diffuser Nährstoffeintrag lassen sich in der Biomasse und im Phosphorgehalt der Makrophyten nachweisen. Dazu sind aber unbedingt vergleichende Messungen in unbelasteten Gebieten des Gewässers notwendig, da die absoluten Biomasse- bzw. Phosphorwerte zwar einen Vergleich innerhalb eines Gewässers, nicht jedoch unbedingt einen Vergleich verschiedener Gewässer hinsichtlich lokaler Belastungen ermöglichen. Das Wachstum der Makrophyten ist ja nicht ausschließlich vom Nährstoffangebot abhängig, auch andere Faktoren, wie zum Beispiel die Temperatur, spielen eine bedeutende Rolle.

5. In der Mayrbucht ließ sich das unterschiedliche Nährstoffangebot in verschiedenen belasteten Arealen auch im Sediment feststellen, wobei die Unterschiede beim Phosphor wesentlich deutlicher ausgeprägt sind als beim Stickstoff. Der Vergleich des N/P-Verhältnisses der Makrophyten mit dem im Sediment vorhandenen Phosphor zeigt deutlich die limitierende Rolle des Phosphors auf.

6. Wirtschaftliche Überlegungen hinsichtlich einer Bewirtschaftung von Makrophytenbeständen zum Zwecke einer Phosphorelimination waren im Rahmen dieses Projektes nicht anzustellen. Am Beispiel des Lunzer Untersees mit seiner hohen Durchflutung läßt sich aber belegen, daß die in den oberirdischen, also mähbaren Teilen der Makrophyten enthaltene Phosphormenge den Grünschnitt als durchaus gangbaren Weg einer wirkungsvollen Nährstoffelimination erscheinen läßt. Das Phosphorbudget des Lunzer Untersees ergibt einen jährlichen Mindestrückhalt von rund 50 kg Phosphor. Allein in den Makrophyten der Mayrbucht sind in den mähbaren Teilen der Pflanzen 14 – 20 kg enthalten. In diesem Zusammenhang ist besonders hervorzuheben, daß submersen Bestände in Bezug auf ihren Phosphorgehalt durchaus gleiche, wenn nicht sogar höhere Werte erreichen können wie Schilf- oder Binsenbestände. Da gerade der Grünschnitt von emersen Makrophyten zu einer starken optischen Beeinträchtigung des Gewässers führen kann, ist bei Vorhandensein von submersen Beständen deren Bewirtschaftung sicher vorzuziehen.

Unter der Voraussetzung, daß ein regelmäßiges Mähen und Entfernen der Makrophyten in einem Gewässer nicht zur Zerstörung der Bestände führt, was in Versuchen jeweils zu ermitteln ist, kann in Gewässern mit starker Durchflutung oder in solchen mit einem im Vergleich zur Gesamtfläche nennenswerten Bestand an Wasserpflanzen der Grünschnitt bei Sanierungsmaßnahmen theoretisch durchaus in Erwägung gezogen werden.

## PROJEKT 3: „EUTROPHIERUNG UND SELBSTREINIGUNGSVORGÄNGE IN DER SEENKETTE HAFNERSEE – KEUTSCHACHER SEE – WÖRTHERSEE“

### 3.1. Einleitung

Im Auftrag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften hat das Kärntner Institut für Seenforschung in den Jahren 1978 bis 1981 im Rahmen des Österreichischen Eutrophieprogrammes die Nährstoffbilanz der Seenkette Hafnersee – Keutschacher See – Wörthersee ermittelt. In diesem Zusammenhang wurden die physikalischen, chemischen und biologischen Reaktionen der beiden Seen auf die Nährstoffzufuhr studiert. Ein weiterer Schwerpunkt des Projektes lag in der Untersuchung der Selbstreinigungsvorgänge in den Seen und in den Fließstrecken im Hinblick auf den Nährstofftransport und -verbleib.

Die vorliegende Studie hatte folgende Zielsetzungen:

1. Erfassung der Nährstoff-Frachten und der Frachten von organischer Substanz durch sämtliche oberirdische Zuflüsse der beiden Seen.
2. Vergleich der Nährstoff-Frachten von Zuflüssen aus verschiedenen genutzten Einzugsgebieten (Siedlungen, landwirtschaftliche Nutzflächen, Wald, Moorgebiet).
3. Erfassung der Nährstoffzufuhr durch das Grundwasser, also der diffuse Nährstoffeintrag aus den sogenannten „Zwischeneinzugsgebieten“
4. Erfassung des Nährstoffeintrages durch direkte Einleitungen im Umkreis von 100 m um die Seen sowie des Nährstoffeintrages durch die Badegäste.
5. Erfassung des Nährstoffeintrages durch den Niederschlag.
6. Messungen des Abtransportes von Nährstoffen und organischer Substanz über die Abflüsse.
7. Erstellung einer Nährstoffbilanz für den Hafnersee und den Keutschacher See.
8. Quantifizierung des Wasserhaushaltes der Seen und zugehörige meteorologische Messungen als Grundlage für die Berechnung des Nährstoffbudgets.
9. Strömungsverhalten der Seen.
10. Untersuchungen physikalischer, chemischer und biologischer Parameter in den Seen.
11. Untersuchungen der Nährstoffrückhaltung in den Seen durch Sedimentation (quantitative und qualitative Sedimentuntersuchung).
12. Beobachtung der Selbstreinigung auf den Fließstrecken.
13. Beobachtung der Auswirkung des Kanalisationsbaues am Hafnersee und am Keutschacher See.

Die genaue Untersuchung der Seen durch die Erfassung der Nährstoffbilanz ist ein wesentlicher Beitrag zur Erstellung von Prognosen im Hinblick auf die Entwicklung der Seen und soll dem Fremdenverkehr als wichtigem Wirtschaftszweig in Österreich zugute kommen.

### 3.2. Allgemeine Beschreibung der Seen

Der Hafnersee und der Keutschacher See liegen etwa 15 km südöstlich von Klagenfurt in einer Talfurche, die parallel zum Wörthersee südlich von diesem verläuft. Der Hafnersee (Fläche 16 ha, max. Tiefe 10 m) liegt umgeben von Moor und Wald in einer Seehöhe von 510 m. Gespeist wird dieser See vorwiegend von einem Gerinne, das das westlich des Hafnersees gelegene Einzugsgebiet entwässert. Der Abfluß des Hafnersees verläßt diesen im Osten und strömt nach etwa 800 m dem Keutschacher See zu (Fläche 137,7 ha, max. Tiefe 15,6 m). Dieser See liegt in 506 m Seehöhe. Der Abfluß des Keutschacher Sees verläßt diesen im Nordosten und mündet als Reifnitzbach nach 2,3 km in den Wörthersee (439 m Seehöhe). Das Einzugsgebiet des Hafnersees/Keutschacher Sees umfaßt ein hydrographisch abgegrenztes Gebiet innerhalb des Einzugsgebietes des Wörthersees. Die westost verlaufende Keutschacher See-Talfurche wird im Norden vom waldbedeckten Zug um den Pyramidenkogel begrenzt, im Süden von den steil abfallenden Hängen des Sattnitz-Zuges. Östlich des Keutschacher Sees liegt ein ausgedehntes Moorgebiet, dessen westlicher Teil zum Keutschacher See hin entwässert. Die Seen des Keutschacher See-Tales stellen den Rest einstmals viel größerer nacheiszeitlicher Wasserflächen dar. Ihre Entstehung verdanken sie einem Seitenarm des Draugletschers, der das Keutschacher Tal füllte.

Das Landschaftsbild des Keutschacher Seen-Tales wird im Süden vom Sattnitzhöhenzug geprägt. Dieser besteht aus altkristallinen Gesteinen, denen Schollen iriadischer und jungpaläozoischer sowie jungtertiärer toniger Ablagerungen und zu oberst Konglomerate aus dem jüngsten Pliozän aufgelagert sind.

Das Einzugsgebiet des Hafnersees hat eine Fläche von 12,7 km<sup>2</sup>, das des Keutschacher Sees (inkl. Hafnersee-Einzugsgebiet) eine Fläche von 28,6 km<sup>2</sup>. Der Reifnitzbach bringt die Wasserfracht eines Einzugsgebietes von 35,3 km<sup>2</sup> in den Wörthersee.

Vom Keutschacher See liegen Untersuchungsergebnisse seit dem Jahre 1930 vor (FINDE-NEGG, 1938), vom Hafnersee seit 1971.

Außerhalb der Siedlungsgebiete werden die Flächen land- und forstwirtschaftlich genutzt. Während im Talgrund Landwirtschaft vorherrscht, findet man im Bereich der Sattnitz hauptsächlich Wald. Im Einzugsgebiet des Keutschacher Sees sind

- 53,7 % Wald
- 30 % landwirtschaftlich genutzt
- 5,5 % Erholungsflächen

Das Einzugsgebiet des Keutschacher Sees liegt hauptsächlich in den Gemeindegebieten Schiefeling und Keutschach. Die Gemeinde Schiefeling hat 2.014 ständige Bewohner, die Gemeinde Keutschach 1.060 Bewohner (Volkszählung 1981). Die Nächtigungszahlen im Einzugsgebiet der beiden Seen haben von unter 200.000 im Jahre 1964 auf etwa 750.000 in den letzten Jahren zugenommen.

Im Einzugsgebiet des Wörthersees, des Keutschacher Sees und des Hafnersees wurden großräumige Abwasserentsorgungsanlagen des Wasserverbandes Wörthersee errichtet. Der Hauptsammler beginnt derzeit bei Plescherken am Hafnersee und führt entlang des Nordufers des Keutschacher Sees durch das gesamte Keutschacher Seen-Tal bis zur Kläranlage nach Klagenfurt. Die Abwässer der Campingplätze am Südufer des Keutschacher Sees werden durch eine Seedruckleitung dem Hauptsammler zugeführt, ein Ufersammler im Osten entsorgt südlich und östlich gelegene Objekte. Die Erfassung der Ortschaften Schiefeling und Techelweg im Einzugsgebiet des Hafnersees ist im Gange. Das direkte Umland des Hafnersees und des Keutschacher Sees ist derzeit nahezu zur Gänze durch die Kanalisation erfaßt. Die meisten Objekte waren bis zum Sommer 1978 bereits an die Kanalisation angeschlossen. Im Einzugsbereich des in den Wörthersee mündenden Abflusses des Keutschacher Sees (Reifnitzbach) wurde 1978 mit dem Anschluß von Objekten an die Kanalisation begonnen. Im Jahre 1982 waren sämtliche Anschlüsse im Bereich Reifnitz fertiggestellt.

Das Keutschacher Seen-Tal und der Wörthersee fallen mit ihren Seehöhen zwischen 450 und 500 m in den Klimabereich der Tal- und Beckenlagen Kärntens. Durch die Lage südlich des Alpenhauptkammes kommt es zu einer Anhebung der Lufttemperaturen gegenüber dem übrigen Österreich (Jahresmittel der Temperatur 7,5 bis 8°C). Durch die Beckenlage ist das Untersuchungsgebiet durch eine weitgehende Luftruhe charakterisiert, was im Vergleich mit reichlicher Sonneneinstrahlung eine rasche und baldige Erwärmung der Seen im Frühsommer bewirkt, im Hochsommer liegen die Wassertemperaturen zwischen 22 und 25°C.

Tabelle 3.1:  
Morphologische Parameter des Hafnersees und seines Einzugsgebietes

|                    |                |                                  |
|--------------------|----------------|----------------------------------|
| Geographische Lage |                | 46°35'15" n.B.<br>14°08'00" ö.L. |
| Seehöhe            |                | 510 m                            |
| Fläche             | A              | 159629 m <sup>2</sup> = 15,96 ha |
| Volumen            | V              | 817477 m <sup>3</sup>            |
| Länge              | l              | 830 m                            |
| Breite             | b              | 250 m                            |
| maximale Tiefe     | z <sub>m</sub> | 10 m                             |
| mittlere Tiefe     | z              | 5,1 m                            |
| reduzierte Tiefe   | z <sub>r</sub> | 2,22 m                           |
| Uferlinie          | L              | 1950 m                           |
| Uferentwicklung    | D <sub>l</sub> | 1,38                             |
| Einzugsgebiet      | A'             | 12,7 km <sup>2</sup>             |
| Umgebungsfaktor    | A'/A           | 79,5                             |

Tabelle 3.2:

Morphometrische Parameter des Keutschacher Sees (wie von HUTCHINSON (1957) definiert) und seines Einzugsbereiches:

|                |                                 |   |
|----------------|---------------------------------|---|
| A              | Seeoberfläche                   | 1,327 km <sup>2</sup>                   |
| V              | Volumen                         | 14,0255 m <sup>3</sup> ·10 <sup>6</sup> |
| l              | Länge                           | 2,074 km                                |
| b              | Breite                          | 1,14 km                                 |
| z <sub>m</sub> | maximale Tiefe                  | 15,6 m                                  |
| z'             | mittlere Tiefe                  | 10,57 m                                 |
| z <sub>r</sub> | relative Tiefe                  | 1,2 %                                   |
| L              | Uferlänge                       | 6,08 km                                 |
| D <sub>L</sub> | Uferentwicklung                 | 1,49                                    |
| h              | Seehöhe                         | 506,0 m.ü.M.                            |
| A'             | Einzugsgebiet (inkl. Seefläche) | 28,57km <sup>2</sup>                    |
| A'/A           | Umgebungsfaktor                 | 21,53                                   |

Der Hafnersee ist ein stark belasteter eutropher Kleinsee mit bräunlicher Wasserfarbe, die durch einen erhöhten Anteil an Huminsäuren verursacht wird. Der Anteil an organischen Substanzen ist durchschnittlich doppelt so hoch wie im Keutschacher See.

Während der Sommermonate erwärmt sich der See an der Oberfläche auf mehr als 24°C. Infolge der relativ geringen Tiefe von 10 m kann sich beim Hafnersee ein typisches Hypolimnion nicht entwickeln, über Grund hat der See im Sommer eine Temperatur von mehr als 10°C. Trotzdem ist er von Mai bis Oktober thermisch streng geschichtet. Die Frühjahrszirkulation findet in den Monaten März und April statt, die Herbstzirkulation im November. Die Eisbedeckung dauert von Ende Dezember bis März, Eisstärken von 40 bis 50 cm treten regelmäßig auf.

Der Keutschacher See kann derzeit als mäßig belasteter See eingestuft werden. Während im Epilimnion bereits niedrige Nährstoff- und Algengehalte festzustellen sind, lassen sich in der Tiefe noch immer Merkmale der jahre- und jahrzehntelangen Nährstoffbelastung erkennen. Auch der Keutschacher See erwärmt sich während der Sommermonate an der Oberfläche auf mehr als 24°C. Er ist in der Zeit von Mai bis Oktober thermisch geschichtet, die Herbstzirkulation tritt im November ein, die Frühjahrszirkulation findet in den Monaten März bis April statt. Von Ende Dezember bis März trägt der See eine geschlossene Eisdecke mit Eisstärken bis zu 35 cm.

Die Gesamtposphorkonzentration im Oberflächenbereich des Hafnersees läßt im Zusammenhang mit verschiedenen Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen eine deutliche und kontinuierliche Abnahme erkennen.

|      |                      |
|------|----------------------|
| 1973 | 39 mg/m <sup>3</sup> |
| 1979 | 23 mg/m <sup>3</sup> |
| 1980 | 31 mg/m <sup>3</sup> |
| 1981 | 26 mg/m <sup>3</sup> |

Mit zunehmender Tiefe steigen im Hafnersee die Konzentrationen merklich an, über Grund wurden Phosphorgehalte bis 150 mg/m<sup>3</sup> gemessen. Die durchschnittliche P-Konzentration in der Wassersäule von 0 – 10 m lag im gesamten Untersuchungszeitraum bei 34,3 mg/m<sup>3</sup>.

Obwohl der Keutschacher See bis vor Errichtung der Kanalisationsanlagen nicht unbedeutend mit Nährstoffen belastet wurde, wies dieser See in seinem Oberflächenbereich stets einen niedrigen Phosphorgehalt auf. Dies hat mit Sicherheit den Grund darin, daß der Hafnersee für den Keutschacher See gleichsam ein Vorklärbecken darstellt. Die Gesamtposphorgehalte sind im Keutschacher See bis zum Jahre 1978 langsam aber kontinuierlich angestiegen und von diesem Zeitpunkt an wieder geringer geworden.

|      |                       |
|------|-----------------------|
| 1972 | 5 mg/m <sup>3</sup>   |
| 1978 | 12 mg/m <sup>3</sup>  |
| 1981 | 8,4 mg/m <sup>3</sup> |

Somit wird die Auswirkung der Kanalisation durch die Verringerung des Gesamtposphorgehaltes im Oberflächenbereich seit 1978 deutlich. Bis über Grund stiegen die P-Konzentrationen zeitweise jedoch noch beachtlich an, von 1979 bis 1981 wurden die höchsten Konzentrationen in 15 m festgestellt (46 bis 56 mg/m<sup>3</sup> P). Mit einer durchschnittlichen P-Konzentration von 13 mg im Jahre 1981 in der gesamten Wassersäule von der Oberfläche bis zum Grund kann der Keutschacher See derzeit als mäßig belastetes Gewässer angesehen werden.

### 3.2.1. Phytoplankton

Hafnersee: Die hohe Nährstoffbelastung, der der Hafnersee in den letzten Jahren ausgesetzt war, machte sich auch in einer großen Algenbiomasse bemerkbar. Der durchschnittliche Algengehalt lag im Untersuchungszeitraum 1978 bis 1981 im Jahresmittel zwischen 2,0 und 2,4 g/m<sup>3</sup>.

Die wichtigsten Algengruppen waren die

|                       |      |
|-----------------------|------|
| <i>Diatomeen:</i>     | 25 % |
| <i>Cryptophyceen:</i> | 23 % |
| <i>Chrysophyceen:</i> | 22 % |
| <i>Chlorophyceen:</i> | 15 % |
| <i>Dinophyceen:</i>   | 11 % |

Die allgemein als Eutrophierungszeiger angesehenen Blaualgen spielen im eutrophen Hafnersee überhaupt keine Rolle. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes war die Artenabfolge während eines Jahres ähnlich. Die Biomasse war in den einzelnen Jahren stets hoch, aber relativ konstant. Lediglich der Anteil an *Diatomeen* war während des Untersuchungszeitraumes im Steigen begriffen (von 16 auf 31 %).

Aufgrund der ungünstigen Sauerstoffverhältnisse am Ende der Sommerstagnation im Jahre 1974 (in 3 m Tiefe, 3,9 mg/l O<sub>2</sub>, in 5 m Tiefe, 0,8 mg/l O<sub>2</sub>) wurde als Sofortmaßnahme ein Auspumpen von sauerstofflosem und nährstoffreichem Tiefenwasser durchgeführt. Der See schien darauf mit einer erhöhten *Diatomeen*biomasseproduktion im Frühjahr 1975 reagiert zu haben. Im Herbst 1976 wurde die Auspumpaktion wiederholt, in den folgenden Jahren trat diese große *Diatomeen*biomasse jedoch nicht wieder auf.

Keutschacher See: Die Eutrophierung des Keutschacher Sees wirkte sich im Oberflächenbereich nur langsam aus. So stiegen die Jahresdurchschnittswerte der Biomasse des Epilimnions von 1974 bis 1979 von 1,0 auf 1,7 g/m<sup>3</sup> an. Die Siedlungen und Campingplätze direkt am See wurden 1978 an die Kanalisation angeschlossen. Von diesem Zeitpunkt an konnte 1980 und 1981 ein Rückgang der durchschnittlichen epilimnischen Alagenbiomasse auf 0,9 g/m<sup>3</sup> verzeichnet werden.

Deutlicher wirkte sich die Nährstoffbelastung des Sees in der Tiefe aus. Zwischen 8 und 12 m kam es zu einer zeitweilig sehr starken Vermehrung von *Oscillatoria rubescens* (bis 15 g/m<sup>3</sup>), diese Alge wurde jedoch bereits 1930 im Keutschacher See beobachtet (FINDENEGG 1973). Die Biomasse von *Oscillatoria* hat sich bis zum Jahre 1980 kontinuierlich erhöht, erst 1981 konnte ein Rückgang der Maximalwerte festgestellt werden.

|                  |                  |                  |                  |                  |                  |                  |                  |                  |                  |                  |
|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| 1971             | 1972             | 1973             | 1974             | 1975             | 1976             | 1977             | 1978             | 1979             | 1980             | 1981             |
| 0,5              | 3,0              | 0,3              | 14,9             | 2,8              | 0,9              | 0,3              | 0,9              | 2,3              | 3,8              | 2,4              |
| g/m <sup>3</sup> |

Die vorherrschenden Algengruppen des Keutschacher Sees sind

|                       |      |
|-----------------------|------|
| <i>Diatomeen:</i>     | 30 % |
| <i>Cyanophyceen:</i>  | 25 % |
| <i>Chrysophyceen:</i> | 15 % |
| <i>Dinophyceen:</i>   | 14 % |
| <i>Cryptophyceen:</i> | 6 %  |
| <i>Chlorophyceen:</i> | 4 %  |

Im Gegensatz zum eutrophen Hafnersee sind im schwach mesotrophen Keutschacher See die Blaualgen zu 25 % an der Biomasse beteiligt. Ähnlich wie im Epilimnion, wo in den Jahren 1980 und 1981 ein Rückgang der Biomasse zu verzeichnen war, konnte dies auch für die gesamte Wassersäule von 0 bis 15 m Tiefe festgestellt werden, auch hier läßt sich seit dem Jahre 1980 ein Rückgang des Algengehaltes beobachten (Algenbiomasse unter 1 m<sup>2</sup> 15,1 g im Jahresdurchschnitt).

Eine Untersuchung der Horizontalverteilung der Algenmenge wurde im August 1980 im Hafnersee durchgeführt. Dabei zeigte es sich, daß die höchsten Algengehalte im Bereich des Bades und Campingplatzes am Nordufer festzustellen waren (4,8 bis 5,2 g/m<sup>3</sup>) wurden im Bereich des Zu- und Abflusses, wo auch ein Schilfbestand anzutreffen ist, und in der Seemitte festgestellt. Mit Einschränkungen hat sich eine Korrelation von Biomasse und Gesamtphosphorkonzentration ergeben.

Im Keutschacher See wurden allgemein relativ geringe Konzentrationsunterschiede in der Horizontalvertiefung festgestellt, sowohl bei der Biomasse (0,8 bis 1,5 g/m<sup>3</sup>) als auch bei den Gesamtphosphorkonzentrationen (8,3 bis 12,5 mg/m<sup>3</sup>). Die höchsten Algengehalte traten im Bereich des Südufers auf, wo sich Campingplätze und Strandbäder befinden. Die geringsten Biomassewerte wurden in der Zone des Zuflusses festgestellt. Daraus läßt sich erkennen, daß der Algenbestand des Keutschacher Sees nicht nachhaltig durch die großen Algenmengen des zufließenden Hafnerseewassers vermehrt wird.

Auf der Fließstrecke zwischen Hafnersee und Keutschacher See wurde grundsätzlich eine Abnahme der Biomasse festgestellt. Beim Vergleich einzelner Phytoplanktonarten war auffällig, daß *Ceratium hirundinella* auf der Fließstrecke entweder ganz verschwand, oder nur mehr in geringer Menge zu finden war. An diesen Beispielen konnte beobachtet werden, daß Phytoplankton auf dieser Fließstrecke zerstört wurde. Fallweise wurde jedoch auch eine Zunahme der Biomasse festgestellt, wobei es sich nicht um planktische, sondern um Aufwuchskieselalgen gehandelt hat. Dies war hauptsächlich im Frühjahr oder Herbst zur Zeit der *Diatomeen*produktion zu beobachten.

Im Hinblick auf die Selbstreinigung der Fließstrecke bzw. den Einfluß des Hafnersees auf den Keutschacher See und in weiterer Folge auf den Wörthersee wurde festgestellt, daß kein nennenswerter Eintrag an Phytoplankton in den jeweils unterliegenden See erfolgt.

### 3.2.2. Sauerstoff

Während der Sommerstagnation traten im Hafnersee bedingt durch die große Algenbiomasse über Grund starke Zehrungsvorgänge auf und verursachten geringe Sauerstoffgehalte in der Tiefe. Vergleicht man die Sauerstoffverhältnisse ab dem Jahr 1971 im Spätsommer, so zeigt sich bis zum Jahre 1975 eine Verschlechterung und von hier an eine Verbesserung der Situation bis zum Jahre 1981. Auch im Keutschacher See haben sich die Sauerstoffverhältnisse als Folge der Zunahme der Algenmenge in der Tiefe zunächst verschlechtert. Aus dem Jahre 1934 berichtet FINDENEGG (1938), daß in 10 m Tiefe ausreichend Sauerstoff vorhanden war. In größerer Tiefe traten schon damals geringe Sauerstoffgehalte auf. Infolge der zunehmenden Zehrungsvorgänge sank der Sauerstoffgehalt in den darauffolgenden Jahrzehnten in der Tiefe merklich ab. In den letzten Jahren konnten auch schon in 10 m Tiefe zeitweise nur mehr Werte unter 1 mg/l beobachtet werden. Eine Verbesserung der Sauerstoffsituation in der Tiefe zeigt sich seit 1979, im Jahre 1981 war sogar über Grund im Spätsommer noch Sauerstoff feststellbar. Die Sauerstoffverhältnisse dürften sich nun langsam an die vom Jahre 1934 angleichen.

### 3.2.3. Sichttiefe

Seit 1974 konnte im Hafnersee ein Anstieg der Sichttiefe von durchschnittlich 1,3 m auf über 3 m im Jahre 1979 beobachtet werden. In den beiden darauffolgenden Jahren nahm die Sichttiefe wieder leicht ab und betrug im Jahre 1981 durchschnittlich 2,8 m.

Im Jahre 1934 wurden im Keutschacher See Sichttiefen zwischen 3,5 und 5 m gemessen (FINDENEGG 1938), in den Jahren bis 1974 nahm die Sichttiefe kontinuierlich bis auf durchschnittlich 2,7 m ab (Abb.3.4.), wobei die geringsten Werte in den Jahren zwischen 1971 und 1975 mit Minima von 2 m auftraten. Bis zum Jahre 1981 wurde das Wasser wieder deutlich klarer. Im Jahre 1981 lag die mittlere Sichttiefe bei 5,2 m.

Obwohl die Siedlungen und Campingplätze direkt am See erst 1978 an die Kanalisation angeschlossen wurden, war bereits nach 1975 ein Anstieg der Sichttiefe zu verzeichnen. Es ist dies darauf zurückzuführen, daß damals nach Auftreten von auffälligen Wasserblüten die Wartung der Hauptkläranlagen sorgfältiger durchgeführt wurde (SAMPL und GUSINDE 1982).

## 3.3. Nährstoff- und organische Frachten

### 3.3.1. Oberflächenzuflüsse

Der Hafnersee wird von einem nennenswerten Zufluß im Westen gespeist, der sich wiederum in zwei Bäche, den Schieflinger Bach Nord und den Schieflinger Bach Süd gabelt. Beide Bäche um-

fassen ein Einzugsgebiet von 11,6 km<sup>2</sup>. Der Schieflinger Bach Nord entwässert die Ortschaft Schiefling und landwirtschaftlich genutztes Gebiet. Die Ortschaft Schiefling ist noch nicht an das Wasserentsorgungsnetz angeschlossen. Dementsprechend groß ist auch die Nährstoff-Fracht, die dieser Bach in den gemeinsamen Hafnerseezufluß und weiters in den Hafnersee bringt. Der durchschnittliche Gesamt-Phosphorgehalt liegt bei 140 mg/m<sup>2</sup>, auch die Nitrat-Gehalte (durchschnittlich 1.977 mg/m<sup>2</sup>) liegen relativ hoch. An gesamtem organischem Kohlenstoff wurden durchschnittlich 5,5 g/m<sup>2</sup> ermittelt.

Der Zufluß Ost entwässert ein Moorgebiet (Einzugsgebiet von 4,6 km<sup>2</sup>), die durchschnittlichen Gesamt-Phosphorgehalte sind niedriger.

### 3.3.2. Diffuser Nährstoffeintrag

Als „diffuser Nährstoffeintrag“ wird jener Nährstoffanteil verstanden, der aus dem direkten Umland des Sees (etwa 100 m) aus nichtkanalisierten Siedlungen über das Grundwasser in den See einsickert, so wie jener Anteil, der durch den Badebetrieb verursacht wird. Weiters wird jene Nährstoffmenge dazugerechnet, die aus dem weiteren Einzugsgebiet, aus dem sogenannten „Zwischeneinzugsgebiet“ dem See zuströmt, ohne von den oberflächlichen Zuflüssen erfaßt zu werden.

Da ab 1. Juni 1978 alle unmittelbar dem Hafner- und Keutschacher See angrenzenden Objekte an den Hauptsammler der Kanalisationsanlage des Wasserverbandes Wörthersee angeschlossen waren, kommt für eine direkte Nährstoffeinleitung im Seebereich während des Untersuchungszeitraumes nur die Zeit vom 1. Jänner bis 31. Mai 1978 in Betracht. Im Jahre 1978 wurden somit 0,5 kg Gesamtphosphor, 3,5 kg Stickstoff und 25 kg gesamter organischer Kohlenstoff in den Hafnersee durch direkte Einleitungen eingetragen. In den Keutschacher See gelangten im Jahre 1978 direkt 120 kg Gesamtphosphor, 130 kg Stickstoff und 1 t TOC.

Der Nährstoffeintrag durch Badegäste für Seen wurde nach SCHULZ, L. (1981) berechnet und ergibt für den Hafnersee 3 kg Gesamtphosphor pro Jahr und 93 kg Gesamtstickstoff pro Jahr, für den Keutschacher See 109 kg Gesamtphosphor pro Jahr und 310 kg Gesamtstickstoff pro Jahr.

Für den Hafnersee wurde ein „Zwischeneinzugsgebiet“ von 1,1 km<sup>2</sup> ermittelt. Für den Keutschacher See wurde eine Fläche von 5,2 km<sup>2</sup> gemessen, die nicht von oberflächlichen Zuflüssen erfaßt wird.

Für die Berechnung des jährlichen diffusen Grund-Nährstoffeintrages wurden Konzentrationswerte herangezogen, die vom Kärntner Institut für Seenforschung (1980) ermittelt wurden. In den Hafnersee gelangten somit 16,5 kg Gesamtphosphor pro Jahr und 480 kg gesamter organischer Stickstoff pro Jahr diffus durch die Zwischeneinzugsgebiete. Der diffuse Nährstoff-Grundeintrag für den Keutschacher See betrug 80 kg Gesamtphosphor pro Jahr und 800 kg gesamter organischer Stickstoff pro Jahr.

### 3.3.3. Nährstoffeintrag durch Niederschlag

In den Jahren 1978 bis 1981 fiel im Gebiet der Seenkette Hafnersee – Keutschacher See im Durchschnitt 1.110 mm Niederschlag pro Jahr, wobei im Jahre 1979 mit 1.246 mm am meisten und im Jahre 1981 mit 946 mm am wenigsten Niederschlag gefallen ist. Auf den Hafnersee fielen durchschnittlich 177.000 m<sup>3</sup> Wasser, auf den Keutschacher See durchschnittlich 1.550.000 m<sup>3</sup>.

An Verdunstung wurden für den Untersuchungszeitraum während der Jahre 1978 bis 1981 durchschnittlich 621 mm pro Jahr gewonnen, wobei im Jahre 1979 mit 667 mm am meisten und im Jahre 1978 mit 593 mm am wenigsten verdunstete. Die durchschnittliche Verdunstung pro Tag betrug 1,7 mm.

Der Nährstoffeintrag durch die Niederschläge wird in der Tabelle aufgezeigt. Auf den Hafnersee fielen im Jahr durchschnittlich 39 kg Gesamtphosphor und durchschnittlich 235 kg gesamter anorganischer Stickstoff. In den Keutschacher See kamen pro Jahr durchschnittlich 322 kg Gesamtphosphor und 1.950 kg gesamter anorganischer Stickstoff durch Niederschläge.

Eine Tendenz im Lauf der Jahre war nicht feststellbar. Der Gesamtphosphoreintrag scheint mit der Niederschlagsmenge korreliert zu sein, was beim gesamten anorganischen Stickstoff nicht zu beobachten ist.

Im Zuge der bisher durchgeführten Messungen und Nährstoffeintragung aus der Luft wurde es notwendig, nicht nur Phosphat- und Stickstoffeintragen zu berücksichtigen, sondern auch Gesamt-Ionenbilanzen aufzustellen. Wie Messungen im Jahre 1982 gezeigt haben, ist etwa im Vergleich zu Schweizer Regenwasser (ZOBRIST und STUMM 1978) auch in der Gegend Keutschacher See – Hafnersee ein großer Anteil überschüssiger Säure im Niederschlag feststellbar, jedoch liegt der pH-Wert über dem der Schweiz. Die Erklärung dafür ist in der höheren Konzentration an Erdalkalien in unserem Regen zu suchen. Es wurden auch bereits extrem hohe Sulphatkonzentrationen gemessen, was aussagt, daß auch wir der Gefahr des „SAUREN REGENS“ ausgesetzt sind.

Es wird in Zukunft absolut notwendig werden, ständig die Entwicklung der Zusammensetzung des Regenwassers als Gesamt-Ionenbilanz zu verfolgen, um die Qualität desselben besser beurteilen zu können.

Tabelle 3.3.:  
Nährstoffeintrag durch Niederschläge

|                         | Hafnersee |      |      |      | Keutschacher See |      |      |      |
|-------------------------|-----------|------|------|------|------------------|------|------|------|
|                         | 1978      | 1979 | 1980 | 1981 | 1978             | 1979 | 1980 | 1981 |
| P tot (kg)              | 31        | 58   | 30   | 36   | 256              | 480  | 252  | 301  |
| NO <sub>3</sub> -N (kg) | 88        | 89   | 80   | 114  | 735              | 738  | 662  | 946  |
| NH <sub>4</sub> -N (kg) | 116       | 125  | 141  | 137  | 1376             | 1038 | 1170 | 1140 |
| N-anorg. tot (kg)       | 254       | 214  | 221  | 251  | 2111             | 1776 | 1832 | 2086 |

Tabelle 3.4.: Anteil von SO<sub>4</sub>, Calcium, Magnesium und Chlorid an den gesamten Kat- und Anionen

|                  | % SO <sub>4</sub> | % Ca,Mg | % Cl | pH   |
|------------------|-------------------|---------|------|------|
| Schweiz          | 55,2              | 19,5    | 16,3 | 4,3  |
| Keutschacher See | 55,4              | 55,6    | 19,1 | 4,52 |
| Hafnersee        |                   |         |      |      |

### 3.3.4. Flächenspezifischer Austrag von Nährstoffen und organischen Frachten

Der flächenspezifische Austrag von Nährstoffen und organischen Frachten wurde differenziert nach der Nutzung der Flächen im Einzugsgebiet der Zuflüsse berechnet. Wie die Tabelle 3.5. zeigt, wurde im Moorgebiet im Untersuchungszeitraum der höchste Austrag an organischem Gesamtkohlenstoff (37,3 kg/ha.a) festgestellt. Dies dürfte auf einen erhöhten Anteil an Huminsäuren zurückzuführen sein. Die aus dem gemischten Einzugsgebiet des Hafnerseezubringers errechneten organischen Kohlenstoff-Austräge waren in ähnlicher Größenordnung wie die im Einzugsgebiet der Zuflüsse 1 und 2 des Keutschacher Sees, die vornehmlich Waldgebiete entwässern (14 bis 36 kg TOC/ha.a).

Gesamtposphor wurde aus dem Moorgebiet im Bereich des Keutschacher See-Zuflusses Ost nur wenig ausgetragen (0,06 kg/ha.a), aus dem gemischten Einzugsgebiet stammten durchschnittlich 0,23 kg P/ha.a, aus dem vornehmlich Wald umfassenden Einzugsgebiet wurden die höchsten flächenspezifischen Phosphoraustragungsmengen ermittelt (0,33 kg/ha.a), dies dürfte einerseits auf die nur kurze Fließstrecke der Bäche zurückgeführt sein, wodurch Selbstreinigungsvorgänge innerhalb der Fließstrecke kaum zum Tragen kommen können, andererseits aber auch auf die Erosionserscheinungen. Der geringe flächenspezifische Nährstoffaustrag aus dem Moorgebiet ist darauf zurückzuführen, daß im Einzugsbereich des Zuflusses Ost keine anthropogenen Einflußmaßnahmen durch Drainagierungen und Meliorationen vorgenommen wurden.

Aus dem Waldgebiet emittierten nur geringe Nitratmengen (0,8 bis 2 kg/ha.a), das gemischte Einzugsgebiet, das auch Siedlungen umfaßt, brachte einen Nitrataustrag von bis 4,7 kg/ha.a. Aus dem Moorgebiet entwässerten durchschnittlich 2,4 kg NO<sub>3</sub>-N ha.a. Der flächenspezifische Austrag von Ammonium war aus dem gemischten Einzugsgebiet, aus Wald sowie Moorgebiet in vergleichbarer Größenordnung (0,2 bis 0,9 kg/ha.a).

Tabelle 3.5.:  
Flächenspezifischer Austrag von Nährstoffen und organischer Substanz

|                              | Gemischtes Einzugsgebiet | vornehmlich Wald                      | Moorgebiet        |           |
|------------------------------|--------------------------|---------------------------------------|-------------------|-----------|
| TOC (kg/ha.a)                | 32,1                     | 25,9                                  | 55,2              | 1978      |
|                              | 28,1                     | 35,7                                  | 38,9              | 1979      |
|                              | 28,8                     | 24,7                                  | 37,6              | 1980      |
|                              | 17,9                     | 14,1                                  | 17,6              | 1981      |
|                              | 26,6                     | 25,1                                  | 37,3              | $\bar{x}$ |
| P-ges (kg/ha.a)              | 0,16                     | 0,32                                  | 0,06              | 1978      |
|                              | 0,32                     | 0,49                                  | 0,06              | 1979      |
|                              | 0,29                     | 0,37                                  | 0,07              | 1980      |
|                              | 0,14                     | 0,13                                  | 0,06              | 1981      |
|                              | 0,23                     | 0,33                                  | 0,06              | $\bar{x}$ |
| NO <sub>3</sub> -N (kg/ha.a) | 4,2                      | 2,2                                   | 3,9               | 1978      |
|                              | 4,7                      | 2,0                                   | 2,4               | 1979      |
|                              | 4,2                      | 1,7                                   | 2,3               | 1980      |
|                              | 2,2                      | 0,8                                   | 1,0               | 1981      |
|                              | 3,8                      | 1,7                                   | 2,4               | $\bar{x}$ |
| NH <sub>4</sub> -N (kg/ha.a) | 0,7                      | 0,5                                   | 0,9               | 1978      |
|                              | 0,8                      | 0,6                                   | 0,6               | 1979      |
|                              | 0,7                      | 0,9                                   | 0,7               | 1980      |
|                              | 0,4                      | 0,2                                   | 0,3               | 1981      |
|                              | 0,7                      | 0,6                                   | 0,6               | $\bar{x}$ |
|                              | Hafnersee Zufluß         | Keut.See Zufluß 1 + Keut.See Zufluß 2 | Keut.See Zufluß 0 |           |

#### 3.4. Sedimentation und Nährstoffrückhalt

Im Zusammenhang mit den Selbstreinigungsvorgängen innerhalb der Seenkette wurde die im Jahresverlauf anfallende Menge an Nährstoffen und organischer Substanz im Sediment überprüft.

##### 3.4.1. Sedimentationsverhältnisse im Hafnersee

Im Hafnersee wurden im Untersuchungszeitraum zwischen 1,2 und 13,6 Trockensubstanz (TS)/m<sup>2</sup>.d abgelagert. Während in den Wintermonaten durchschnittlich 2,3 g TS/m<sup>2</sup>.d sedimentierten, gelangten in den Sommer- und Herbstmonaten durchschnittlich 5 g/m<sup>2</sup>.d an Trockensubstanz zur Sedimentation. Dabei enthielt der etwa 130 m vom Einrinn entfernte Sedimentationstrichter in fast allen Fällen das meiste Material. Auch der Anteil des anorganischen Materials war im Bereich des Einrins erhöht. In Strömungsrichtung durch den Hafnersee nimmt der mengenmäßige Anteil an anorganischem Material ab, der an organischer Substanz zu.

In Strömungsrichtung durch den See verringert sich auch die Sedimentation von organischem Gesamtkohlenstoff, in den Sommer- und Herbstmonaten wurde im Trichter 1 bis 1,5 g TOC/m<sup>2</sup>.d gemessen. Im Mittel der Jahre 1979 bis 1981 sedimentierten 0,5 g TOC/m<sup>2</sup>.d, d.s. durchschnittlich 56 % der aus dem Glühverlust berechneten wasserfreien Biomasse. In den Sommermonaten wurden auch höhere TOC-Sedimentationsmengen in der Nähe des Badegländes gemessen. Der Anteil des biochemisch leicht verwertbaren organischen Kohlenstoffs betrug durchschnittlich 15,5 %, in Strömungsrichtung durch den See war ein Anstieg der Gehalte an biochemisch leicht verwertbarem organischem Kohlenstoff von 13 auf 21 % zu verzeichnen. Dementsprechend verringerte sich auch der Gehalt an C-refraktär im Sediment in Strömungsrichtung durch den See.

Im Hafnersee sedimentierten in den Wintermonaten zwischen 3 und 6 mg P/m<sup>2</sup>.d. Die Sedimentation stieg in den Sommermonaten bis auf 20 mg P/m<sup>2</sup>.d an. Der Anteil des Gesamtphosphors an der gesamten organischen Substanz des Sediments betrug etwa 1 %. Vor allem in den Jahren 1980 und 1981 war die Abnahme der sedimentierten Gesamtphosphormengen in Strömungsrichtung von West nach Ost im Hafnersee deutlich ausgeprägt.

Die tägliche Stoffzufuhr im Sediment des Hafnersees schwankte in ihrer Höhe zwischen 20 und 190 µg/d, wobei die weiter vom Seezufluß entfernten Trichter zwar geringere Mengen an TS, aber größere Schlammvolumina pro Tag aufwiesen. Im Mittel der 3 Untersuchungsjahre waren die in Trichter 1, in der Nähe des Einrins, abgesetzte

Stoffe von dichter Konsistenz, die Trichter 2 – 4 wiesen weicherer wasserhaltigeres Sediment mit geringem TS-Gehalt bei einer täglichen volumsmäßig höheren Sinkstoffzufuhr auf. Die Höhe des abgesetzten Materials war im Winter geringer als in den Sommermonaten.

Die Sinkgeschwindigkeit des sedimentierenden Materials, die aus den TOC-Konzentrationen und dem sedimentierten organischen Gesamtkohlenstoff berechnet wurde, lag in den Wintermonaten bei 6 – 10 cm/d. Sie vergrößerte sich in den Sommermonaten bis 18 cm/d. Die Sinkgeschwindigkeiten waren in der Nähe des Einrins (13 cm/d) durchschnittlich am höchsten, die Trichter 2 – 4 wiesen meist langsamere Sinkgeschwindigkeiten von 7 bis 10 cm/d auf. Da die Trichter in etwa derselben Tiefe exponiert waren und somit biogene Abbauprozesse, abgesehen von der Menge des zugeführten Materials, in ähnlicher Größenordnung erfolgen müssten, dürfte die erhöhte Sinkgeschwindigkeit auf das im näheren Bereich des Hafnersee-Zuflusses vorhandene größere Substratpotential zurückzuführen sein.

Ein Vergleich zweier übereinander aufgestellter Sedimentationstrichter, wobei der eine unterhalb des Epilimnions, der andere über Grund zur Exposition gelangten, zeigte einen geringeren Materialabsatz im oberen Trichter. In den Sommermonaten lag die Menge der abgesetzten organischen Substanzen in beiden Trichtern bei 1300 mg/m<sup>2</sup>.d, der Anteil der anorganischen Substanz war jedoch im unteren Trichter um 13 % höher. Refraktärer organischer Gesamtkohlenstoff war jedoch im unteren Trichter um 13 % höher. Refraktärer organischer Gesamtkohlenstoff sedimentierte im unteren Trichter in 2,8-facher Menge. Dementsprechend enthielt der obere Trichter 24 % leicht verwertbaren organischen Kohlenstoff, während es im unteren Trichter nur mehr 15 % waren. Auch das Volumen des im oberen Trichter abgesetzten Materials war um etwa die Hälfte geringer und die Sinkgeschwindigkeit des in den oberen Trichter sedimentierten Materials in den Sommermonaten um mehr als das 3-fache niedriger. Während in den Sommermonaten der Anteil des zur Sedimentation gelangten Gesamt-Phosphors in beiden Trichtern ähnlich hoch lag, war in der die Winterperiode inkludierenden Expositionszeit die P-Sedimentation im unteren Trichter um ein Vielfaches höher. Der Grund für die höhere P-Sedimentation im Spätherbst und Winter im unteren Trichter dürfte auf die zu dieser Jahreszeit zur Ablagerung gelangende absterbende Biomasse zurückzuführen sein. Somit kann aufgrund der ein Jahr lang untersuchten Phosphorsedimentation im Vergleich zu der in unterschiedlichen Tiefen exponierten Trichter kein Phosphorkreislauf, der sich ausschließlich auf den sedimentären Bereich erstreckt, für den Hafnersee abgeleitet werden.

#### 3.4.2. Sedimentationsverhältnisse im Keutschacher See

Im Keutschacher See sedimentierten in den Wintermonaten 0,5 bis 1,7 g TS/m<sup>2</sup>, in den Sommer- und Herbstmonaten wurden 2,2 bis 8,9 g TS/m<sup>2</sup>.d gemessen. Die Sedimentation in den einzelnen Trichtern war dabei sehr unterschiedlich. Die organische Substanz wurde in den Wintermonaten zwischen 0,02 bis 0,2 g/m<sup>2</sup>.d abgesetzt, in den Sommer- und Herbstmonaten waren es bis zu 1,6 mg/m<sup>2</sup>.d. Im westlichen Teil des Keutschacher Sees erfolgte die Sedimentation von organischem Material verstärkt, organische Substanz wurde vermehrt im nördlichen und südlichen Bereich des Westteiles des Keutschacher Sees abgelagert. In der Seemitte war die Ablagerungsintensität am geringsten. Im südwestlichen Becken des Keutschacher Sees wurden die höchsten Sedimentationsmengen an biochemisch leicht verwertbarem organischem Kohlenstoff festgestellt, verbunden mit einer im selben Bereich stärksten Algenbiomassenkonzentration von August bis November 1980. In der darauffolgenden Periode von November 1980 bis April 1981 gelangten die größten Mengen an biochemisch leicht verwertbarem organischem Kohlenstoff im nordwestlichen Bereich des Keutschacher Sees zur Sedimentation. In der Seemitte und im östlichen Teil des Keutschacher Sees wurden 0,03 bis 0,04 g/m<sup>2</sup>.d an leicht verwertbarem organischem Kohlenstoff gemessen. Relativ gesehen lag der Anteil des refraktären Kohlenstoffs am TOC-Gehalt in allen Trichtern bei 80 %. Im nördlichen und südlichen Westbecken des Keutschacher Sees wurden die höchsten Absetzraten an Gesamt-P gemessen (6,6 bis 7,8 mg/m<sup>2</sup>.d). Das Verhältnis von TOC : P im Frischschlamm betrug im Keutschacher See durchschnittlich 48 : 1, während es im Hafnersee 61 : 1 beträgt. Im Keutschacher See lag der Anteil des Gesamt-P an der Biomasse bei 0,75 %, im Hafnersee bei 1 %. Der Grund für diese Differenzen dürfte im unterschiedlichen Trophiegrad der beiden Seen zu suchen sein, auch die Gewässertiefe und die damit verbundenen temperatur- und zeitabhängigen biogenen Umsetzungsprozesse dürften für die Unterschiede in der Zusammensetzung des sedimentierenden Materials verantwortlich sein.

Die Sinkgeschwindigkeit der in den Trichtern abgesetzten Stoffe betrug in den Sommer- und Herbstmonaten 5 bis 9 cm/d. In der kalten Jahreszeit lagen die Sinkgeschwindigkeiten zwischen 0,2 und 2 cm/d. In den Wintermonaten betrug das Volumen der abgesetzten Stoffe 2 bis 35 ml/m<sup>2</sup>.d, in den Sommermonaten stieg es auf 30 bis 200 ml/m<sup>2</sup>.d an. Das Volumen der abgesetzten Schwebstoffe war im südwestlichen Teil des Keutschacher Sees und im nordwestlichen Teil durchschnittlich am höchsten. Die höchste Konzentration an Algenbiomasse im südwestlichen Teil des Keutschacher Sees im August 1980 führte auch zu einem größeren Volumen der in diesem Bereich abgesetzten Schwebstoffe im darauffolgenden Monat. In diesem Zusammenhang wurde auch die in diesem Bereich größte Absetzgeschwindigkeit verzeichnet. Damit stehen Biomasseproduktion und -sedimentation in direktem Zusammenhang.

Der Vergleich zweier übereinander aufgestellter Trichter im Keutschacher See zeigt, daß der Anteil an organischer Substanz im oberen Trichter unterhalb des Epilimnions bei 31 %, im unteren bei 22 % lag. Auch der Anteil des biochemisch leicht verwertbaren organischen Kohlenstoffs war im oberen Trichter mit 10,5 % gegenüber dem unteren (4,5 %) deutlich erhöht. Organische Substanz wurde im unteren Trichter mit 520 mg/m<sup>2</sup>.d, im oberen mit 400 mg/m<sup>2</sup>.d abgelagert. Die Menge des pro m<sup>2</sup>.d abgesetzten Gesamt-P wies im unteren Trichter nur eine leichte Erhöhung auf. Aussagen über eine Phosphorrücklösung aus dem Sediment sind damit auch für den Keutschacher See nicht möglich.

### 3.4.3. Vergleich der Sedimentationsverhältnisse beider Seen

Im Untersuchungszeitraum sedimentierte im Keutschacher See infolge seiner geringeren Trophie nur die Hälfte des im Hafnersee pro m<sup>2</sup>.d zur Ablagerung gelangten Materials. Da anorganisches Material und das Volumen der in beiden Seen durchschnittlich abgesetzten Stoffe im Keutschacher See in Relation zum Hafnersee Verminderungen unter 50 % aufwiesen, organisches Material, Phosphor wie auch Sinkgeschwindigkeit Verminderungen von mehr als 60 % der im Hafnersee gemessenen Sedimentationsmengen aufzeigten, sedimentierte im Keutschacher See ein Material mit einem höheren Anteil an anorganischen Substanzen, was auf die Geologie des Einzugsgebietes zurückzuführen sein dürfte.

Vergleichbar ist die TOC P-Relation, sodaß anzunehmen ist, daß mit jedem C die gleiche P-Menge in beiden Seen zur Sedimentation kam.

Auch ein Vergleich der durchschnittlichen Jahreskonzentrationen an Algenbiomasse, Chlorophyllgehalt, TOC und P-Konzentrationen zeigt im Hafnersee die 2 – 3-fachen Jahresdurchschnittshalte. Menge wie auch Höhe und Sinkgeschwindigkeit des abgesetzten Materials sind somit direkt von den Trophieverhältnissen in beiden Seen abhängig.

## 3.5. Frachtenbilanz der Seenkette

Im Hinblick auf die Erfassung der Selbstreinigungskraft der untersuchten Seenkette wurde in bezug auf die Parameter TOC, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N und P-total eine auf den Grundlagen der Jahresfrachten der Zu- und Abflüsse der beiden Seen sowie auf dem Eintrag durch Niederschlag, Badegäste, Direkteinleitungen und diffusen Quellen beruhende Bilanz, in welcher auch die Sedimentationswerte miteinfaßt wurden, erstellt.

Die im folgenden diskutierten Bilanzierungen sind in den Abbildungen 3.8. bis 3.11. graphisch dargestellt.

### 3.5.1. TOC-Bilanz der Seenkette

Durch den Hafnerseezufluß gelangten in den Jahren 1978 bis 1981 zwischen 17,8 und 35,9 t TOC/a in den Hafnersee. Unter Berücksichtigung der TOC-Frachten aus diffusen Quellen, Direkteinleitungen, Badegästen und Niederschlag wurde eine durchschnittliche TOC-Einbringung von 33,9 t/a für den Hafnersee errechnet. Im Abfluß erhöhte sich die TOC-Fracht um durchschnittlich 52 %. Zusätzlich sedimentierten im Hafnersee pro Jahr 31 t TOC, was der Größenordnung der durch Zuflüsse eingebrachten organischen Kohlenstoff-Fracht entspricht.

Durchschnittlich wurden somit im Hafnersee 48 t an organischem Gesamtkohlenstoff produziert, was einer durchschnittlichen Produktionskapazität von 163 mg TOC/m<sup>2</sup>.d entspricht. Dieser Wert liegt nur wenig über der durch C<sub>14</sub>-Messungen ermittelten Assimilationsrate von 138 mg/m<sup>3</sup>.d.

Wie ein Vergleich der einzelnen Jahre zeigt, verringerte sich die TOC-Produktionsrate im Untersuchungszeitraum um fast die Hälfte. Da parallel dazu auch die durchschnittliche TOC-Konzentration im Hafnersee um etwa denselben Betrag abnahm, dürfte dies auf die Mitte 1978 abgeschlossenen Sanierungsmaßnahmen im engeren Einzugsbereich zurückzuführen sein.

Auch die TOC-Zuflußfrachten des Jahres 1981 waren im Vergleich zu 1978 einer stetigen Abnahme um 44 % unterworfen, was vermutlich durch eine bessere Wartung der Hauskläranlage verursacht wurde.

Von den dem Keutschacher See zufließenden Bächen brachte der Keutschacher See-Zufluß West, der zugleich Ausrinn vom Hafnersee ist, die in allen Jahren höchsten Frachten, gefolgt vom Zufluß Ost, Zufluß Süd 2 und dem Zufluß Süd 1. Aus sonstigen Quellen, deren größter Anteil durch TOC im Niederschlag bestimmt ist, gelangten im Schnitt 36,6 t TOC in den Keutschacher See, womit in Summe durchschnittlich 120 t TOC eingebracht wurden. Auch hier ist, ähnlich wie beim Hafnersee, eine Abnahme der in den Keutschacher See eingebrachten TOC-Mengen von Jahr zu Jahr zu verzeichnen.

Analog dazu verhalten sich auch die aus dem Keutschacher See abtransportierten organischen Kohlenstoff-Frachten, die gegenüber den in den See eingebrachten TOC-Mengen von Jahr zu Jahr deutlichere Abnahmen zeigten (von 150 auf 55 t TOC/a). Dies läßt auf die im Untersuchungszeitraum bis 1980 durchgeführten sukzessiven Anschlüsse einzelner Objekte an den Abwassersammelkanal im Einzugsbereich des Keutschacher Sees schließen.

Die aus der Bilanz errechnete Produktionsrate an organischem Gesamtkohlenstoff im Keutschacher See ging in den Jahren 1978 bis 1981 von 23 auf 8 mg/m<sup>3</sup>.d zurück. Die TOC-Produktion des Hafnersees liegt also um etwa den 10-fachen Wert über der des Keutschacher Sees. Die durchschnittliche TOC-Sedimentation des Hafnersees liegt, bezogen auf den m<sup>2</sup> um etwa das 2-fache über der des Keutschacher Sees.

Der Ausrinn des Keutschacher Sees wurde 2,7 km weiter nördlich als Reifnitzbach vor der Mündung in den Wörthersee auf seine jährliche TOC-Fracht hin geprüft. Es zeigte sich in allen Jahren eine Zunahme der organischen Frachten aus dem Zwischeneinzugsgebiet. Während es in den Jahren 1978 und 1979 noch 50 t TOC/a waren, so waren es im Jahre 1980 nur mehr 18 t und 1981 nur mehr 2 t. Dies wird auf die erst mit dem Jahre 1981 abgeschlossene Sanierung des Gewässerabschnittes durch den Anschluß der anliegenden Objekte an den Abwassersammelkanal zurückgeführt. Aus diesem Grund betrug die TOC-Zunahme im Jahre 1981 nur mehr 4 % der im Keutschacher See-Ausrinn gemessenen TOC-Fracht, während es in den früheren Jahren Zunahmen bis zu 57 % waren.

### 3.5.2. P-Bilanz der Seenkette

Im Untersuchungszeitraum wurden durchschnittlich 292 kg P-total in den Hafnersee eingebracht. Im Abfluß wurden durchschnittlich 172 kg P-total gemessen, was einer durchschnittlichen Phosphorrückhaltung im Hafnersee von 41 % oder 121 kg/a entspricht. Aus den Sedimentationsmessungen aber ergibt sich eine Rückhaltung für den Hafnersee von 512 kg P/a im Mittel der Untersuchungsjahre, also die mehr als 4-fache Menge.

Wie ein Vergleich der in unterschiedlichen Tiefen des Sees exponierten Sedimentationstrichter gezeigt hat, kann der erhöhte P-Outfall nicht auf einen verstärkten P-Kreislauf im sedimentnahen Wasserkörper zurückgeführt werden. Es ist jedoch durchaus möglich, daß ein Phosphorkreislauf nicht ausschließlich im grundnahen Bereich, sondern unabhängig davon auch oberhalb der Sprungschicht im Epilimnion stattfindet bzw. während der Zirkulationsperiode im gesamten Wasserkörper ein Phosphornachschub vom sedimentnahen Bereich erfolgt. Damit wären die im sedimentierten Material gemessenen Phosphormengen eine Summe der pro Jahr zum Aufbau von Biomasse benötigten, durch Mineralisierungsprozesse und Rücklösung aus dem Wasserkörper gewonnenen und durch den Zufluß, Niederschlag und sonstigen Einleitungen in die Seen gelangten Phosphoranteile.

Der Phosphorrückhalt, der aus der Differenz der aus dem Hafnersee ausgebrachten minus den in den Hafnersee eingebrachten Jahresphosphorfrachten berechnet wurde, wurde durch die mittels Sedimentiergefäßen gemessenen Phosphorsedimentationen um ein Vielfaches übertroffen. Im Jahre 1979 war es die 3-fache Menge, 1978 die 4-fache und 1981 die 5-fache Menge, die an Gesamtphosphor sedimentierte. Da im selben Zeitraum die Zufluß- wie auch die Abflußfrachten an Gesamtphosphor eine deutliche Abnahme zeigten, ist es möglich, aus dieser Relation auf eine verhältnismäßig träge Reaktion eines Sees auf Sanierungsmaßnahmen zu schließen. In Abhängigkeit von der Menge des in den Hafnersee transportierten Materials sedimentierten in den Jahren 1979 bis 1981 jeweils höhere im Sediment gemessene Mengen an P, sodaß eine Wiederverwertung des in den See gelangten Phosphors zum Aufbau von Algenbiomasse mit Sicherheit anzunehmen ist. Gleichzeitig aber reagiert der Hafnersee auf einen geringeren Eintrag an Gesamt-P mit einer geringeren Phosphorsedimentation, die sich analog zu der im selben Zeitraum niedrigeren durchschnittlichen Phosphorkonzentration im Hafnersee verhält. Somit sind die Phosphorfrachten der Zu- und Abflüsse mit den P-Sedimentationswerten und den durchschnittlichen P-Konzentrationen im Hafnersee korrelierbar. Der Retentionskoeffizient für P im Hafnersee betrug durchschnittlich 0,41. Durch die mittlere Jahres-P-Konzentration im Zufluß von  $48,8 \mu\text{g/l}$  ist der Hafnersee demnach, wie in Abb. 3.7 festgehalten, als eutrophes Gewässer einzustufen.

Auch der Keutschacher See, als schwach mesotrophes Gewässer, reagiert auf einen geringeren P-Eintrag mit einer Abnahme der P-Sedimentationssumme. Damit gelangten weniger TOC und P ins Sediment, wenn die pro Jahr zugeführte Nährstoffmenge abnahm. Im schwach mesotrophen Keutschacher See erwies es sich aber, daß die in die Sedimentfallen eingebrachten P-Mengen in Relation zu den aus der Bilanz errechneten theoretisch im See zurückgehaltenen P-Mengen bei einer verringerten Phosphoreintragung keine Erhöhung von Jahr zu Jahr aufwiesen. Vielmehr sedimentierte im Jahre 1980 die 3,5-fache Menge und im Jahre 1981, in welchem der Keutschacher See durch Zuflüsse geringer belastet wurde, die nur 2,3-fach geringere Menge an P, als aus Abfluß minus Zufluß theoretisch zu errechnen wäre. Der Grund dafür dürfte in der geringeren Trophie des Keutschacher Sees zu suchen sein, sodaß der Keutschacher See auf einen geringeren Nährstoffeintrag mit einer geringeren Produktion an Algenbiomasse und, damit verbunden, mit einer geringeren Phosphorsedimentation reagiert.

Die Retentionskapazität des Keutschacher Sees für Phosphor ist im Vergleich zum Hafnersee höher (Retentionskoeffizient 0,73). Da auch die mittlere Phosphorkonzentration in den Zuflüssen der Keutschacher See-Bäche geringer als die des Hafnerseezubringers ist, kann der Keutschacher See deutlich als geringer belastet bezeichnet werden. Auch im Untersuchungszeitraum von 1978 bis 1981 ist eine Verringerung der Trophielage des Keutschacher Sees festzustellen. Während der Keutschacher See 1978 noch im mesotrophen Bereich lag, ist, durch den Bau der Ringkanalisation bedingt, seine bis zum Jahre 1981 sehr deutliche Verbesserung im meso- bis oligotrophen Bereich festzuhalten.

Im Vergleich mit dem durch Zuflüsse tatsächlich eingebrachten Gesamt-P-Frachten zeigt sich ein im Hafnersee gegenüber der "critical load" um durchschnittlich 260 % erhöhter P-Eintrag. Dieser schwankt in den einzelnen Untersuchungsjahren zwischen 130 und 300 % der kritischen Phosphorbelastung.

Für den Keutschacher See wurden in den Jahren 1978 – 1980 um 13 bis 50 % höhere P-total-Einbringung als durch die kritische Phosphorbelastung gegeben, errechnet. Im Jahre 1981 lag die tatsächlich eingebrachte P-Fracht um 32 % unter der "critical load". Im Durchschnitt der 4 Untersuchungsjahre war somit im Keutschacher See die tatsächlich eingebrachte P-Menge nur um 18 % gegenüber der kritischen P-Belastung gegeben, wogegen in den Keutschacher See  $60 \text{ kg P-total/a}$  im 4-jährigen Mittel zusätzlich eingebracht werden. Bezogen auf den Quadratmeter sind dies im Hafnersee durchschnittlich  $1.060 \text{ mg/P-total/m}^2\text{.a}$ , die oberhalb der kritischen Belastungsgrenze zusätzlich in die Seen eingebracht wurden. Dies ist gemessen am Keutschacher See im Hafnersee die 24-fache Menge.

Gemäß der Phosphorbilanz lag die Phosphorrücklösung aus Sediment und freiem Wasserkörper im Hafnersee im Untersuchungszeitraum zwischen  $5,2$  und  $8,1 \text{ mg/m}^2\text{.d}$ . Im Jahre 1979 war die durch externes loading in den Hafnersee gelangte Phosphormenge noch höher als das interne loading, bis zum Jahre 1981 war eine sukzessive Zunahme des aus dem See intern zurückgelösten

Gesamtphosphors um den 1,6-fachen Betrag der externen Phosphorfrachten festgestellt worden. Dies ist ein deutliches Zeichen dafür, daß der See bestrebt ist, seinen einmal erreichten schlechten Trophiegrad hauptsächlich durch die intensive, interne Nährstoffwiederverwertung möglichst zu erhalten. Rascher reagierte der nachgeschaltete Keutschacher See auf die verringerte externe P-Zufuhr, die P-Rücklösung nahm von 3 mg/m<sup>2</sup>.d auf 1,2 mg/m<sup>2</sup>.d ab, wobei die extern in den See gelangten Phosphormengen von 1,7 mg/m<sup>2</sup>.d auf 1,2 mg/m<sup>2</sup>.d abnahm.

Ein Vergleich der P-total-Frachten im Abfluß des Keutschacher Sees mit den nach der Ortschaft Reifnitz ermittelten zeigt, daß die P-Frachten des Reifnitzbaches vor seiner Mündung in den Wörthersee um durchschnittlich mehr als 200 % ansteigen. Während diese Zunahme in den Jahren 1978 bis 1980 531 bis 843 kg P/a ausmachte, so war nach Abschluß der Sanierungsmaßnahmen im Jahr 1981 nur mehr eine Zunahme von 91 kg P/a aufgetreten.

Dementsprechend äußert sich also der Anschluß von Objekten an die Kanalisation Reifnitz im Einzugsbereich des Reifnitzbaches auch in einer deutlichen Abnahme der Phosphorfrachten. Diese sukzessiven jährlichen Abnahmen, die sich auch anhand des Parameters TOC äußern, sind direkt mit den jährlich entlang des Reifnitzbaches erfolgten Sanierungsmaßnahmen korrelierbar.

### 3.5.3. Bilanz des gesamten anorganischen Stickstoffs (TIN, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N).

Die TIN-Bilanz wurde als Summenbilanz der NO<sub>3</sub>-N und NH<sub>4</sub>-N-Bilanzen erstellt. Die in Summe in den Hafnersee eingebrachten anorganischen Gesamtstickstoff-Frachten waren im Mittel der 4 Untersuchungsjahre in ähnlicher Größenordnung im Hafnerseeabfluß nachweisbar (5 t TIN/a). Im Keutschacher See wurde gesamter anorganischer Stickstoff im Durchschnitt zu 27 % zurückgehalten, wobei sowohl NO<sub>3</sub> wie auch NH<sub>4</sub> in allen Untersuchungsjahren im Keutschacher See verblieben.

### 3.6. Selbstreinigung

Abgesehen von den aus der Nährstoffbilanz abzuleitenden Selbstreinigungsvorgängen innerhalb der Seenkette soll auch ein Vergleich der Jahresmittelwerte der untersuchten Parameter in den Zu- und Abflüssen der Seenkette zur Beschreibung der Selbstreinigungsvorgänge dienen.

Die mittlere TOC-Konzentration des Hafnerseeabflusses zeigte im Jahre 1978 eine gegenüber dem Zufluß um 67 % erhöhte durchschnittliche TOC-Konzentration (13,2 mg/l), die 1979 nur mehr 4 % ausmachte (5,5 mg/l). 1980 wurde im Abfluß des Hafnersees eine etwas geringere TOC-Konzentration als im Zufluß gemessen (-5 %). Deutlich ausgeprägt war eine Verbesserung im Jahre 1981, als im Abfluß des Hafnersees um 15 % weniger organischer Gesamtkohlenstoff im Jahresmittel enthalten war. Dementsprechend äußert sich die Verbesserung der Gewässerqualität des Hafnersees auch in einer von Jahr zu Jahr erfolgenden sukzessiven Abnahme der mittleren TOC-Gehalte des Abflusses.

Im Keutschacher See waren im Verlaufe des Untersuchungszeitraumes die mittleren TOC-Konzentrationen des Abflusses in allen 4 Jahren niedriger als die des Zuflusses (Verringerung um 1 – 5 %). In Gegenüberstellung zu den vor der Mündung in den Wörthersee im Reifnitzbach ermittelten TOC-Durchschnittsgehalten zeigt sich eine in den Jahren 1978 und 1979 auftretende Erhöhung, 1980, als der Bau des Abwassersammelkanales schon weit fortgeschritten war, eine Verringerung der mittleren TOC-Gehalte um 2 %, welche im Jahre 1981 nach der Fertigstellung des Sammelkanales entlang des Reifnitzbaches auf eine Verbesserung von 9 % der mittleren TOC Konzentration im Abfluß des Keutschacher Sees zunahm. Damit zeigt sich im letzten Untersuchungsjahr eine von häuslichen Abwässern weitgehend unbeeinflusste Selbstreinigung in der Fließstrecke von 2,7 km.

Im Untersuchungszeitraum lag die durchschnittliche P-Konzentration des Hafnerseezuflusses bei 49 µg/l, im Hafnerseeabfluß waren die Jahresdurchschnittskonzentrationen an Gesamt-P in den Jahren 1979 bis 1981 um mehr als die Hälfte, im Jahre 1978 um 28 % unter der des Zuflusses gelegen.

Die Gegenüberstellung der Keutschacher See-Zuflüsse zum Keutschacher Seeabfluß zeigte eine Abnahme der durchschnittlichen P-Konzentrationen von mehr als 50 % in den Jahren 1979 bis 1981, 1978 war eine Abnahme von 41 %. Zunahmen um mehr als das Doppelte der Konzentrationen an Gesamt-P im Abfluß des Keutschacher Sees oberhalb der Ortschaft Reifnitz waren im Untersuchungszeitraum im Reifnitzbach vor seiner Mündung in den Wörthersee festzustellen gewesen. Während diese Zunahmen 1978 bis 1980 mehr als 150 % betrugten, waren 1981, nach Beendigung der Sanierungsmaßnahmen entlang des Reifnitzbaches, nur mehr Zunahmen der mittleren P-total-Konzentrationen von 51 % zu verzeichnen gewesen.

Die Jahresmittelkonzentrationen an gesamtem anorganischem Stickstoff lagen im Abfluß des Hafnersees um durchschnittlich 34 % unter der des Zuflusses. Diese Abnahme ist hauptsächlich auf die Verringerung der mittleren Nitratkonzentrationen im Abfluß zurückzuführen. Demgegenüber wiesen die durchschnittlichen Ammonium-Mittelwerte im Vergleich zu Zufluß und Abfluß eine Steigerung von 80 % auf.

Auch im Keutschacher See waren die mittleren Nitratkonzentrationen im Abfluß gegenüber denen des Zuflusses geringer, die Ammoniummittelwerte des Keutschacher See-Abflusses wiesen gegenüber denen der Zuflüsse eine deutliche Erhöhung in allen Untersuchungsjahren auf.

In beiden Seen erfolgte eine Zunahme der Ammoniumwerte.

Demgegenüber steht in der freien Fließstrecke des Reifnitzbaches vom Keutschacher See Ausrinn zur Mündung in den Wörthersee eine Zunahme der Nitratmittelwerte um durchschnittlich 72 %, die mit einer Abnahme der mittleren Ammoniumkonzentration von durchschnittlich 18 % verbunden ist. Die Abnahme der mittleren Ammoniumkonzentration im Reifnitzbach lag in den beiden ersten Untersuchungsjahren bei unter 10 %, und vergrößerte sich bis zum Jahre 1981 auf 37 %. Auch in diesem Falle dürften Sanierungsmaßnahmen entlang des Reifnitzbaches für die Verbesserung maßgebend sein.

Aussagen über die Reinigungsleistung der Seenkette sind auch durch den Vergleich der TOC-P-Verhältnisse für Zu- und Abflüsse der untersuchten Seenkette möglich.

|                           | TOC | P   |
|---------------------------|-----|-----|
| Hafnersee-Zufluß          | 100 | 0,9 |
| Hafnersee-Abfluß          | 100 | 0,3 |
| Keutschacher See-Zuflüsse | 100 | 0,7 |
| Keutschacher See-Abfluß   | 100 | 0,2 |
| Reifnitzbach vor Mündung  | 100 | 0,6 |

Der Phosphorgehalt im Hafnerseezubringer schwankte um etwa 1 % des TOC-Gehaltes. Im Ausrinn des Hafnersees war, bedingt durch die Phosphorrückhaltekapazität des Sees sowie durch die Zunahme eine relative Abnahme der Phosphorgehalte gegenüber dem TOC-Gehalt zu verzeichnen. Ein ähnliches Bild ergibt sich auch durch den Vergleich der Summen der in den Keutschacher See eingebrachten Gesamtphosphoranteile gegenüber denen des Keutschacher See-Ausrinns im Vergleich zu den TOC-Gehalten. Vom Anschluß des Keutschacher Sees bis zur Mündung des Reifnitzbaches in den Wörthersee steigt im Untersuchungszeitraum der Gesamtphosphorgehalt durchschnittlich auf 0,6 % des TOC-Gehaltes an. Der Grund dafür ist der Abbau anorganischer Substanz in der freien Fließstrecke, verbunden mit einer Phosphoreinbringung aus dem dazwischenliegenden Einzugsgebiet.

Maßgebend für die Selbstreinigung der Seenkette ist auch ein Vergleich der auf den m<sup>2</sup> des Einzugsgebietes bezogenen Austragsfrachten für Nährstoffe und organisches Material. Durch den Aufbau von Algenbiomasse im Hafnersee vergrößert sich der flächenbezogene TOC-Austrag nach dem Durchsatz des Wasserkörpers um durchschnittlich 53 %. Im Keutschacher See ist eine Abnahme der auf die Fläche des Einzugsgebietes bezogenen TOC-Tagesfrachten von durchschnittlich 11,5 kg auf 9,4 kg TOC/km<sup>2</sup> festzustellen. Von 1978 bis 1981 war eine Verbesserung der Reinigungsleistung des Keutschacher Sees von 2 % auf 33 %, bezogen auf den km<sup>2</sup> Einzugsfläche .d festzustellen.

Die pro km<sup>2</sup>.d an Gesamtphosphor emittierte Fracht betrug im Untersuchungszeitraum durchschnittlich 63 g P/m<sup>2</sup>.d im Einzugsgebiet des Hafnersees und war im Hafnerseeausrinn auf 37 g P/m<sup>2</sup>.d reduziert, also um 41 %. Um durchschnittlich 73 % geringer, nämlich von 78 g/m<sup>2</sup>.d auf 21 g/m<sup>2</sup>.d wurde P-total-Fracht durch den Keutschacher See reduziert. Durch Ausschwemmungen aus dem Zwischeneinzugsgebiet bis zur Mündung des Reifnitzbaches in den Wörthersee kam es im Untersuchungszeitraum zu einer durchschnittlichen Erhöhung von 56 g P/m<sup>2</sup>.d, d.s. 170 % des am Ausrinn des Keutschacher Sees gemessenen flächenabhängigen Phosphorausstrages.

Aussagen über die Selbstreinigungskraft der Seenkette sind durch den Vergleich der insgesamt in die Seen eingebrachten Jahresfrachten mit den im Keutschacher See-Ausfluß gemessenen Jahresfrachten möglich. Demnach wurde im Untersuchungszeitraum durchschnittlich 5 % weniger organischer Gesamtkohlenstoff aus der Seenkette ausgebracht als insgesamt in die Seenkette gelangte. Ein Vergleich der 4 Untersuchungsjahre zeigt eine TOC-Frachten-Zunahme von 22 % im Jahre 1978. Bereits im Jahre 1979 war eine 8 %ige TOC-Frachten-Abnahme zu verzeichnen gewesen, die sich bis zum Jahre 1981 auf 29 % steigerte. Dementsprechend war 1979 das Verhältnis Biomasseaufbau: Sedimentation in ähnlicher Größenordnung, während bereits ab 1980 eine wesentlich größere Menge an organischem Gesamtkohlenstoff in der Seenkette verblieb als eingebracht wurde. Maßgebend für die Selbstreinigungskraft wird in diesem Zusammenhang nicht allein die durch den Aufbau von Biomasse entstehende erhöhte TOC-Austragung aus der Seenkette, sondern auch die im Verlauf des Untersuchungszeitraumes erfolgte Verringerung der Trophie beider Seen, die seit 1978 zu einer sukzessiven Abnahme mit 2 t des TOC-Frachtenustrages geführt hat.

Da die Seenkette nur etwa 1/5 der eingebrachten P-Frachten wieder verließ, kann vom einem deutlich ausgeprägten Selbstreinigungseffekt gesprochen werden.

Die durch die Seenkette durchschnittlich zurückgehaltenen TIN-Frachten zeigten eine durchschnittliche Abnahme um 31 %, die vor allem aus der Nitratausnahme resultierte. Es kann damit festgehalten werden, daß sich aus dem Vergleich der einzelnen Untersuchungsjahre die Selbstreinigungskraft der Seenkette mit einer Verringerung der Trophie der beiden Seen dahingehend geändert hat, daß organischer Gesamtkohlenstoff von Jahr zu Jahr in der Seenkette verstärkt zurückgehalten wurde, während die Zurückhaltung an eingebrachten Nährstoffen in einer in allen Jahren vergleichbaren Größenordnung erfolgte.

Abb. 3. 1.: Hydrographisches Einzugsgebiet der Seenkette Hafnersee – Keutschacher See.

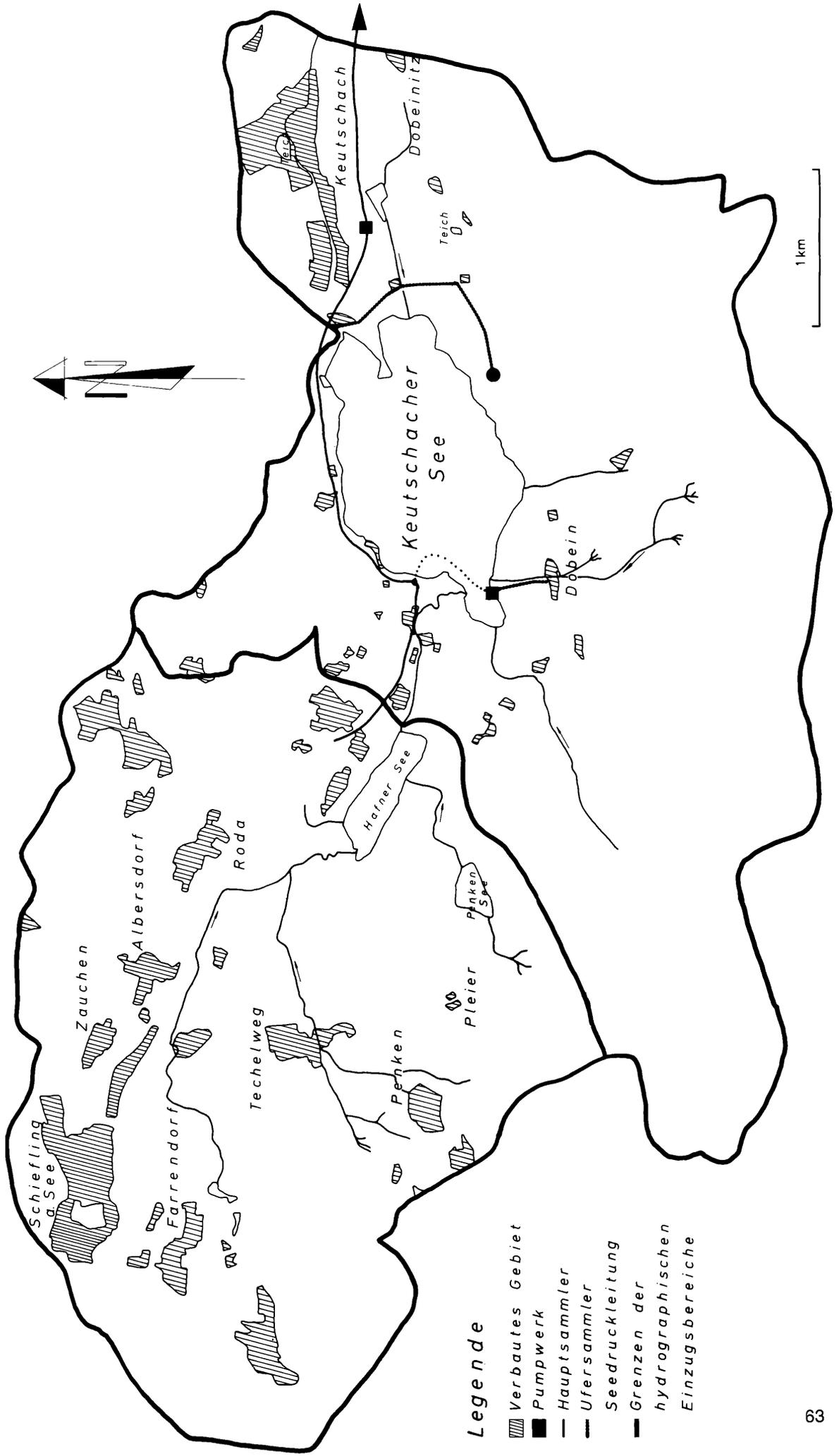


Abb. 3. 2.: Keutschacher See, Sauerstoffgehalt in den Jahren 1935, 1976, 1979 und 1981 (Ende der Sommerstagnation).

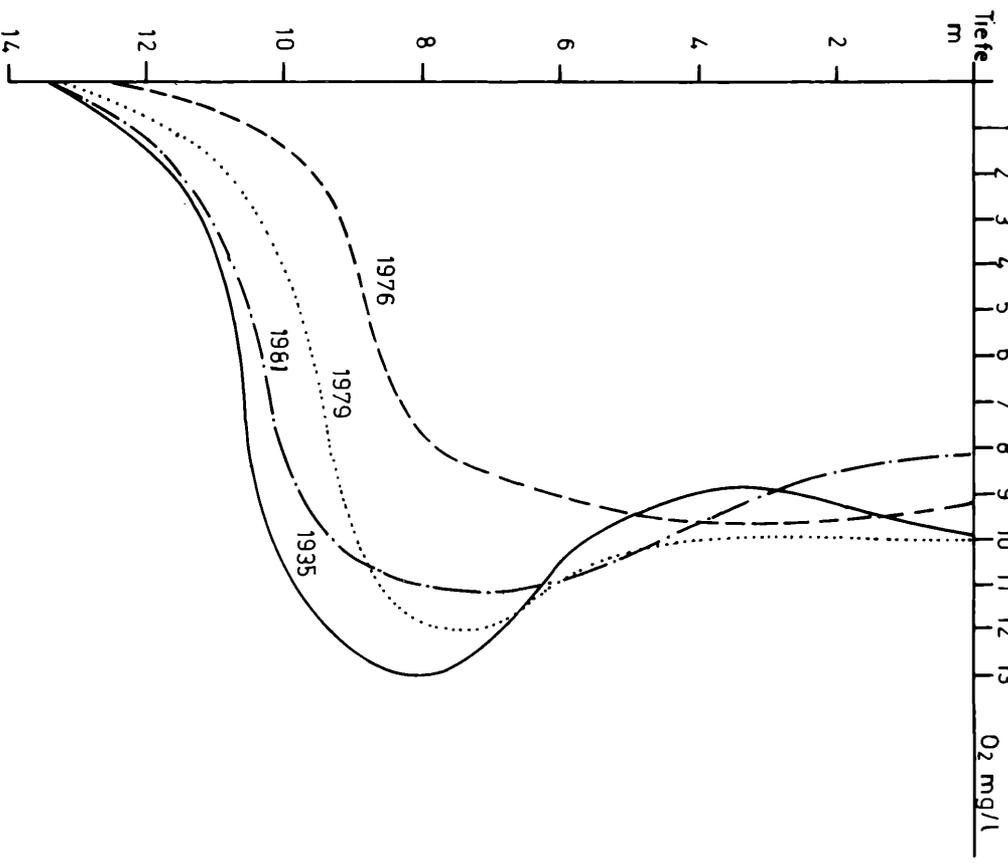


Abb. 3. 3.: Hafnersee, Sauerstoffgehalt in den Jahren 1971, 1975, 1978 und 1981 (Ende der Sommerstagnation).

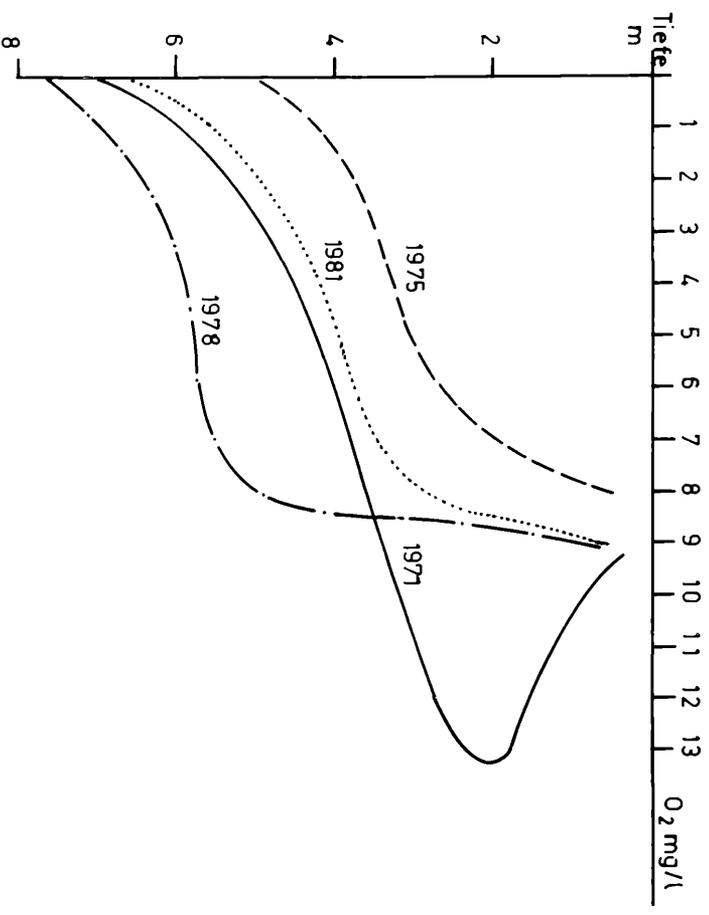


Abb. 3. 4.: Hafnersee-Sichttiefe (Jahresdurchschnitt, Minimum, Maximum).

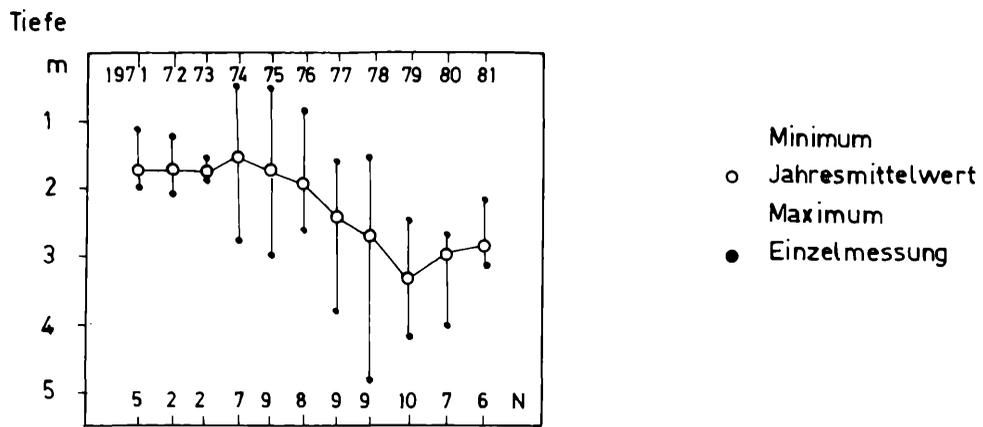
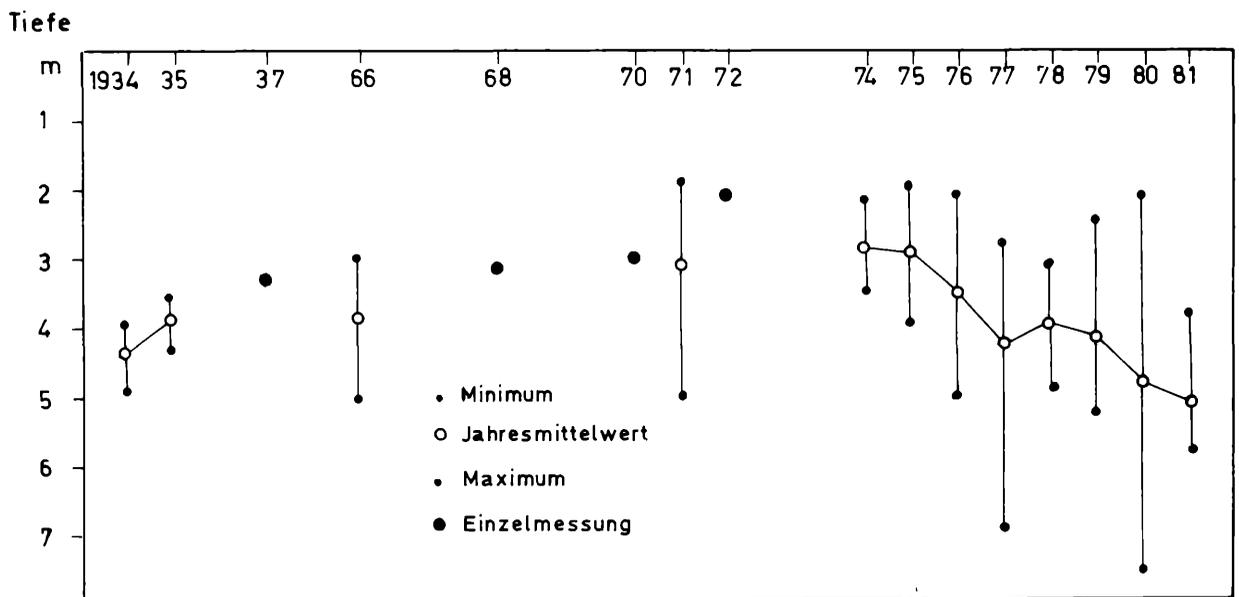


Abb. 3. 5.: Keutschacher See-Sichttiefe (Jahresdurchschnitt, Minimum, Maximum).



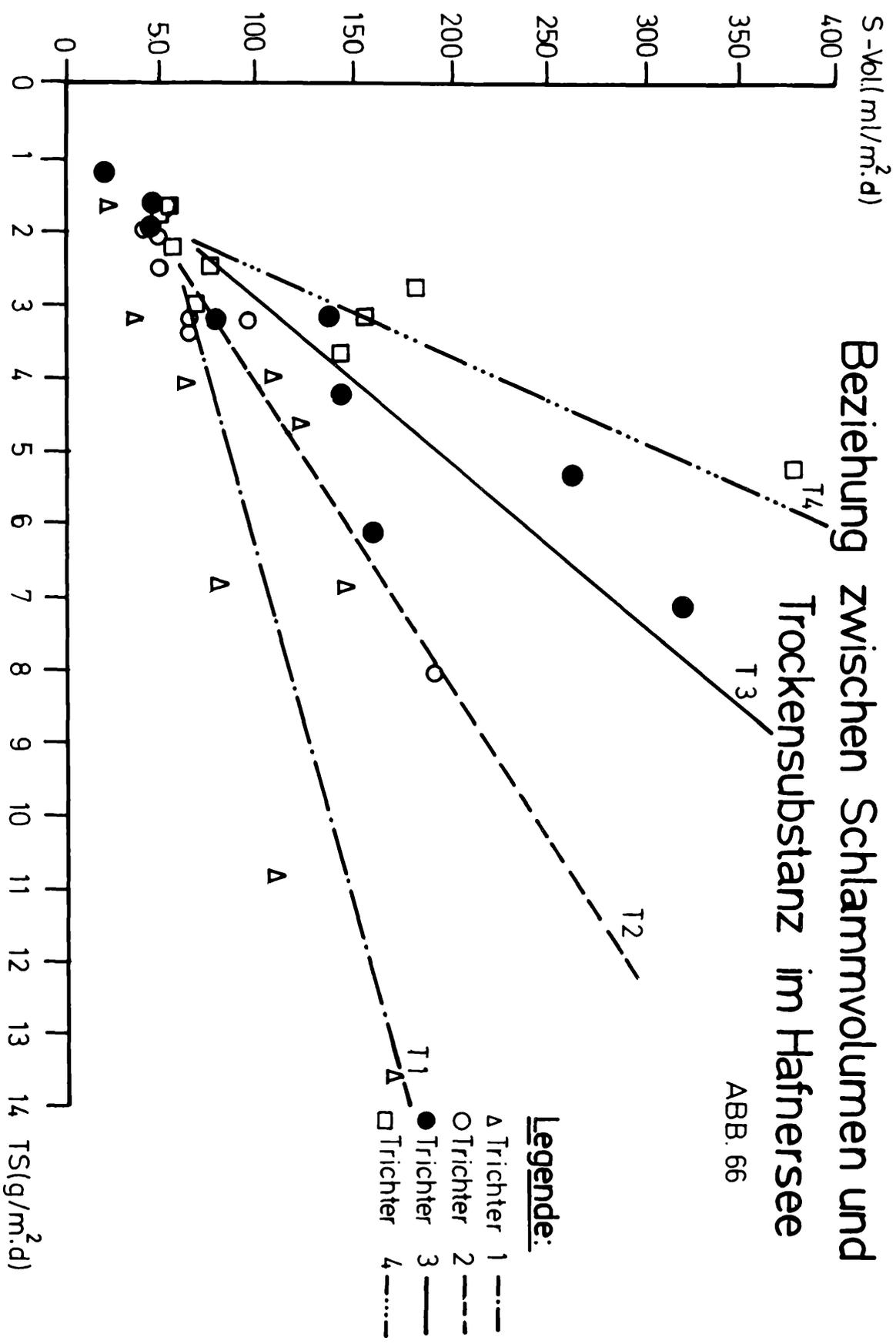


Abb. 3. 6.: Beziehung zwischen Schlammvolumen und Trockensubstanz im Hafnersee.

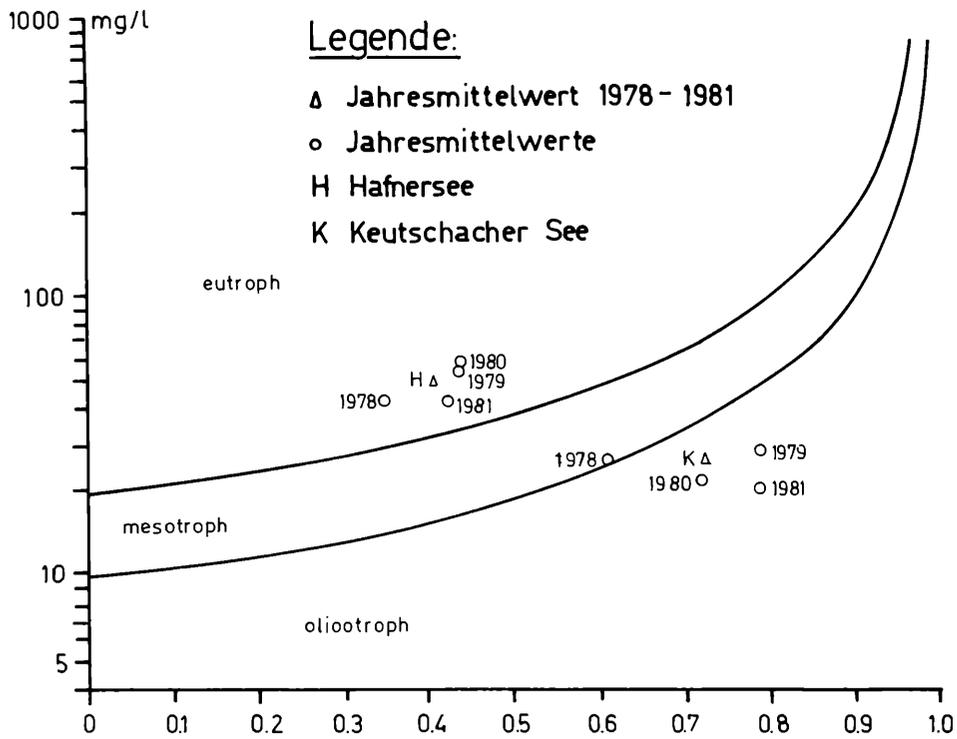


Abb. 3. 7.: Abhängigkeit der Trophielage von der mittleren Jahres-P-Konzentration im Zufluß unter Berücksichtigung der Retentionskapazität des Sees für Phosphor am Beispiel von Hafnersee und Keutschacher See in den Jahren 1978 - 1981 (nach LARSEN und MERCIER, 1976).

Bilanz der Seenkette 1978 - 1981

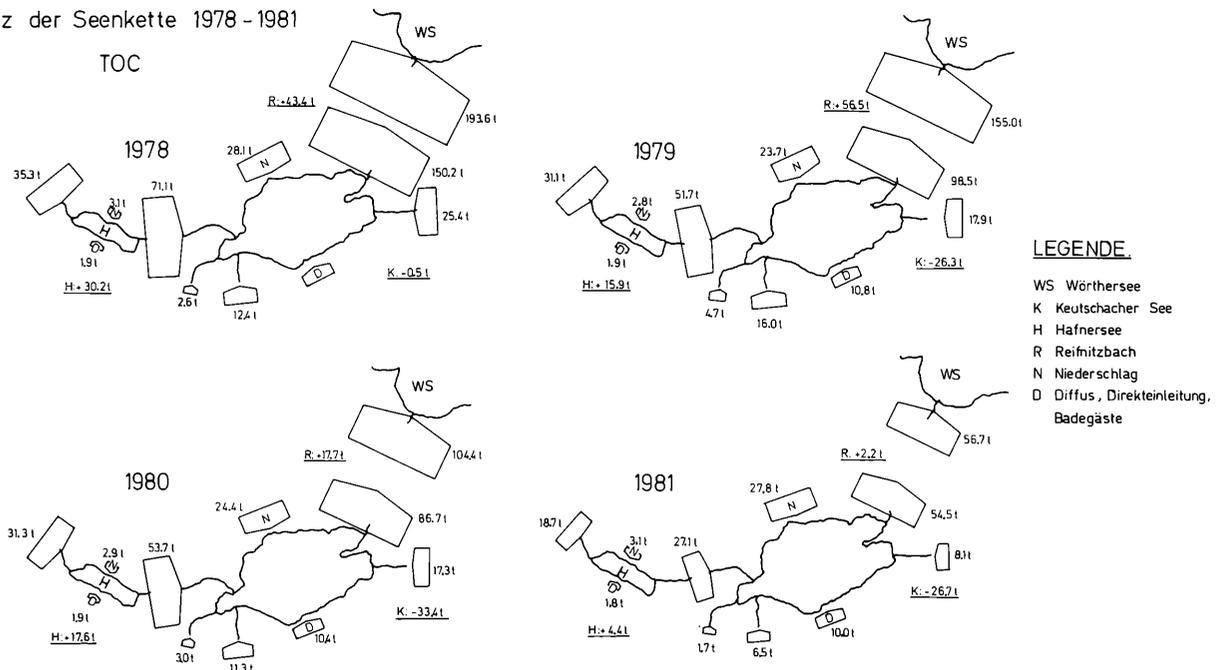


Abb. 3. 9.: Bilanz der Seenkette: Gesamtphosphor.

Bilanz der Seenkette  
Jahresdurchschnitt 1978-1981

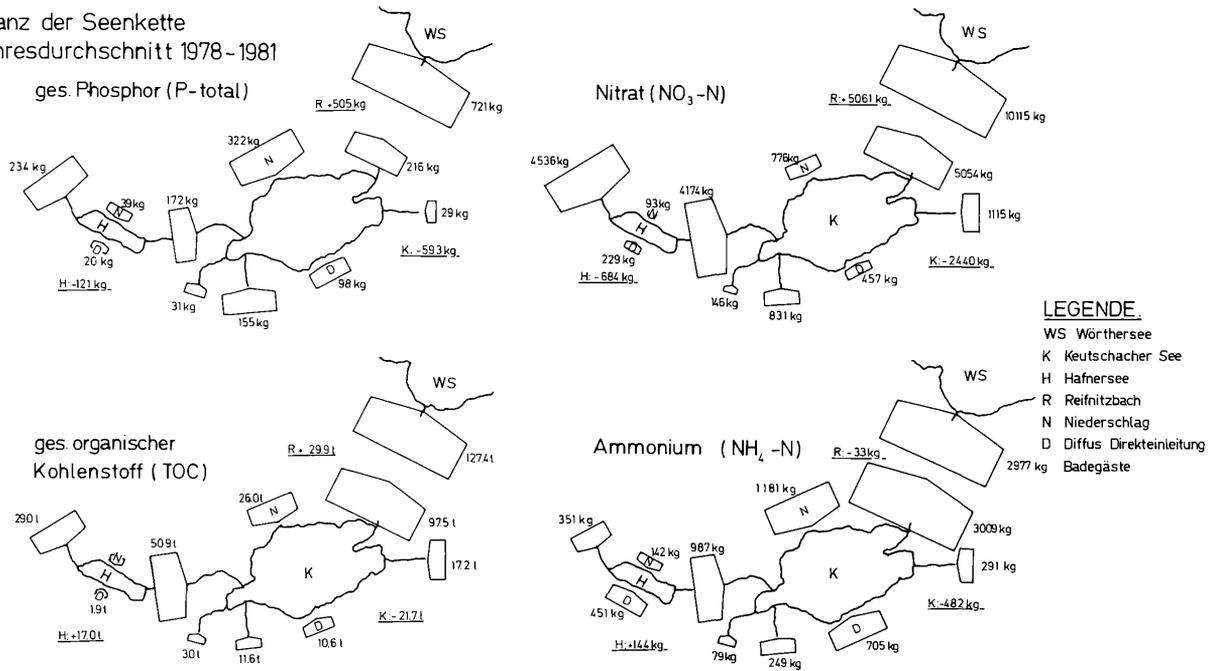


Abb. 3.10.: Bilanz der Seenkette: Nitrat-Stickstoff.

Bilanz der Seenkette 1978 - 1981

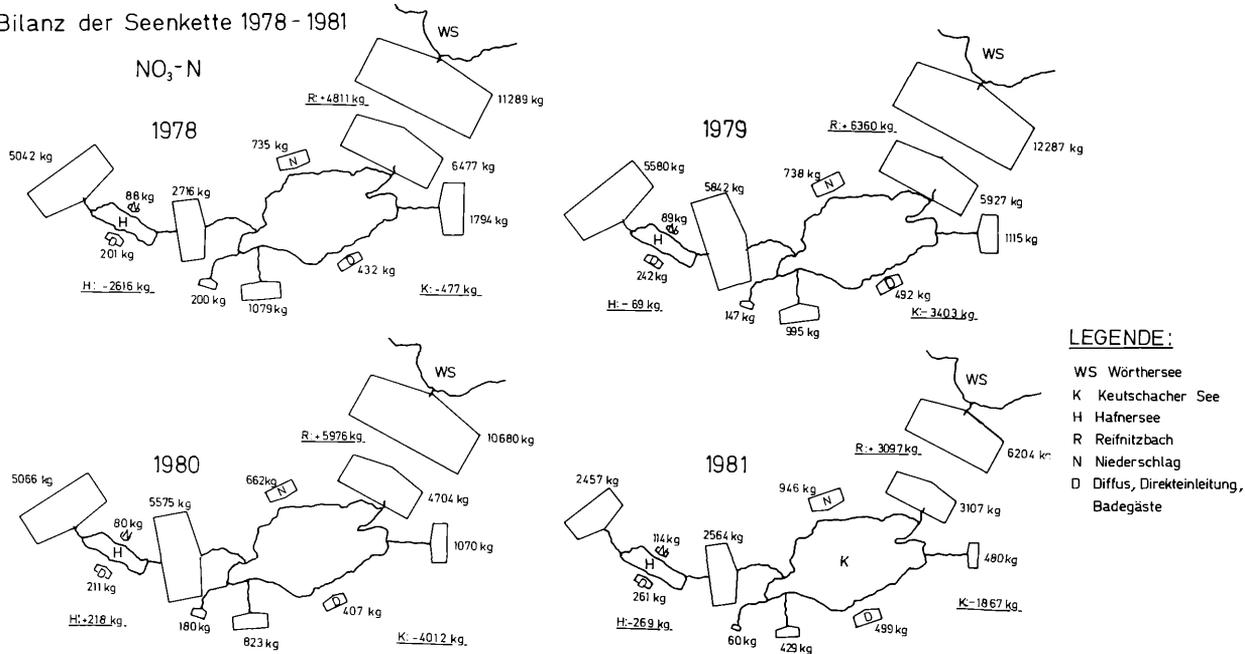


Abb. 3.11.: Bilanz der Seenkette: Ammonium-Stickstoff.

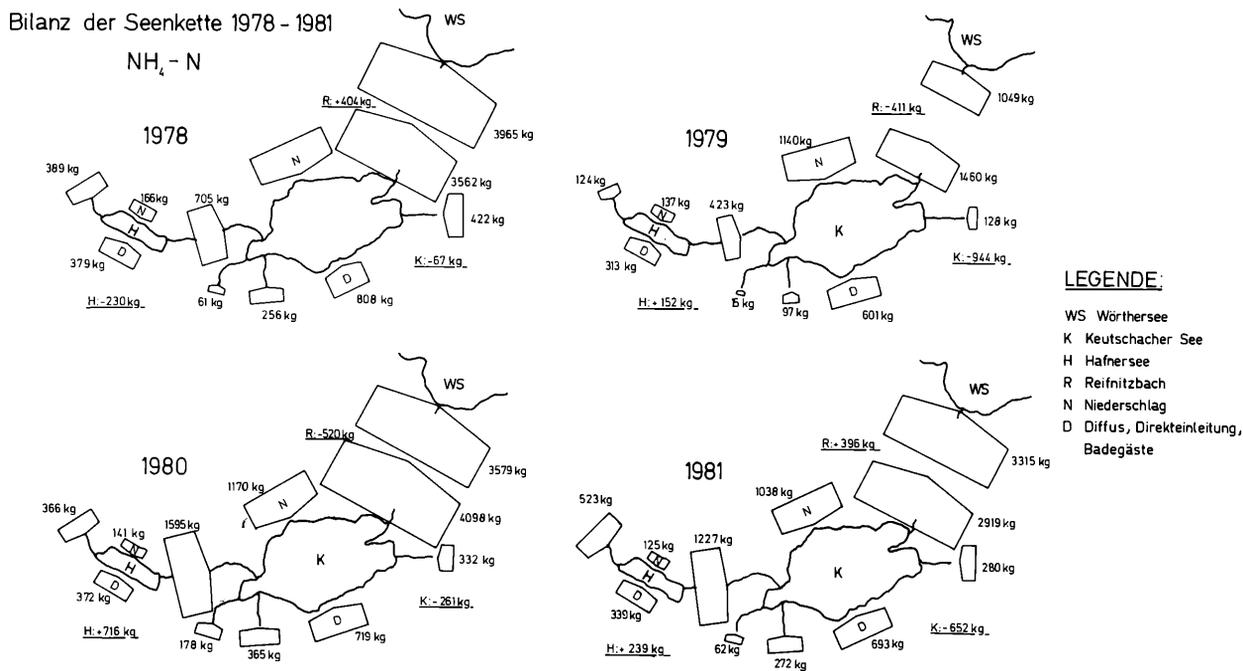
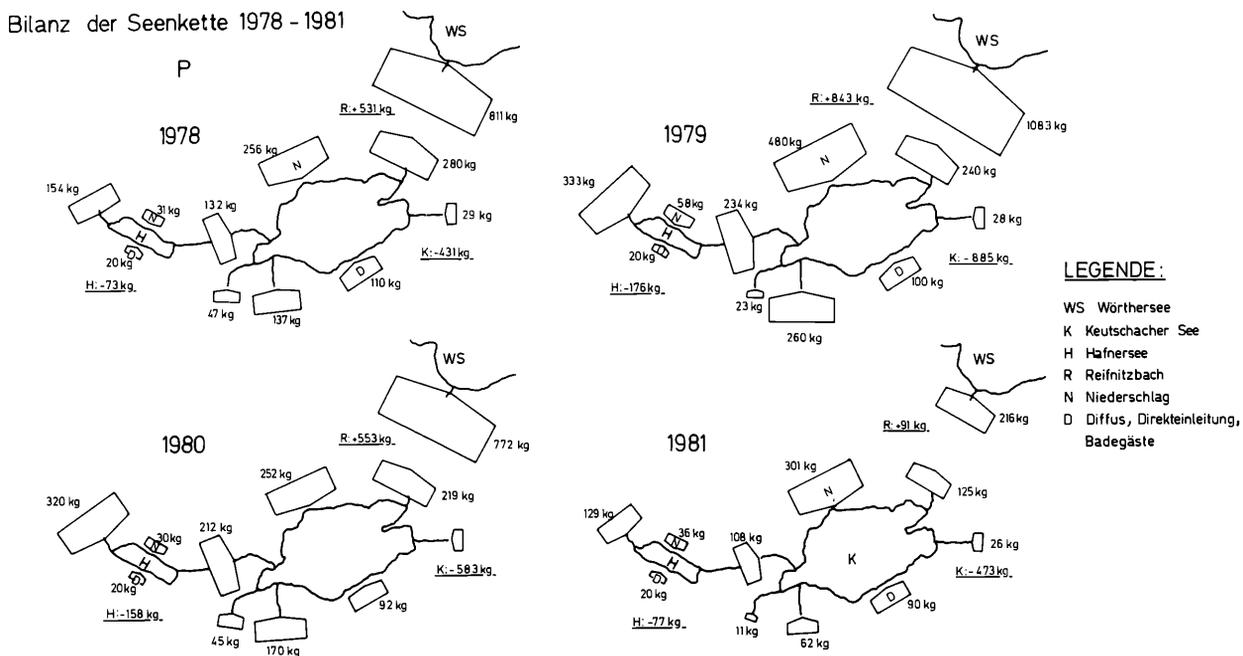


Abb. 3.12.: Als Jahresmittel berechnete Bilanzen der Parameter organischer Gesamtkohlenstoff, Gesamtphosphor, Nitrat, Ammonium der Seenkette Hafnersee – Keutschacher See – Wörthersee.



## PROJEKT 4: „RESTAURIERUNGSVERLAUF PIBURGER SEE II: NÄHRSTOFFLIEFERUNG AUS SEDIMENTEN ALS URSACHE OLIGOTROPHIE- RUNGSVERZÖGERUNG“

### 4.1. Problemstellung

Der Schwerpunkt des ÖEP „Piburger See“ lag in der Untersuchung des Einflusses der Sedimente auf den Trophiegrad des Sees. Das Untersuchungsprogramm war darauf ausgerichtet, den Chemismus des Sediments und des Interstitialwassers (vor allem in Hinsicht auf Phosphorkonzentrationen), die Phosphorfreisetzung aus Sedimenten, deren Gasungsaktivität sowie die Zusammenhänge zwischen chemisch-physikalischen Sedimenteigenschaften und sedimentbewohnenden Organismen (Bakterien, Blaualgen, Nematoden, Oligochaeten) zu erfassen. Parallel dazu wurden die limnologischen Verhältnisse bzw. Veränderungen im freien Wasserkörper des Sees erhoben.

In die Auswertung der Ergebnisse wurden aber auch Daten, die im Rahmen früherer Forschungsarbeiten gewonnen worden waren, einbezogen. Dadurch wurden interessante Vergleiche mit Ergebnissen der Projekte 1 und 3, die sich andere Schwerpunkte gesetzt hatten, möglich. Eine kurze Übersicht über die wichtigsten Forschungsprogramme, die zum „Datenhintergrund“ für das gegenständliche ÖEP-Projekt beigetragen haben, erscheint hier angebracht:

Das in den Jahren 1974 bis 1980 durchgeführte „Man and Biosphere“-Programm war darauf ausgerichtet, einerseits die Einwirkungen der natürlichen Seeumgebung und des Tourismus auf den Piburger See, andererseits die Rückwirkungen von Trophiegrad und Fischbestand dieses Sees auf seinen Erholungswert zu untersuchen.

Ein erheblicher Teil der über den Piburger See verfügbaren Information wurde im Rahmen des „OECD-Seeneutrophierungsprogrammes“ („Cooperative Programme for Monitoring of Inland Water (Eutrophication Control)“ erzielt, dessen österreichische Beiträge durch das Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz sowie die Landesregierungen von Kärnten, Niederösterreich, Oberösterreich und Tirol gemeinsam finanziert und durch die Österreichische Akademie der Wissenschaften koordiniert wurden. Innerhalb dieses Programmes konnten unter dem Projekttitel „Restaurierungsverlauf Piburger See“ Zustand und Veränderung des Sees von 1973 bis 1977 untersucht werden.

In den Jahren 1976 und 1977 ermöglichten Forschungsaufträge des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft die Untersuchung der Nährstoffeinschwemmung aus Wäldern und landwirtschaftlich genutzten Flächen des Einzugsgebietes.

Alle diese Untersuchungen waren eingebettet in ein Forschungsvorhaben, das als „Ökosystemstudie Piburger See“ ein möglichst detailliertes Erfassen und Verstehen von Struktur und Funktionsweise dieses Sees einschließlich seiner Abhängigkeit von den natürlichen Gegebenheiten in seinem Umland und seiner Beeinflussung durch den Menschen zum Ziel hat.

Dieses Ziel ist nur in einer langfristigen Sequenz aufeinander abgestimmter Einzelstudien erreichbar. Die Mitarbeit an international und national koordinierten Forschungsprogrammen, für deren Fragestellung sich der Piburger See und sein Einzugsgebiet als Untersuchungsobjekt eignet, war und ist ein Teil der Strategie, diese Ökosystemstudie zu verwirklichen. Aber auch als Dissertationen und Diplomarbeiten laufende selbständige wissenschaftliche Arbeiten (bisher wurden 18 Doktor- und 8 Diplomarbeiten abgeschlossen) trugen erheblich zum relativ reichhaltigen Informationshintergrund dieses Sees bei.

An dieser Stelle muß jedoch erwähnt werden, daß auch nach einer Dekade limnologischer Forschung am Piburger See eine ganze Reihe von Fragen offen blieb. Einige dieser Fragen wurden durch laufende Dissertationen (Phosphorverbindungen, epipelische Algen, Zoobenthos) aufgegriffen; die brennendsten offenen Probleme (diffuser Nährstoffeintrag, Versauerung durch Niederschläge) können im 2. Teil des Österreichischen Eutrophieprogrammes (1983 – 1986) bearbeitet werden.

Die folgenden Ergebnisse sollen nicht nur unseren vorläufigen (unvollständigen) Wissensstand über die Nährstoffverhältnisse im Piburger See dokumentieren, sondern auch die Strategie des Vorgehens und den schrittweisen Zuwachs an Informationen nachvollziehbar machen.

### 4.2. Der Piburger See und sein Einzugsgebiet (Geologie, Bodennutzung, Hydrographie)

Der Piburger See liegt im Bereich der Ortschaft Ötz in einer von Bergsturzmaterial umgebenen Senke an der linken Flanke des äußeren Ötztales (Seehöhe 913 m ü.A.). Durch seine landschaftlich überaus reizvolle Lage, sein weitgehend unverbaut gebliebenes Einzugsgebiet und seine relativ hohen Wassertemperaturen im späten Frühjahr und Sommer wurde er zu einem beliebten Ausflugsziel für Wanderer und Badegäste. Abb. 4.1. enthält eine Seekarte, in der u.a. die Lage von Restaurant und öffentlichem Band (mit den bis 1981 bestehenden Umrissen; Neubau 1982), des Forschungsareals mit der Meßinsel in der „Privatbucht“ und die Position von Zu- und Abfluß eingetragen sind. Die wichtigsten morphometrischen Parameter sind in Tab. 4.1. zusammengestellt.

Abb. 4. 1.: Tiefenkarte des Piburger Sees mit Zu- und Abflüssen; Lage des Forschungsareals und der Meßeinrichtungen.

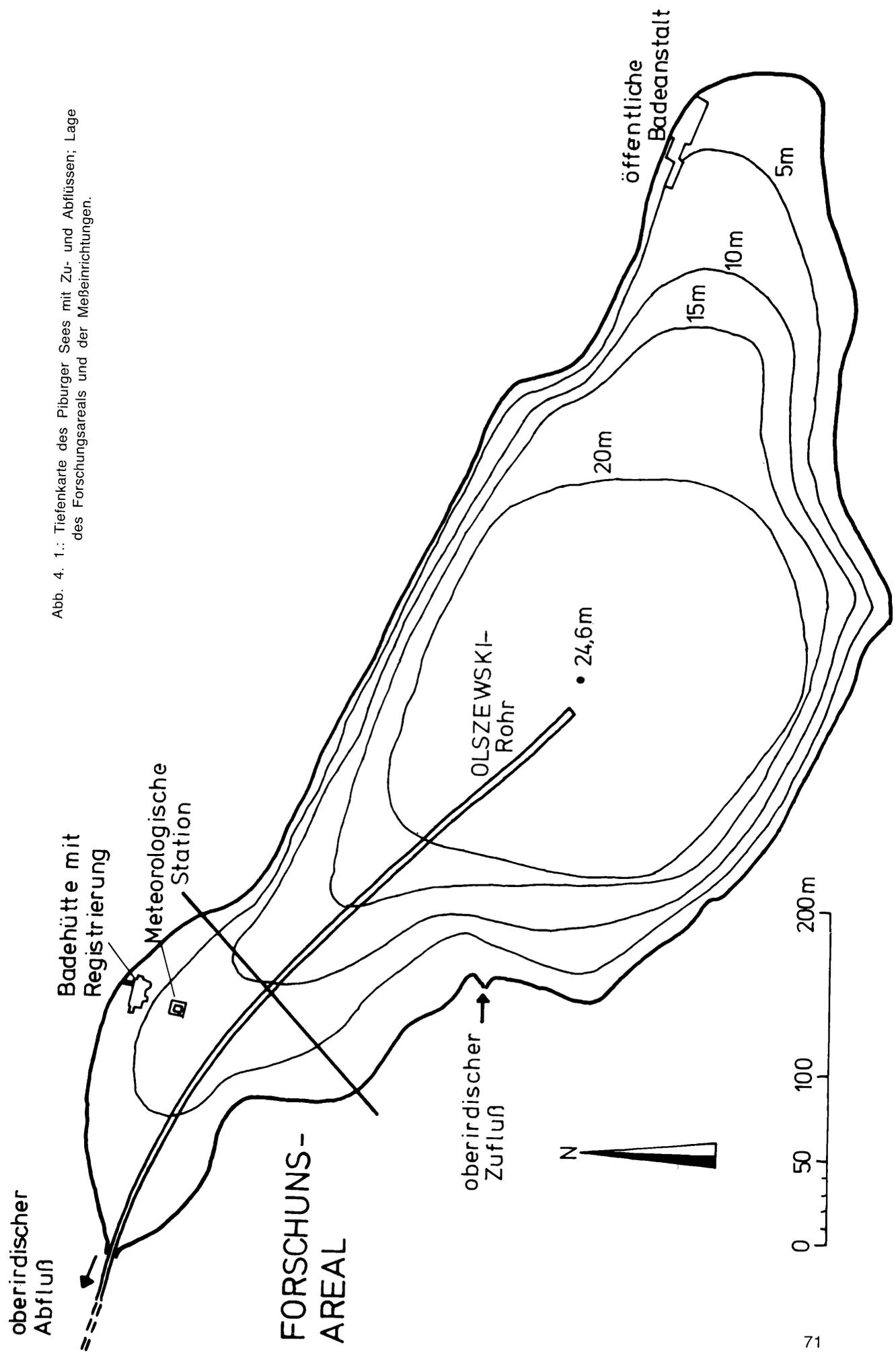


Tabelle 4.1  
Morphometrische Parameter des Piburger Sees

|                           |           |
|---------------------------|-----------|
| Fläche (m <sup>2</sup> )  | 133.690   |
| Volumen (m <sup>3</sup> ) | 1.835.000 |
| Uferlinie (m)             | 1.900     |
| maximale Tiefe (m)        | 24,6      |
| mittlere Tiefe (m)        | 13,7      |
| relative Tiefe (%)        | 5,96      |

Der Piburger See liegt im Zentralalpengebiet; das Kristallin des Raumes besteht hauptsächlich aus Biotitplagioklasgneisen, Granodiorit und Biotitgranit (Abb. 4.2.).

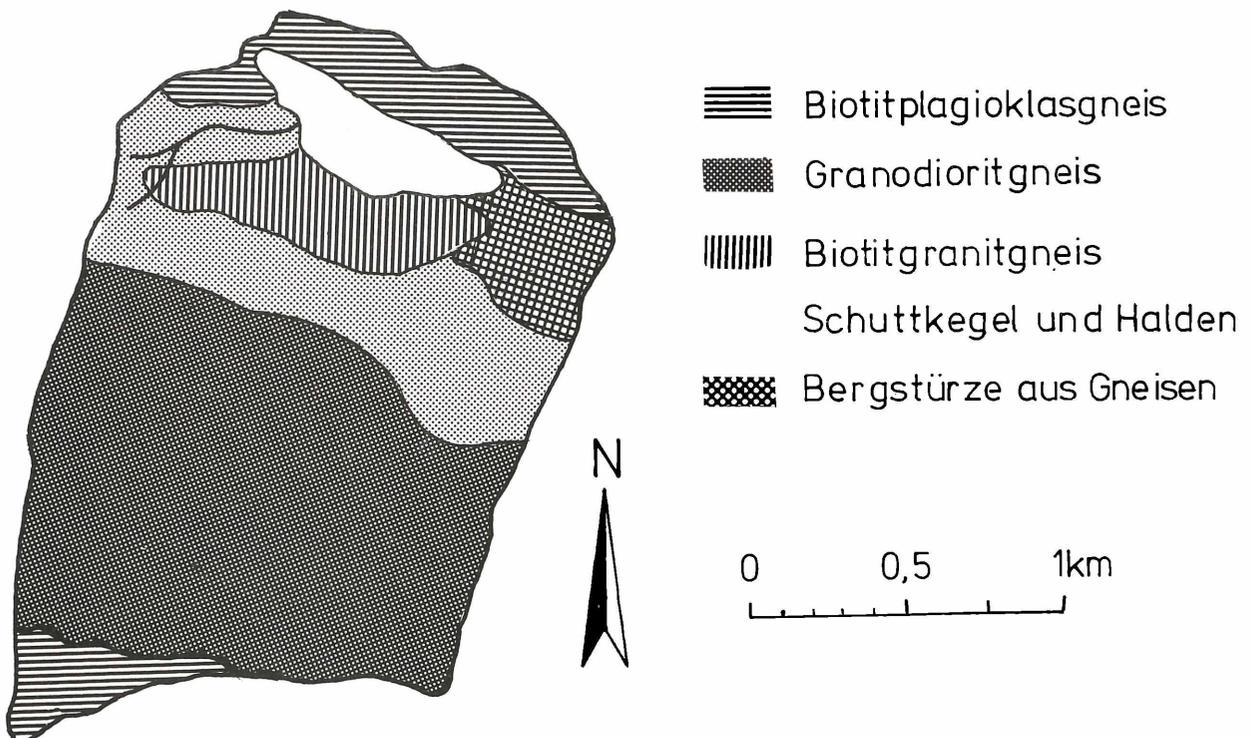
60 % des Einzugsgebietes bestehen aus Wald, 35 % aus Ödland und alpiner Grasheide, 5 % aus Wiesen und Äckern. Im Einzugsgebiet gibt es keine ständig bewohnten Gebäude.

Das kartographisch ermittelte Einzugsgebiet des Piburger Sees beträgt 265 ha, das Verhältnis von Einzugsgebiet zu Seefläche 19 : 1. Der Piburger Bach stellt den einzigen oberirdischen Zufluß zum Piburger See dar. Ein beträchtlicher Teil des Zuflusses gelangt unterirdisch – höchstwahrscheinlich im Bereich des steilen Südufers – in großer Tiefe in den See.

Im Lichte siebenjähriger Meßergebnisse lassen sich folgende Jahresdurchschnittswerte für Zu- und Abflüsse (der unterirdische Zufluß wurde als Restglied der Wasserhaushaltsgleichung berechnet, vgl. GATTERMAYR 1981) angeben, und zwar in mm Wasserhöhe pro Jahr:

|                                    |                                      |
|------------------------------------|--------------------------------------|
| Verdunstung:                       | 446                                  |
| Oberirdischer Abfluß:              | 3666                                 |
| Abfluß über das<br>Olszewski-Rohr: | 2016                                 |
| Niederschlag:                      | 751                                  |
| Oberirdischer Zulauf:              | 3487                                 |
| Unterirdischer Zufluß:             | 2102 (38 % des Gesamt-<br>zulaufes). |

Abb. 4. 2.: Geologie des Einzugsgebietes des Piburger Sees.



#### 4.3. Limnologische Entwicklung des Piburger Sees 1969 – 1981

Eine Einzeluntersuchung im Jahr 1963 sowie ein ganzjähriger Beobachtungszyklus im Jahr 1966/67 hatte ergeben, daß der Piburger See deutliche Eutrophierungserscheinungen aufwies (PECHLANER 1968).

Zusammenhänge mit dem rapid anwachsenden Touristenstrom (in der nahe gelegenen Ortschaft Ötz stieg die Zahl der Übernachtungen von 29.000 im Jahr 1950 auf 310.000 im Jahr 1976) waren zu erwarten, zudem wurde im Jahr 1951 in unmittelbarer Ufernähe ein Restaurant errichtet, dessen undichte Klärgruben neben dem unachtsamen Versickern von Klärgrubenhaltungen im Einzugsgebiet erheblich zur Nährstoffbelastung beigetragen hatten.

Ein Vergleich mit Daten aus einer Untersuchungsperiode in den Jahren 1931/32 (LEUTELT-KIPKE 1934) zeigte die deutliche Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse auf.

Gegen Ende der Herbstzirkulation 1969 betrug der Sauerstoffgehalt nur mehr 7,1 t (36 % der möglichen Sättigung bei 4°C), sodaß ein Fischsterben im Laufe der Eisbedeckung befürchtet werden mußte.

Durch das Abpflügen des Schnees von der Eisdecke konnte die Sauerstoffproduktion des Phytoplanktons so weit angeregt werden, daß ein Fischsterben verhindert wurde (PECHLANER 1971). In der ersten Jahreshälfte 1970 wurde ein Olszewski-Rohr verlegt, das sauerstoffreiches und nährstoffreiches Tiefenwasser ableitet. Die Schüttung betrug anfangs ca.  $10 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ , ging aber im Lauf von 10 Jahren auf etwa  $7 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$  zurück. Parallel dazu wurden mehrere Sanierungsmaßnahmen realisiert, und zwar:

- die Entfernung der Abwässer des Restaurants, eines Privathauses und der öffentlichen Badeanstalt aus dem Einzugsgebiet,
- die Errichtung mehrerer Toiletten für Schwimmer und Wanderer,
- der Verzicht der Bauern auf Anwendung von Kunstdünger und deren vorsichtigeres Vorgehen bei der Ausbringung von Stallmist (in der Nähe der Bach- und Seeufer sollte nicht gedüngt werden).

##### 4.3.1. Sauerstoffregime und Auswirkungen auf Benthosorganismen

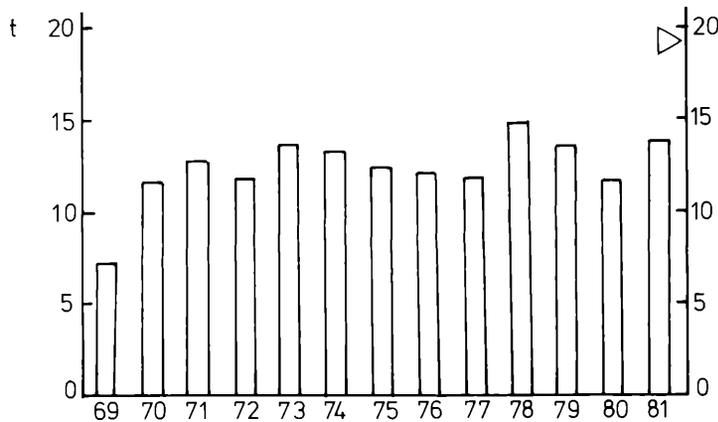
Die deutlichsten Auswirkungen dieser Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen ließen sich aus dem Sauerstoffgehalt des gesamten Wasserkörpers am Ende der Herbstzirkulation feststellen (Abb. 4.3.), der im ersten Jahr nach der Restaurierung sehr deutlich zunahm (von 7,1 auf 11,6 Tonnen Sauerstoff).

In den folgenden Jahren kam es jedoch zu keiner eindeutigen Verbesserung dieser Situation; der Wert von 16,7 Tonnen, der am 20. November 1931 festgestellt worden war, wurde nicht annähernd erreicht. Der theoretisch erreichbare Wert von 19,6 Tonnen (das entspräche einer hundertprozentigen Sättigung des Mixolimnions bei 4°C) dürfte auch in Zukunft bei weitem nicht mehr erreicht werden. PECHLANER (1979) hatte nachgewiesen, daß die Meromixie im Piburger See durch die Gestalt des Seebeckens und der Umgebung bedingt ist und weiter bestehen blieb, obwohl seit 1970 das Wasser seines Monimolimnions (19,1 bis 24,6 m) durch die Tiefenwasserableitung über das Olszewski-Rohr mehr als einmal im Jahr ausgetauscht wird. Nach neueren hydrographischen (GATTERMAYR 1981) und morphometrischen Untersuchungen (PSENNER 1979) dürfte der Austauschfaktor in den ersten Jahren (1970 bis 1976) bei 2 gelegen haben, während er im Jahr 1980 auf weniger als 1 zurückging. Ab Frühjahr 1981 kann wieder mit einem Austauschfaktor von 1,35 gerechnet werden.

Während Abb. 4.1. zwar eine rasch erfolgte Veränderung der Sauerstoffverhältnisse im ersten Jahr nach Einsetzen der Schutzmaßnahmen, seither aber eine stationäre Situation vermuten läßt, weisen Untersuchungen des Zoobenthos auf eine länger andauernde bzw. fortwirkende Verbesserung der Sauerstoffsituation im Sediment-Wasser-Übergangsbereich hin. So fand PEHOFER (1977) in den Jahren 1973 bis 1975 die untere Besiedlungsgrenze für drei profundale Nematodenarten noch in 13,5 m, inzwischen ist die Grenze aber weiter nach unten gewandert. Sie befand sich 1981 in etwa 18 m Tiefe (PEHOFER, mündl. Mitt.).

Beim Gesamtposphor-Inhalt des Pelagials ist, wie Abb. 4.13. beweist, kein Trend in Richtung Oligotrophierung festzustellen.

Abb. 4. 3.: Sauerstoffinhalt (in t) des Piburger Sees am Ende der Herbsdurchmischung von 1969 – 1981. Pfeil: theoretischer Inhalt bei 100 % Sättigung des Mixolimnions (0 – 19,1 m) bei 4°C.



#### 4.3.2. N/P-Verhältnis

Das mittlere N/P-Verhältnis des gesamten Pelagialinhalts betrug im Jahr 1975, in dem sehr umfangreiche Stickstoff- und Phosphor-Untersuchungen durchgeführt wurden, 41 : 1. Das N/P-Verhältnis der partikulären Substanz ist bedeutend niedriger, wobei sich für Seston, sedimentierende Substanz und für den obersten cm des Sediments ähnliche Verhältnisse zeigten (Abb. 4.4.). Während im Bereich von 0 – 8 m die Werte zwischen 13 und 19 schwanken, gehen sie mit zunehmender Tiefe auf Werte zwischen 5 und 11 zurück. SOSSAU (1976) und DÖRRSTEIN (1977) deuten diese Zunahme im Hypolimnion als Folge hoher Bakterienbiomasse bzw. des Verhaltens von *Oscillatoria limosa*. Die Präsenz von *Oscillatoria* bestimmt auch zum Teil das Verhältnis und die Konzentration von C, N und P im obersten cm des Sediments.

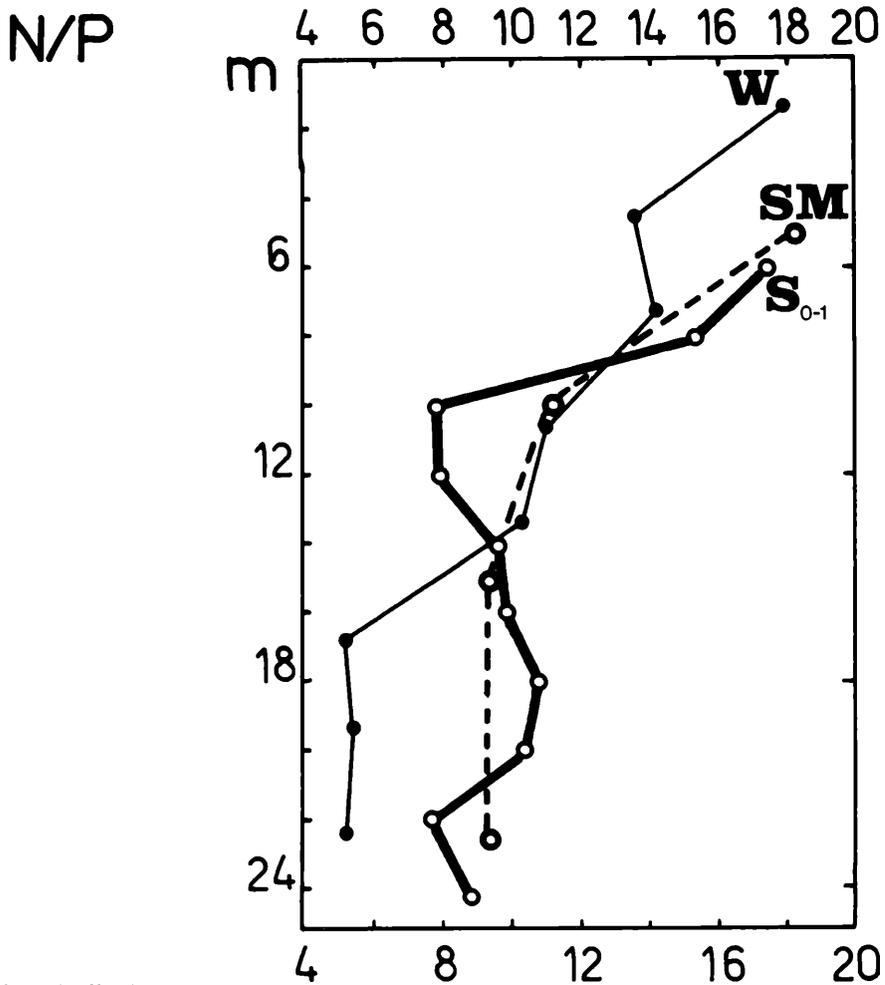
Phosphor stellt demnach den limitierenden Nährstoff dar. Frühere Untersuchungen (PECHLANER 1979; PECHLANER und PSENNER 1979) gingen auch auf die Zusammenhänge zwischen Stickstoff und dem Trophiegrad des Sees ein, wegen der dominierenden Rolle des Phosphors beschäftigt sich der vorliegende Bericht jedoch hauptsächlich mit dem Phosphorgehalt und der Phosphorzufuhr.

#### 4.4. Phosphorfreisetzung aus Sedimenten

Drei Tatsachen haben das Augenmerk auf die Phosphorfreisetzung aus Sedimenten als wichtige Nährstoffquelle für den Piburger See gelenkt:

1. Die von SOSSAU (1976) und DÖRRSTEIN (1977) durchgeführten Untersuchungen zum Stickstoff- und Phosphor-Kreislauf im Piburger See (vgl. 5.1.2.) wiesen auf eine erhebliche Nährstoffregeneration aus dem Sediment hin.
2. Nach Feststellung von PECHLANER (1979) trat trotz andauernder Wirkung der Sanierung im Einzugsgebiet und der Restaurierungsmaßnahmen (Tiefenwasserableitung) weder ein Rückgang im Phosphorinhalt des Sees noch eine anhaltende Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse ein, und zeigten auch biologische Parameter wie Phytoplanktonbiomasse und Artenspektrum keinen Hinweis auf Oligotrophierung.
3. Die aus der Literatur bekannte Tatsache, daß die Nährstofffreisetzung aus Sedimenten eine Verbesserung des Seezustandes nach durchgeführten Sanierungsmaßnahmen sehr stark verzögern kann (AHLGREN 1977).

Abb. 4. 4.: N/P-Verhältnis partikulärer Substanz im Pelagial (W) im sedimentierenden Material (SM) und im obersten cm des Sediments ( $S_{0-1}$ ). W  $\bar{x}_{1975}$ , Sm  $\bar{x}_{1975}$ ,  $S_{0-1}$  1980.



#### 4.4.1. Sedimentbeschaffenheit

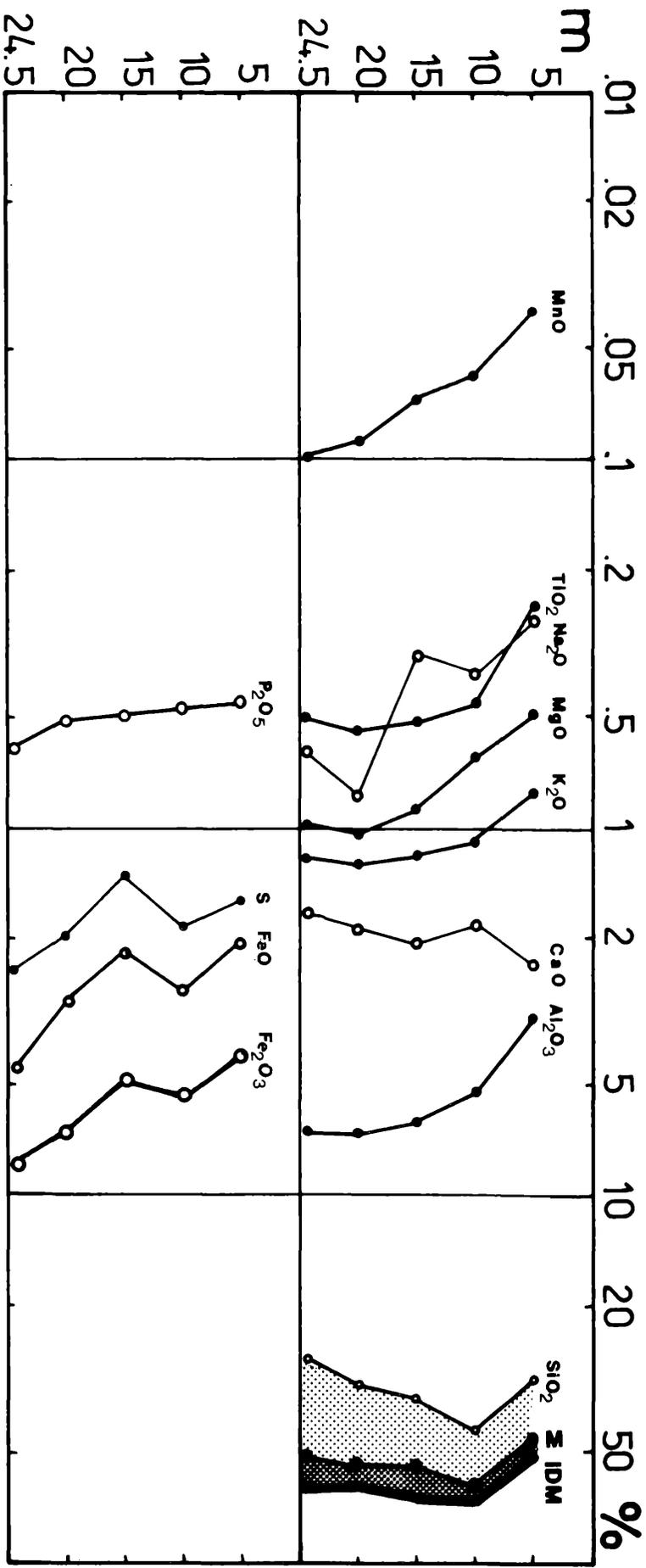
Das Sediment ist sehr locker und wasserreich. Die Farbe schwankt zwischen braun und grünbraun, ab etwa 17 bis 18 m Tiefe<sup>1</sup> treten in den obersten 10 cm schwarze Flecken (FeS) auf, die in Maximaltiefe oft eine Schichtung erkennen lassen. Die erzmikroskopische Untersuchung ergab Eisenoxyde, Biotit, Amphibol, Hellglimmer, Quarz und Feldspat als wichtige Bestandteile, Karbonat wurde nur in Spuren entdeckt.

Im Röntgendiffraktogramm waren Quarz, Muskovit, Chlorit, Plagioklas sowie Pyrit zu erkennen. Damit spiegelt das Sediment die mineralogische Zusammensetzung des Einzugsgebietes wieder. Pyrit ist ein sedimentbürtiges Mineral, das in allen Tiefen zwischen 5 und 24,5 m auftritt und in Framboïdform vorliegt. PSENNER (in Vorb.) geht auf die thermodynamischen Zusammenhänge zwischen Eisen, Schwefel und Pyrit näher ein. Die Elementaranalyse ergab Silizium als weitaus wichtigsten Bestandteil des anorganischen Sediments (Abb. 4.5.), gefolgt von Aluminium, Eisen und Schwefel. Mangan hingegen hat nur sehr niedrige Konzentrationen. Der Wassergehalt oberflächennaher Sedimentschichten beträgt immer über 95 % Frischgewicht, in 10 cm liegen die Werte zwischen 90 und 95 % FG.

Der Kohlenstoffgehalt – hier handelt es sich fast ausschließlich um organischen Kohlenstoff – ist in den obersten cm am höchsten, nämlich über 25 % TG, in 10 cm werden immer noch über 15 % TG festgestellt. Entsprechend hoch ist auch der Glühverlust bei 550°C, er bewegt sich zwischen 25 und 50 %.

<sup>1</sup> Gegen Ende der Sommerstagnationsperiode ist das Hypolimnion ab 15 – 18 m Tiefe sauerstofffrei.

Abb. 4. 5.: Chemische Zusammensetzung des Sediments in % Trockengewicht (0 – 10 cm).  
 $\Sigma$  = Summe der untersuchten Elemente  
 IDM = anorganisches Trockengewicht.



Der Stickstoffgehalt des Sediments weist eine dem C-Gehalt sehr ähnliche Verteilung auf, mit den höchsten Werten in Maximaltiefe und in den obersten cm. Das Maximum beträgt über 2,5 % TG, in 10 cm liegen die Werte zwischen 1 und 2 % TG. Der Gesamtphosphorgehalt weist zwar noch Ähnlichkeiten mit der Verteilung der organischen Komponenten und dem Wassergehalt auf, aber hier ist die Minimumzone in etwa 10 m, die hinsichtlich pH, Wassergehalt, C- und N-Gehalt sehr eindeutig und übereinstimmend ausgeprägt ist (Abb. 4.6.), nicht so auffällig. Der P-Gehalt oberflächennaher Sedimentschichten (0 – 2,5 cm) ist – mit Werten zwischen 2 und 3 mg g<sup>-1</sup> TG – relativ hoch. In 10 cm werden noch P-Gehalte zwischen 1, 25 und 1,75 mg g<sup>-1</sup> TG gefunden.

Ganz anders sieht die Verteilung des Gesamteisens aus: hier ist ein sehr klarer Trend der Maximalwerte zu tiefsten Stellen und eine Zunahme mit größerer Sedimenttiefe zu erkennen. Der höchste Eisengehalt ist dabei mit über 25 mg g<sup>-1</sup> mehr als dreimal so hoch als der niedrigste Fe-Gehalt (in 5 m Tiefe).

Die Konzentrationen der gelösten Komponenten im Interstitialwasser weisen ebenfalls übereinstimmende Verteilungsmuster auf: Gelöstes reaktives Silizium (DRSi), Alkalinität und Ammonium haben die höchsten Konzentrationen in der Maximaltiefe und nehmen mit zunehmender Sedimenttiefe zu. Die Minimumzone in etwa 10 m Tiefe ist auch bei den gelösten Parametern deutlich ausgeprägt, die H<sup>+</sup>-Konzentrationen sind aber in dieser Zone am höchsten. Ein ganz anderes Bild bieten die Konzentrationen für gelösten reaktiven Phosphor (und gesamten gelösten Phosphor), der ein ausgeprägtes Maximum in etwa 10 m Tiefe und in etwa 10 cm Sedimenttiefe hat. Die Konzentrationen sind im allgemeinen relativ niedrig, Konzentrationen über 100 µg l<sup>-1</sup> werden nur selten erreicht.

Zweiwertiges, gelöstes Eisen weist bis etwa 10 m Tiefe Konzentrationen unter 100 µg l<sup>-1</sup> auf, ab 15 m ist aber eine starke Zunahme zu verzeichnen, in Maximaltiefe werden Konzentrationen über 10 mg l<sup>-1</sup> erreicht, die Unterschiede zwischen den Werten in 5 und 24,6 m machen also mehr als 2 Zehnerpotenzen aus.

Die Konzentrationen gelösten reaktiven Phosphors (DRP) im Interstitialwasser liegen im Litoral unter 100 µg l<sup>-1</sup>, ihr Maximum tritt zwischen 12 und 18 m in 5 bis 8 cm Sedimenttiefe auf und beträgt ca. 400 µg l<sup>-1</sup>.

Gegen die Maximaltiefe hin nimmt die Konzentration an gelöstem Phosphor wieder ab, der Anteil an nicht-reaktivem Phosphor steigt aber stark an.

Abb. 4.8. zeigt eine typische Verteilung von gelöstem reaktivem Phosphor im Interstitialwasser.

Der Prozentsatz an organischem Phosphor im Sediment des Piburger Sees ist relativ hoch. Er liegt bis zu 8 m Tiefe meist unter 50 %, steigt dann aber mit zunehmender Tiefe auf über 75 % des Gesamtphosphors an. Die Tiefe von 6 m fällt in diesem Zusammenhang auf, hier wurde ein niedriger Gesamtphosphorgehalt, aber ein hoher Kohlenstoff- (und Stickstoff-)Gehalt festgestellt (Abb. 4.8.). Wie die Abb. 4.8. beweist, zeigen C, N und P – abgesehen von den Tiefenstufen 6 und 8 m – ziemlich übereinstimmende Kurvenverläufe.

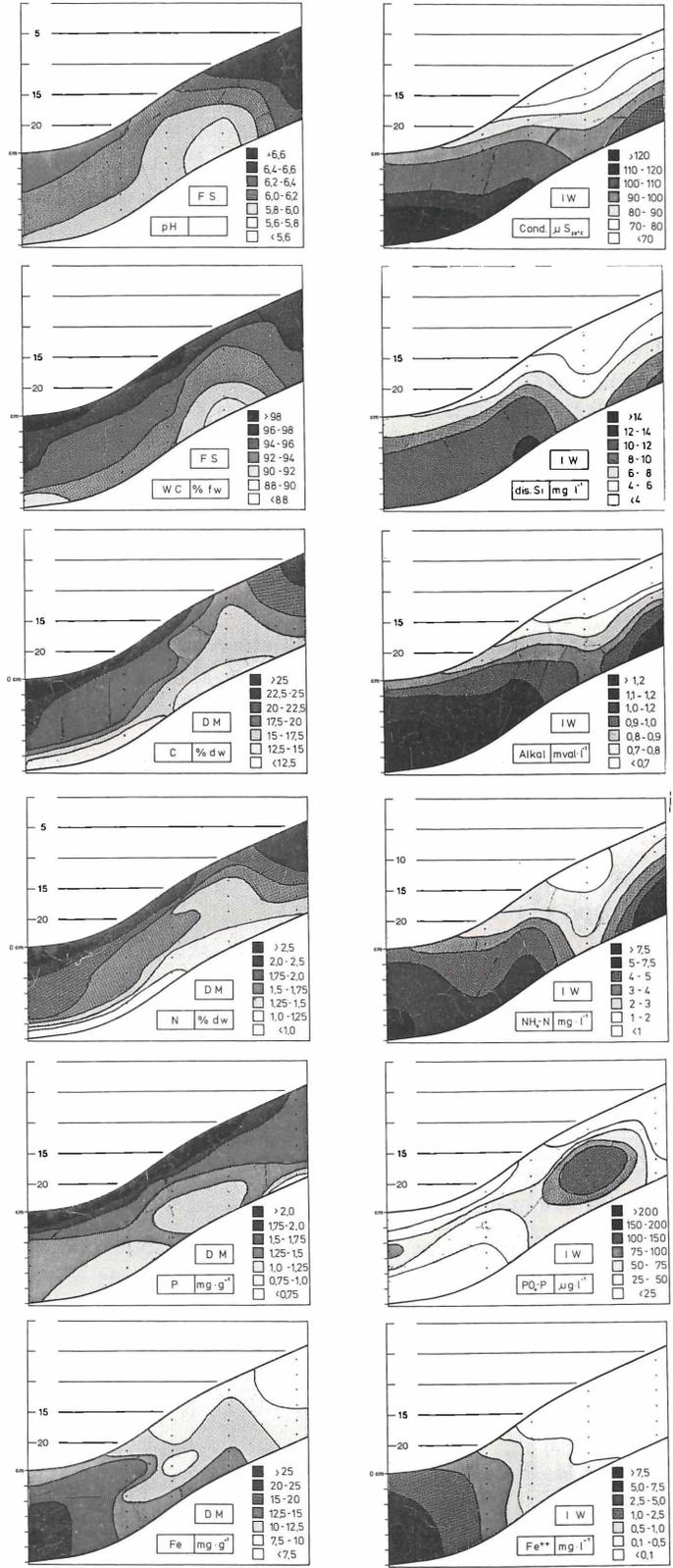
Das Gewichtsverhältnis von C N P der obersten 8 cm des Sediments ist in Tab. 4.2. aufgelistet. Es beträgt im Durchschnitt (6 – 24 m, 0 – 8 m) 112 11 1.

Tabelle 4.2.:

Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalte sowie Gewichtsverhältnis von C N P in den obersten 8 cm des Sediments im Mai 1981

| Tiefe (m) | C (% TG) | N (% TG) | P (%TG) | C   | N  | P  |
|-----------|----------|----------|---------|-----|----|----|
| 6         | 27,26    | 3,36     | 0,195   | 140 | 17 | 1  |
| 8         | 22,57    | 2,64     | 0,238   | 95  | 11 | 1  |
| 10        | 19,39    | 1,91     | 0,212   | 91  | 9  | 1  |
| 12        | 19,85    | 1,87     | 0,193   | 103 | 10 | 12 |
| 14        | 22,17    | 2,02     | 0,180   | 123 | 11 | 1  |
| 16        | 22,41    | 2,17     | 0,194   | 116 | 11 | 1  |
| 18        | 23,07    | 2,20     | 0,204   | 113 | 11 | 1  |
| 20        | 22,14    | 2,07     | 0,191   | 116 | 11 | 1  |
| 22        | 21,73    | 1,98     | 0,194   | 112 | 10 | 1  |
| 24,5      | 24,60    | 2,28     | 0,208   | 119 | 11 | 1  |

Abb. 4. 6.: Chemische Zusammensetzung des Sediments von 0 – 15 cm in der Tiefe von 5, 10, 15, 20 und 24,5 m.



Links: pH und Wassergehalt des Frischsediments; C-, N-, P- und Fe-Gehalt in % TG bzw. mg g<sup>-1</sup>TG.

Rechts: Interstitialwasser-Konzentrationen an: Leitfähigkeit, gelöstem reaktiven Silizium, Alkalinität, Ammonium, gelöstem reaktiven Phosphor und gelöstem zweiwertigen Eisen.

Abb. 4. 7.: Interstitialwasser-Konzentrationen gelösten reaktiven Phosphors von 0 – 8 cm im November 1980.

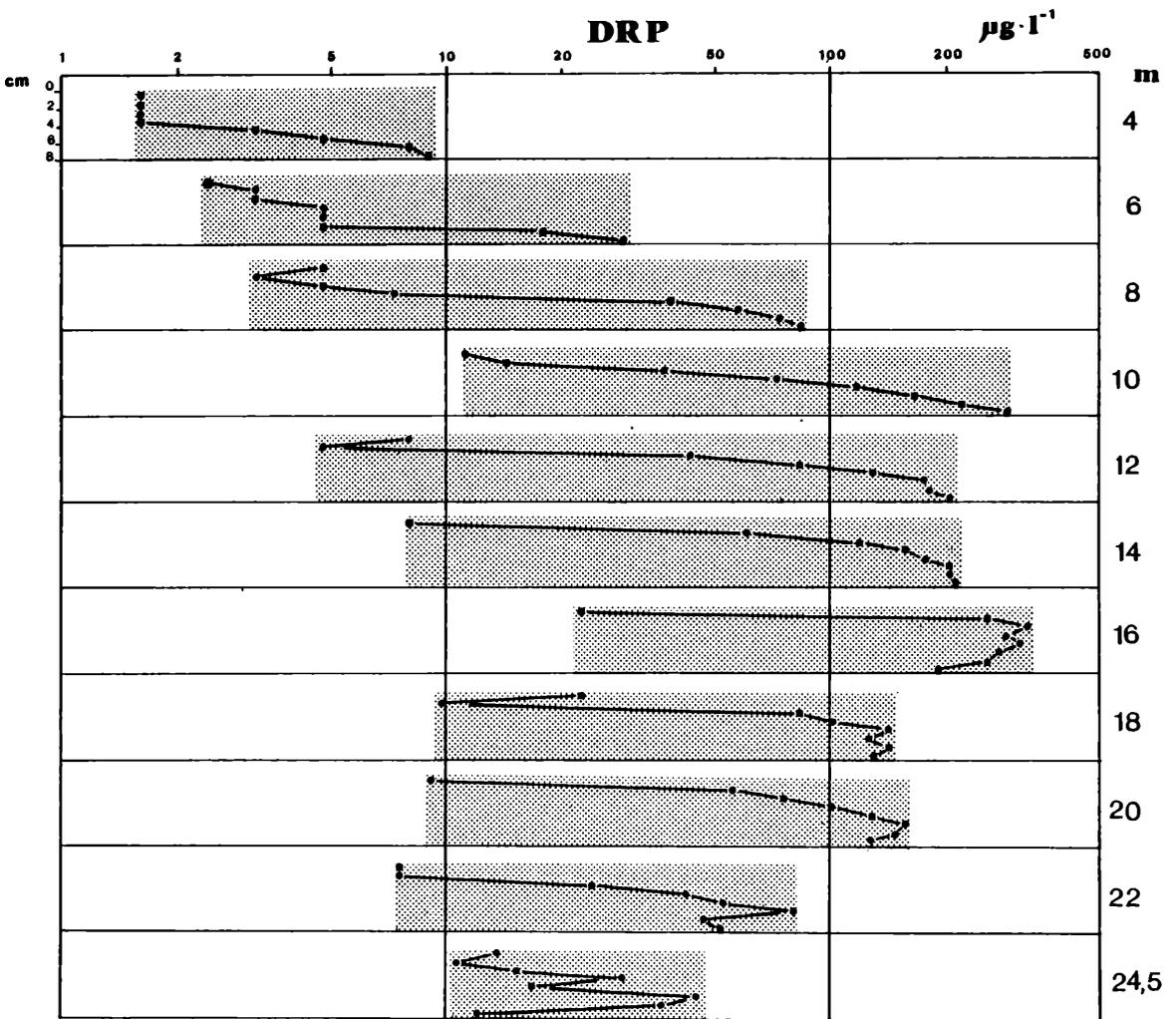
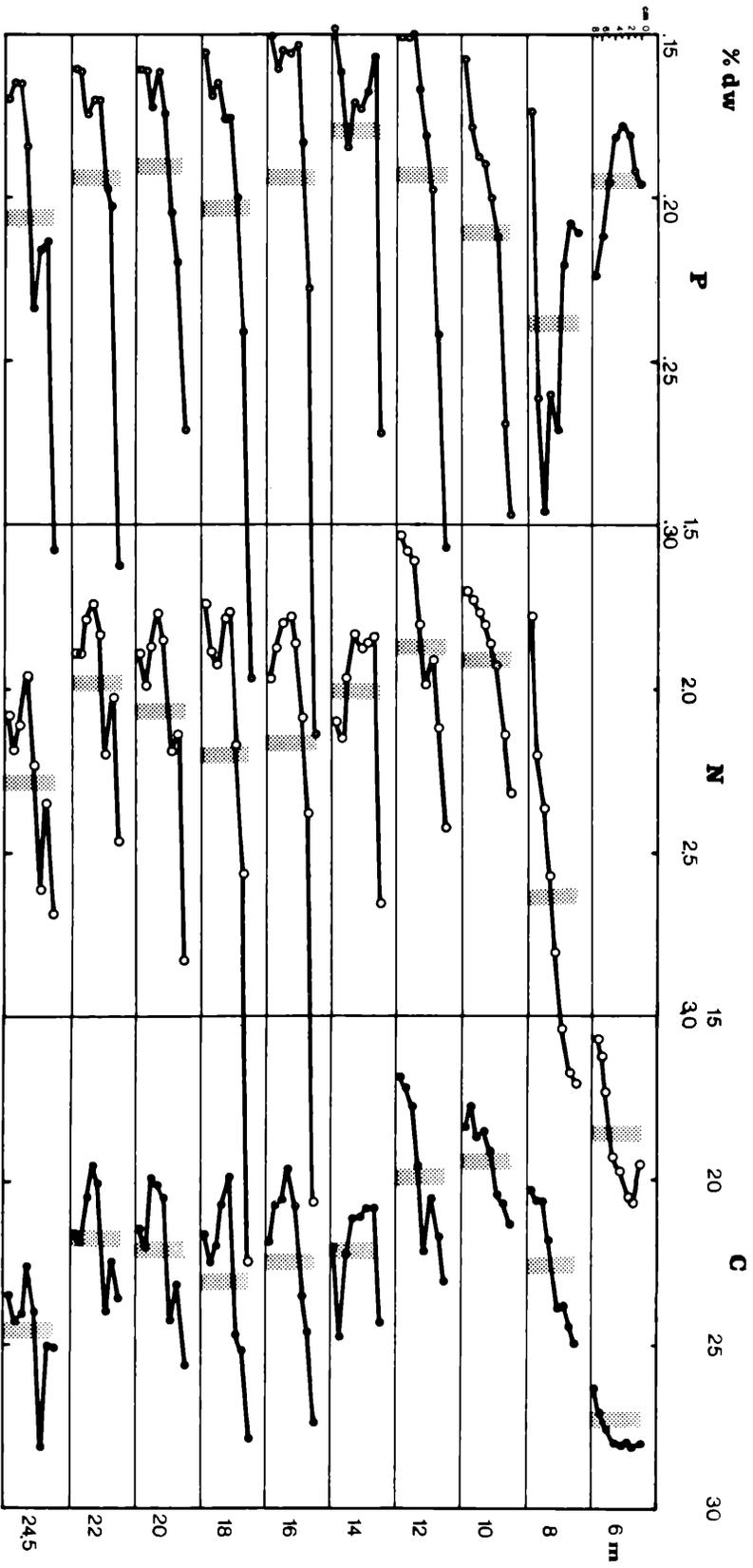


Abb. 4. 8.: Phosphor-, Stickstoff-, Kohlenstoff-Gehalt (% IG) des Sediments in einzelnen cm-Schichten von 0 – 8 cm im Mai 1981. Schraffiert: Mittelwerte (0 – 8 cm).



#### 4.4.2. Phosphor-Freisetzungsraten

Zur Messung der Phosphorfreisetzungsraten wurde ungestörtes Sediment zusammen mit dem überstehenden Wasser entnommen und in einem Kühl-Brut-Schrank bei 4°, 8° und 12°C insgesamt 15 Wochen lang mit Luft bzw. Stickstoff begast. Dazu wurden Plexiglasröhren mit einem Innendruck von 5 cm und einer Höhe von 65 cm verwendet. Einmal pro Woche wurde ein Teil des überstehenden, von den aufsteigenden Gasblasen durchmischten Wassers entnommen und die Konzentrationen des gelösten reaktiven Phosphors, des gesamten gelösten Phosphors und des Gesamtphosphors analysiert. Die Menge des entnommenen Wassers wurde mit sauerstofffreiem aqua dest. ersetzt. Aus den Phosphorkonzentrationen des Oberstandswassers wurden die Freisetzungsraten pro m<sup>2</sup> und Tag berechnet.

Abhängig von der Entnahmetiefe des Sediments (5, 10, 15 und 20 m; die Probe aus 24 m wurde mehrmals durch aufsteigende Methanblasen so gestört, daß sie nicht mehr zur Berechnung herangezogen werden konnte), der Bebrütungstemperatur und der Begasungsart (die mit Luft begasteten Proben wiesen immer Sauerstoffsättigung auf, die mit Stickstoff begasteten hatten Konzentrationen von weniger 0,1 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>) wurde eine unterschiedliche Freisetzung erwartet. Die wichtigsten Ergebnisse dieses Versuchs sind in Abb. 4.9. dargestellt.

Das Sediment aus 5 m Tiefe weist eine sehr geringe Phosphorabgabe auf, nämlich zwischen 50 und 250 µg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, die zudem von der Temperatur nicht wesentlich beeinflusst wird. Die anfangs höhere P-Freisetzungsraten unter anaeroben Bedingungen ist bei höheren Temperaturen nicht festzustellen, hier führt Belüftung zu einer verstärkten Freisetzung von Phosphor.

In 10 m Tiefe ist ein deutlicher Temperatureinfluß feststellbar, und zwar steigt die P-Abgabe bei Erhöhung der Temperatur um 4° auf etwa das Doppelte. Stickstoffbegasung führt gegenüber Belüftung in jedem Fall zu höheren Abgaberraten, die zwischen 70 und 630 µg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> schwanken. Am stärksten ist der Temperatureinfluß bei Sediment aus 15 m Tiefe, er resultiert in einer Verzehnfachung der Abgaberrate bei Erhöhung von 4°C auf 8°C, die Extremwerte betragen 70 und 2200 µg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, während der Einfluß der Begasungsart nicht eindeutig ist: bei 4°C überwiegt die anaerobe P-Abgabe, bei 8°C die aerobe, bei 12°C ist fast kein Unterschied zwischen beiden Begasungsarten festzustellen.

Gänzlich unterschiedlich verhält sich das Sediment aus 20 m Tiefe: hier führt der Temperaturanstieg von 4 auf 8°C zwar zu einer Erhöhung der Austauschrate, sie bleibt dann aber konstant oder geht sogar zurück. Sehr klar unterscheiden sich jedoch Belüftung und Stickstoffbegasung, und zwar in allen Temperaturbereichen: Stickstoffbegasung führt zu 2- bis 3-fach höheren Abgaberraten, die Werte schwanken zwischen 80 und 1000 µg m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>.

Auffallend ist, daß anfangs fast kein Unterschied in der Freisetzungsraten zwischen den verschiedenen Tiefenstufen besteht, sondern nur zwischen aeroben und anaeroben Verhältnissen im Überstandswasser. Da sich diese Unterschiede im Sediment aus 20 m Tiefe noch verstärken, ist hier möglicherweise die Bildung von Eisenhydroxid – das belüftete Sediment ist nach einigen Wochen bis in etwa 3 mm Tiefe rostbraun gefärbt – aufgrund der hohen Konzentrationen an Fe<sup>2+</sup> im Interstitialwasser (Abb. 4.6. und 4.10.) an einer sekundären Ausfällung von Phosphat beteiligt.

Die Zuordnung bestimmter Freisetzungsmuster zu chemisch-physikalischen oder biologischen Reaktionen ist schwierig. Eine Untersuchung der Beziehung zwischen Eisen und Phosphor im Sediment, im Interstitialwasser und in der Sediment-Wasser-Kontaktzone ergab, daß sich Eisen zwar im Hypolimnion des Piburger Sees anreichert, und zwar in strenger Abhängigkeit von anaeroben Verhältnissen (Abb. 4.10. und 4.11.), daß sich der gelöste reaktive Phosphor jedoch gänzlich unabhängig davon verhält.

Anders als die „klassischen“, von EINSELE (1936, 1938), MORTIMER (1941, 1942), TESSENOW (1972) und anderen Autoren beschriebenen Vorgänge bei Reduktion von dreiwertigem Eisen und in-Lösung-Gehen des adsorptiv gebundenen Phosphats treten im Piburger See weder im freien Wasser noch in der Sediment-Wasser-Kontaktzone Orthophosphat-Konzentrationen von über 5 µg l<sup>-1</sup> auf. Die Konzentration gelösten reaktiven Phosphors scheint von Organismen kontrolliert zu werden, sodaß weder eine nennenswerte Sorption an anorganische Partikel noch eine Fällung stattfindet. Dieses Phänomen ist von LEVINE & SCHINDLER (1980) an Seen der Experimental Lake Area in Canada beobachtet worden.

$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$

Abb. 4. 9.: Phosphorfreisetzung in Abhängigkeit von Temperatur und Begasungsart.

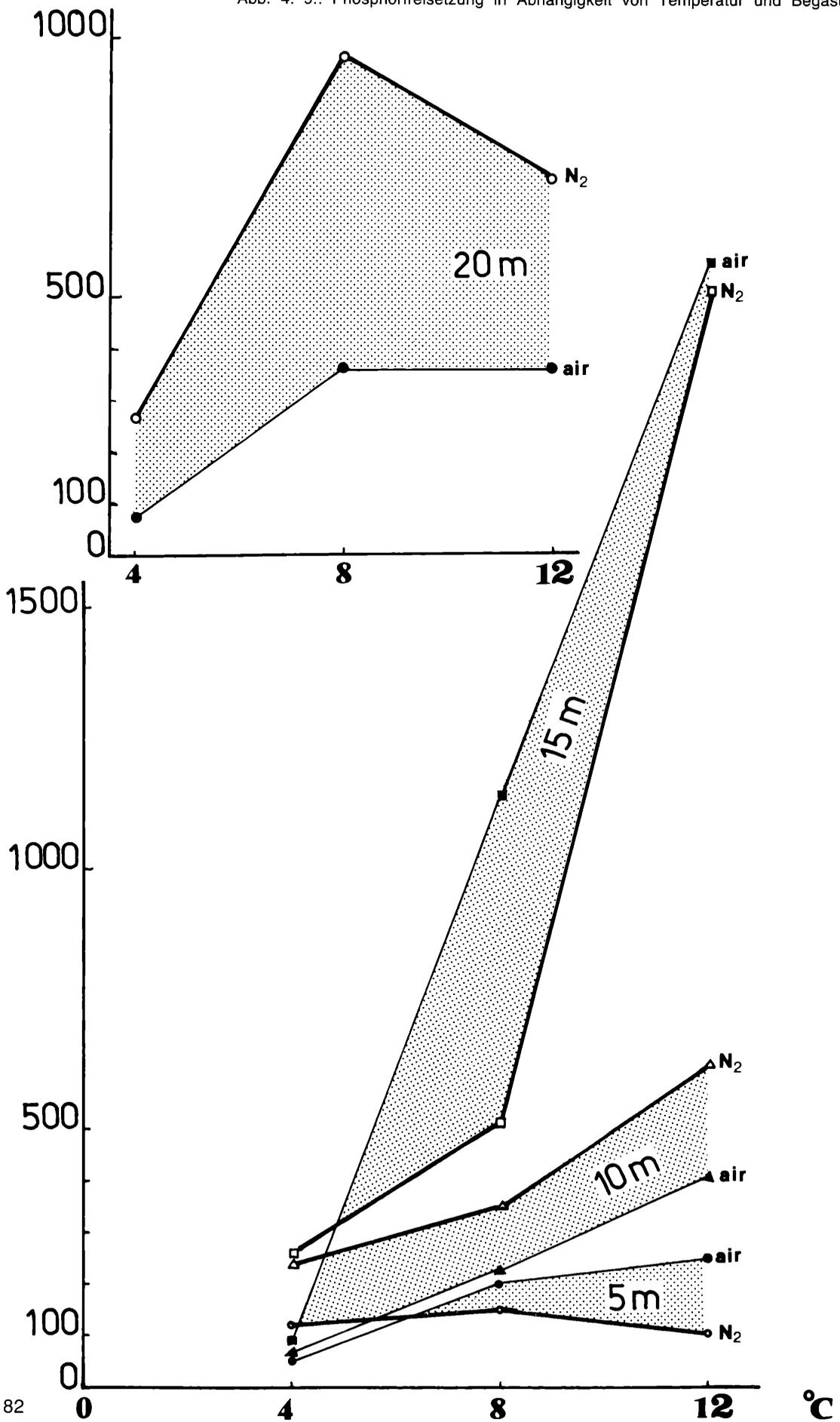


Abb. 4.10.: Konzentrationen ( $\mu\text{l}^{-1}$ ) an gelöstem reaktiven Phosphor (DRP) und gelöstem 2-wertigen Eisen ( $\text{Fe}^{2+}$ ) im Interstitialwasser von 0 – 15 cm im Februar 1980.

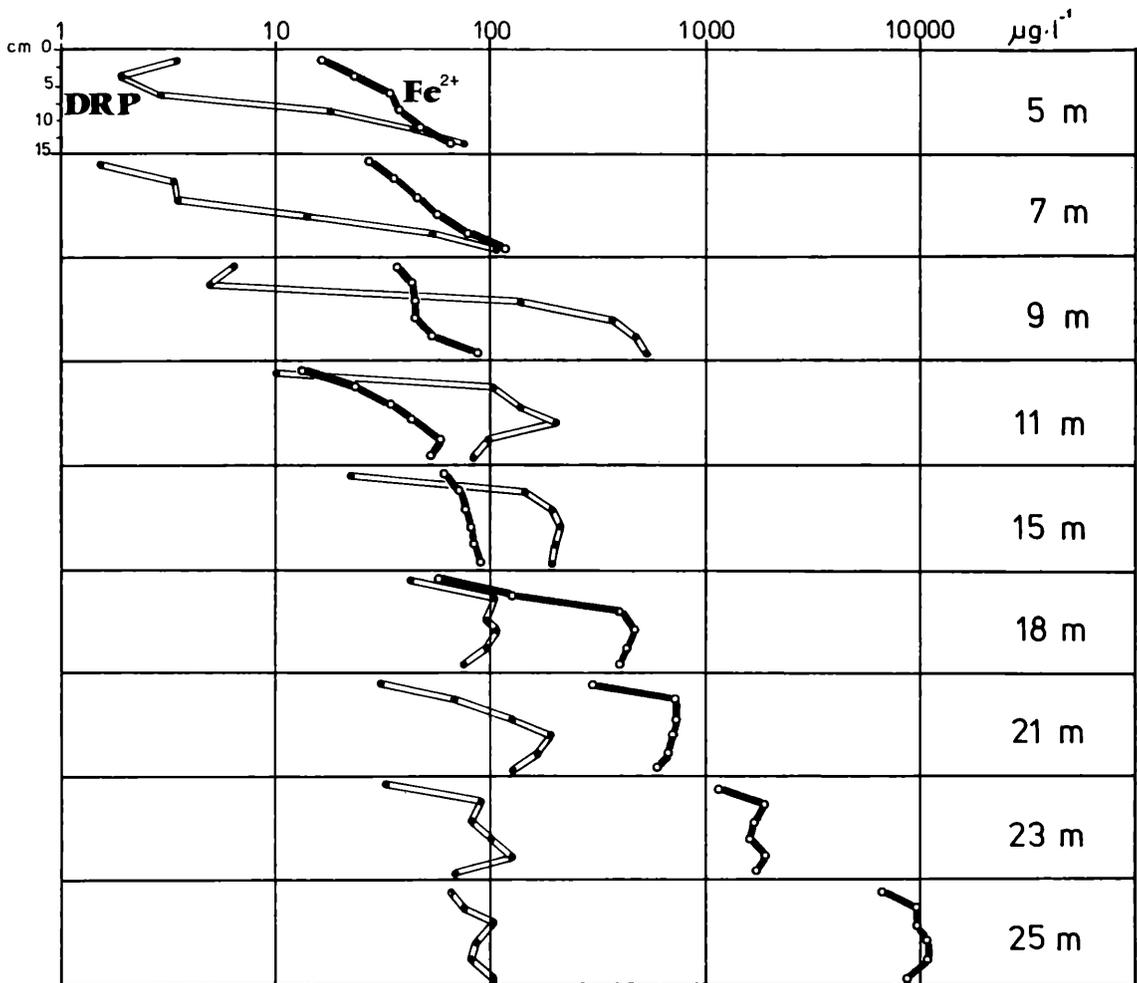
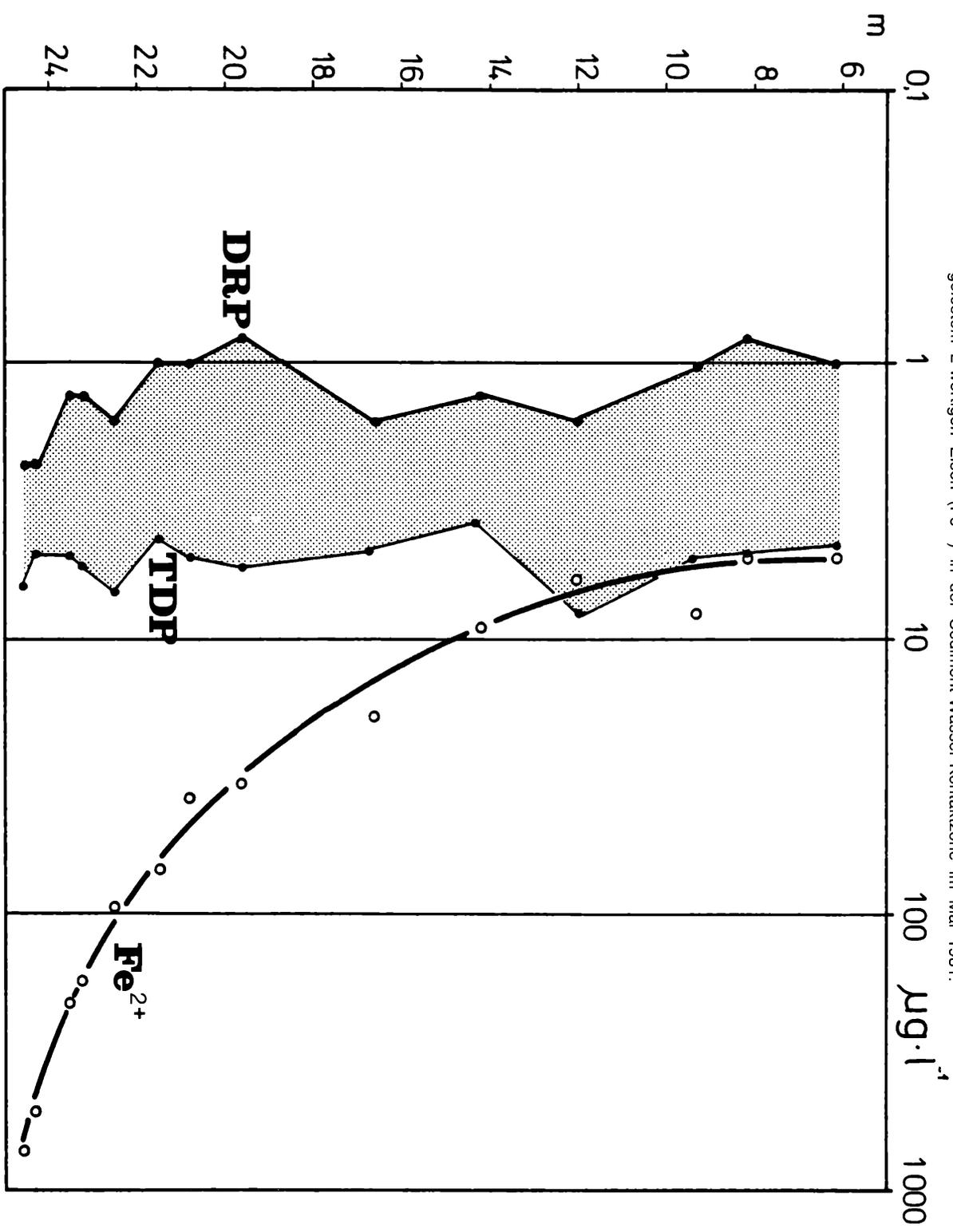


Abb. 4.11.: Konzentrationen ( $\mu\text{l}^{-1}$ ) an gelöstem reaktiven Phosphor (DRP), gelöstem Gesamtposphor (TDP) und gelöstem 2-wertigen Eisen ( $\text{Fe}^{2+}$ ) in der Sediment-Wasser-Kontaktzone im Mai 1981.



Auf Mechanismen, die im Piburger See von Bedeutung sein können, weisen PETERSON & BOSTRÖM (1982) hin:

- a) in flachen Seen kann eine Temperaturzunahme die Phosphatabgabe an sauerstoffgesättigtes Wasser durch die gleichen Mechanismen wie bei anaerober Freisetzung bewirken;
- b) eine pH-Erhöhung (Primärproduktion) kann zu einer Abgabe von Al- und Fe-gebundenem Phosphor führen;
- c) manche Sedimente enthalten große Mengen nur schwach sorbierten Phosphors, der unabhängig von pH und Redoxpotential abgegeben werden kann;
- d) windinduzierte Turbulenzen können durch Aufwirbelung der Sedimentoberfläche zu einer erhöhten P-Abgabe führen.

BOSTRÖM & PETERSON (1982) fanden bei einer Untersuchung der Phosphorfreisetzung 3 verschiedene Muster: 1. keine signifikante Freisetzung, weder unter aeroben noch unter anaeroben Bedingungen; 2. starke Freisetzung unter anaeroben Bedingungen (der „klassische“ Fall); 3. Abgabe bis zu einem bestimmten Niveau, danach ohne Einfluß, ob aerobe oder anaerobe Bedingungen.

Bemerkenswert an den Ergebnissen vom Piburger See ist, daß – unabhängig von der Sedimenttiefe – verschiedene Muster der P-Abgabe auftreten, und daß die Freisetzung bzw. Aufnahme von Phosphat von der biologischen Aktivität des Sediments abhängig zu sein scheint.

Eine gewisse Übereinstimmung gibt es auch mit dem N/P-Verhältnis im Sediment und mit der Konzentration an DRP im Interstitialwasser: je höher die Konzentrationen an DRP, desto niedriger das N/P-Verhältnis und desto niedriger die Phosphataufnahme.

Das Sediment bis in etwa 8 – 10 m Tiefe zeigt (Wie Abb. 4.12. demonstriert) die Tendenz, große Mengen an Phosphat aufzunehmen, und zwar abhängig von der Bioaktivität, während die Aufnahme unterhalb 10 m eher gering ist und von der Vergiftung des Sediments mit Formol nicht mehr so beeinträchtigt wird<sup>2</sup>. Hier spielen eventuell entstehende Eisenverbindungen als abiogene P-Adsorbentien eine Rolle.

- Die Phosphorfreisetzung aus Sedimenten ist positiv korreliert mit
- dem Gehalt an wasserlöslichem Phosphor im Frischsediment,
  - den Interstitialwasserkonzentrationen an DRP,
  - dem Gehalt an austauschbaren Phosphor im Frischsediment.

Sie ist negativ korreliert mit

- der Phosphataufnahmekapazität von Frischsediment.

Keine Korrelation hingegen gab es mit dem Gesamtposphorgehalt sowohl des Frisch- als auch des Trockensediments, mit dem Anteil organischen Phosphors und den verschiedenen Phosphorfractionen (Fe-, Al- und Ca-Phosphor). Auch zum Verhältnis C/N und Fe/P konnte bisher keine eindeutige Korrelation gefunden werden, ebensowenig zum Redox-Potential und zur Konzentration gelösten reaktiven Eisens im Interstitial- und Oberstandswasser.

Tabelle 4.3.:

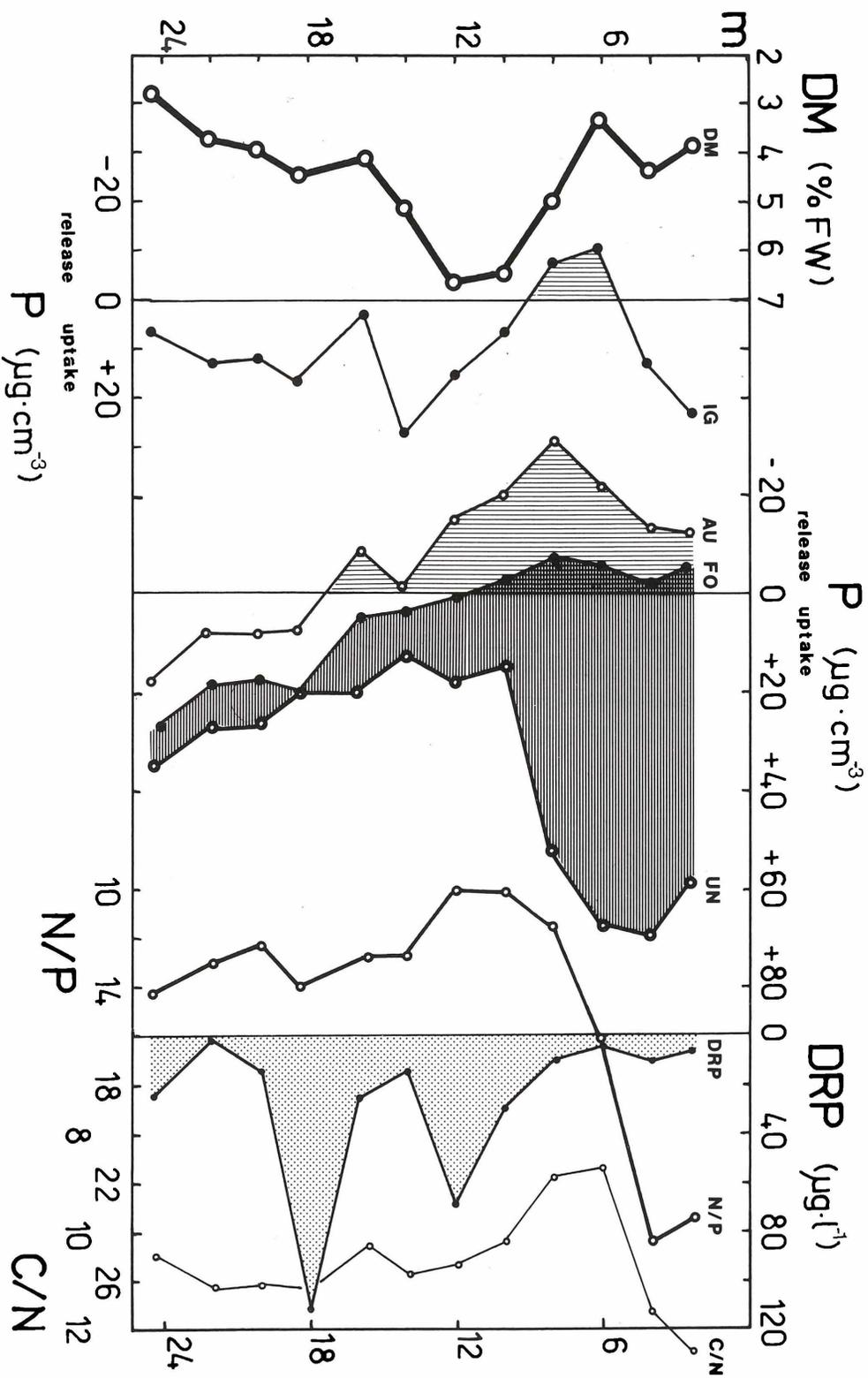
Amplitude der Temperatur und der relativen Sauerstoffsättigung, Fläche und tägliche ( $\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ,  $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ ) bzw. jährliche ( $\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$ ) Phosphorfreisetzungsraten in verschiedenen Tiefenstufen des Piburger Sees und im gesamten See

| Tiefe<br>(m) | Temperatur<br>(° C) | Relative Sauerstoffsättigung<br>(%) | Fläche<br>$\text{m}^2$ | Phosphorfreisetzungsraten              |                        |       |
|--------------|---------------------|-------------------------------------|------------------------|--|------------------------|-------|
|              |                     |                                     |                        | ( $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) | ( $\text{kg a}^{-1}$ ) |       |
| 0 – 7,5      | 0 – 22              | 100                                 | 41.080                 | 200                                    | 8,22                   | 3,00  |
| 7,5 – 12,5   | 4 – 4               | 50 – 100                            | 19.715                 | 200                                    | 3,94                   | 1,44  |
| 12,5 – 17,5  | 4 – 6               | 0 – 100                             | 16.945                 | 500                                    | 8,47                   | 3,09  |
| 17,5 – 24,6  | 4                   | 0 – 10                              | 55.950                 | 300                                    | 16,79                  | 6,13  |
| 0 – 24,6     | 0 – 22              | 0 – 100                             | 133.690                | 280                                    | 37,42                  | 13,66 |

Unter Berücksichtigung der im Labor gewonnenen Erkenntnisse und der in situ herrschenden Bedingungen wurden die Phosphorfreisetzung für den gesamten See berechnet (Tab. 4.3.). Sie beläuft sich auf 13.66 kg pro Jahr bzw.  $102 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  und spielt damit, wie Tab. 4.4. (Nr. 8 bis 17) beweist, eine bedeutende Rolle für die Phosphorbelastung des Piburger Sees.

<sup>2</sup> Das hohe N/P-Verhältnis im Litoralbereich (vgl. auch Tab. 4.2.) ist ein Indikator für den „Phosphorhunger“ des Sediments.

Abb. 4.12.: Trockengewichtsanteil (DM), Phosphoraufnahme bzw. -abgabe von Fischsediment (UN) mit Formol vergifteten (FO), autoklaviertem (AU) und gechlühtem (IG) Sediment nach 6 h bei 20°C; Verhältnis von C/N im Sediment (0 – 8 cm) und DRP im Interstitialwasser.



#### 4.5. Nährstoff-Belastungsmodelle

Tabelle 4.4.:

Gemessene und berechnete Frachtparameter sowie Gesamtposphorkonzentrationen des Piburger Sees in den Jahren 1975 – 1981

| Parameter  | Dimension                            |                               | 1975       | 1976  | 1977  | 1978  | 1979  | 1980 | 1981  | $\bar{x}_{75-80}$ | Nr.  |      |
|--|--------------------------------------|-------------------------------|------------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------------------|------|------|
| $(P)_c^{sp}$   | $\mu g \cdot l^{-1}$                 |                               | 14,9       | 10,1  | 9,8   | 9,8   | 10,2  | 10,7 | 11,3  | 11,0              | ( 1) |      |
| $(P)$  | $\mu g \cdot l^{-1}$                 |                               | 9,6        | 9,2   | 9,1   | 12,6  | 10,7  | 11,2 | 12,3  | 10,7              | ( 2) |      |
| Zuflüsse   | $10^3 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$    |                               | 811        | 456   | 712   | 647   | 956   | 913  | –     | 749               | ( 3) |      |
| Abflüsse   | $10^3 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$    |                               | 852        | 345   | 760   | 686   | 1024  | 945  | –     | 769               | ( 4) |      |
| $t_w$  | Jahre (a)                            |                               | 1,93       | 3,23  | 2,15  | 2,37  | 1,61  | 1,74 | –     | 2,17              | ( 5) |      |
| $q$  | $V \cdot a^{-1}$                     |                               | 0,46       | 0,26  | 0,41  | 0,37  | 0,56  | 0,52 | –     | 0,43              | ( 6) |      |
| $q_s$  | $\bar{z}/t_w$ (m/a)                  |                               | 7,10       | 4,24  | 6,37  | 5,78  | 8,51  | 7,87 | –     | 6,65              | ( 7) |      |
| LOADING  | P mg m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> | OZ                            | 50         | 73    | 67    | 56    | 208   | 78   | –     | 89                | ( 8) |      |
|  |                                      | UZ                            | 4          | 2     | 2     | –     | –     | –    | –     | 3                 | ( 9) |      |
|  |                                      | Externe Frachten              | AE         | 32    | (27)  | (43)  | 36    | –    | –     | –                 | 34   | (10) |
|  |                                      |                               | OB         | –     | –     | –     | –     | –    | –     | –                 | –    | (11) |
|  |                                      |                               | BG         | –     | –     | –     | –     | –    | –     | –                 | 22   | (12) |
|  |                                      | Interne Frachten              | AB         | 45    | –     | –     | –     | –    | –     | –                 | –    | (13) |
|  |                                      |                               | SF         | –     | –     | –     | –     | –    | –     | 102               | –    | (14) |
|  |                                      | Externe Frachten (gemessen)   |            | 88    | 75    | 69    | 92    | 208  | 78    | –                 | 102  | (15) |
|  |                                      | Externe Frachten (berechnet)  |            | 110   | 129   | 125   | 117   | 267  | 137   | –                 | 148  | (16) |
|  |                                      | $\Sigma$ Ext. + int. Frachten |            | 257   | 276   | 272   | 264   | 414  | 284   | –                 | 295  | (17) |
| OUTPUT   | P mg m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> | OA                            | 31         | 6     | 26    | 45    | 67    | 45   | –     | 37                | (18) |      |
|  |                                      | Austrag aus dem System        | OL         | 59    | 69    | 35    | 61    | 54   | 19    | –                 | 50   | (19) |
|  |                                      | Interner Kreislauf            | SE         | 153   | –     | –     | –     | –    | –     | –                 | –    | (20) |
|  |                                      |                               | $\Delta P$ | 24    | 14    | 21    | –41   | 36   | 43    | –                 | 16   | (21) |
|  |                                      | $\Sigma$ Austrag              |            | 90    | 75    | 61    | 109   | 121  | 74    | –                 | 88   | (22) |
|  |                                      | $\Sigma$ + SE + $\Sigma P$    |            | 267   | 242   | 235   | 221   | 310  | 270   | –                 | 258  | (23) |
| CRITICAL LOAD  |                                      |                               |            |       |       |       |       |      |       |                   |      |      |
| $L_{c1} = (P)_c^{sp} \cdot q_s \cdot (1 + \sqrt{t_w})$   |                                      | 253                           | 120        | 154   | 144   | 197   | 195   | –    | 181   | (24)              |      |      |
| $L_{c2} = (P) \cdot q_s \cdot (1 + \sqrt{t_w})$  |                                      | 163                           | 109        | 143   | 185   | 207   | 206   | –    | 176   | (25)              |      |      |
| Berechnete Konzentrationen   |                                      |                               |            |       |       |       |       |      |       |                   |      |      |
| $(P)_1 = \frac{L \cdot (1-R_{(c)})}{\bar{z} \cdot q}$  |                                      | 14,31                         | 21,01      | 10,90 | 21,47 | 15,66 | 10,38 | –    | 15,83 | (26)              |      |      |
| $(P)_2 = \frac{L \cdot (1-R_{exp})}{\bar{z} \cdot q}$  |                                      | 7,33                          | 12,68      | 8,90  | 9,00  | 15,66 | 8,46  | –    | 10,30 | (27)              |      |      |
| Retentionskoeffizient  |                                      |                               |            |       |       |       |       |      |       |                   |      |      |
| $R = 1 - \frac{q_o \cdot (P)_o}{q_i \cdot (P)_i}$  |                                      |                               |            |       |       |       |       |      |       |                   |      |      |
| $R_{(a)} = 1 - \frac{\Sigma \text{ Austrag}}{\text{Ext. Fr. (gem.)}}$                              |                                      | –0,02                         | 0,00       | 0,12  | –0,18 | 0,42  | 0,05  | –    | 0,06  | (28)              |      |      |
| $R_{(b)} = 1 - \frac{\Sigma \text{ Austr.} + \text{SE} + \text{P}}{\text{ext.} + \text{int. Fr.}}$ |                                      | –0,04                         | 0,12       | 0,14  | 0,16  | 0,25  | 0,05  | –    | 0,11  | (29)              |      |      |
| $R_{(c)} = 1 - \frac{\Sigma \text{ Austrag}}{\text{Ext. Fr. (ber.)}}$                              |                                      | 0,18                          | 0,42       | 0,51  | 0,07  | 0,55  | 0,46  | –    | 0,37  | (30)              |      |      |
| $R_{(d)} = 1 - \frac{\Sigma \text{ Austrag}}{\Sigma \text{ ext.} + \text{int. Fr.}}$               |                                      | 0,65                          | 0,73       | 0,78  | 0,60  | 0,71  | 0,74  | –    | 0,70  | (31)              |      |      |
| $R_{exp} = 0,86 - 0,143 \ln q_s$   |                                      | 0,58                          | 0,65       | 0,60  | 0,61  | 0,55  | 0,56  | –    | 0,59  | (32)              |      |      |
| $= 0,482 - 0,112 \ln q$  |                                      | 0,57                          | 0,63       | 0,58  | 0,59  | 0,55  | 0,56  | –    | 0,58  | (33)              |      |      |

Erläuterungen zu Tabelle 4.4.

|                          |  |
|--------------------------|--|
| $(P)_c^{sp}$             | gewichtete mittlere Gesamtposphorkonzentration während der Frühjahrszirkulation                                      |
| $(P)$                    | gewichtetes Jahresmittel der Gesamtposphorkonzentration  |
| $t_w$                    | Erneuerungszeit in Jahren  |
| $g$                      | Wasseraustauschrate  |
| $q_s$                    | "hydraulic load" ( $Z/t_w$ )   |
| Externe Frachten         | OZ Oberirdischer Zufluß<br>(Berechnete externe Frachten = OZ + UZ + AE + BG)   |
|                          | UZ Unterirdischer Zufluß   |
|                          | AB Atmosphärischer Eintrag (Wind, Niederschläge)   |
|                          | OB Oberflächlicher Abrinn (bisher nicht gemessen)  |
|                          | BG Phosphoreintrag durch Badegäste   |
| Interne Frachten         | AB Aufsteigende Blaualgen  |
|                          | SP Phosphorfreisetzung aus dem Sediment  |
| Austrag aus dem Sediment | OA Oberirdischer Abrinn  |
|                          | OL Olszewski-Rohr  |
| Interner Kreislauf       | SE Sedimentation   |
|                          | $\Delta P$ Veränderungen im Pelagialinhalt   |
| Kritische Fracht         | $L_{C1}$ bezogen auf die Konzentration während der Frühjahrszirkulation  |
|                          | $L_{C2}$ bezogen auf das gewichtete Jahresmittel   |
| Berechnete Konzentration | $L$ = berechnete externe Frachten  |
| Retentionskoeffizient    | $R_{(a)}$ berechnet aus: Austrag aus dem System und gemessenen Frachten  |
|                          | $R_{(b)}$ berechnet aus: Austrag + Sedimentation + Pelagialänderung und der Summe der externen und internen Frachten |
|                          | $R_{(c)}$ berechnet aus: Austrag und berechneten Frachten (extern)   |
|                          | $R_{(d)}$ berechnet aus: Austrag und Summe der externen und internen Frachten  |
|                          | $R_{exp}$ Näherungsformel von LARSEN & MERCIER (1976)  |

Tab. 4.4. bringt eine Gegenüberstellung von Phosphor-Output und -Input. Von den bisher untersuchten externen Frachten spielt der oberirdische Zufluß und der atmosphärische Eintrag die größte Rolle (60 bzw. 23 %). Auf der Austragsseite ergibt sich, wenn man die Mittelwerte 1975 – 80 und Ergebnisse für einzelne Untersuchungsjahre vergleicht, ein Defizit.

Dazu ist zu sagen, daß die Nährstoffelimination durch Sedimentation sowie das interne Loading durch aufsteigende Blaualgen nur 1975 untersucht werden konnte; der Wert für die Phosphorfreisetzung aus Sedimenten wurde in Laborversuchen gewonnen.

Welche Konsequenzen haben nun diese Messungen und Berechnungen bei der Frage der limnologischen Entwicklung des Piburger Sees?

Nach dem „Nährstoffzufuhr-Konzept“ von VOLLENWEIDER (VOLLENWEIDER & DILLON 1974; VOLLENWEIDER 1975, 1976) besteht eine quantifizierbare Beziehung zwischen der Nährstoffzufuhr zu einem See und dem Trophiegrad dieses Sees. Für Seen, in denen Phosphor als Minimumnährstoff die Primärproduktionsrate beeinflusst, hat VOLLENWEIDER (1976) Formeln vorgeschlagen (Tab. 4.4. Nr. 24, 25), mit denen sich jener kritische Wert der Phosphorzufuhr berechnen läßt, oberhalb dessen ein See eutrophiert wird. Das Problem bei dieser Berechnungsart besteht darin, daß nur die hydraulischen Parameter in die Formel eingehen – neben der mittleren Phosphorkonzentration während der Frühjahrszirkulation –, aber so wichtige Parameter wie Sedimentations- oder Retentionskoeffizienten unberücksichtigt bleiben. LARSEN & MERCIER (1976) fanden aus Korrelationsuntersuchungen eine logarithmische Beziehung zwischen "hydraulic load" ( $q_s$ ) und Retentionskoeffizient ( $R = 1 - \text{Phosphor-Output/Phosphor-Input}$ ), die ebenfalls in Tab. 4.4. dargestellt ist (Nr. 26, 27).

Bei der Berechnung des Retentionskoeffizienten aus den am Piburger See gewonnenen Daten ergeben sich gewisse Schwierigkeiten. Betrachtet man nur den über Tiefenwasserableitung und oberirdischen Abfluß entfernten Phosphor als Phosphoraustrag, ergibt sich ein mittlerer Retentionskoeffizient von 0,37 bzw. 0,70, je nachdem, ob man nur externe oder externe und interne Frachten als Input ansieht (Tab. 4.4., Nr. 30, 31). Bezieht man die Sedimentation und die Änderung des Pelagialinhalts in die Output-Seite ein, beträgt der Retentionskoeffizient nur mehr 0,11, kann aber in einzelnen Jahren auch negative Werte annehmen (Tab. 4.4., Nr. 28, 29).

Durch Umkehrung der VOLLENWEIDERSchen Formel versuchten DILLON & RIGLER (1974), die Phosphorkonzentrationen aus dem Loading und den morphometrischen und hydraulischen Angaben unter Einbeziehung des Sedimentationskoeffizienten zu berechnen.

$$(P) = \frac{L}{\bar{z} (\sigma \varrho)}$$

|           |  |     |
|-----------|--|-----|
| (P)       | mittlere Konzentration (mg P m <sup>-3</sup> )                   | (1) |
| L         | Loading (mg m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )                    |     |
| $\bar{z}$ | mittlere Tiefe (m)   |     |
| $\sigma$  | Sedimentationskoeffizient ( $P_{\text{sed}}/P^{\text{inhalt}}$ ) |     |
| $\varrho$ | Wasseraustauschrate (V a <sup>-1</sup> )                         |     |

Für das Jahr 1975, in dem im Piburger See Sedimentationsmessungen durchgeführt wurden, ergibt sich folgende Beziehung:

$$(P) = L/13,7 \quad (1,17 + 0,46) \quad \sigma = 1,17$$

$$(P) = 0,045 \quad L \quad \varrho = 0,46$$

Nimmt man externe und interne Frachten mit 257 mg P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> an, ergibt sich für die mittlere Phosphorkonzentration ein Wert von 11,5 µg l<sup>-1</sup>, während der tatsächliche Wert bei 9,6 µg l<sup>-1</sup> im Jahr 1975 lag, bis zum Jahr 1981 aber auf 12,3 µg l<sup>-1</sup> anstieg.

Ein Blick auf die Tab. 4.4. macht klar, mit welchen Schwierigkeiten und Unsicherheiten diese Berechnungen verbunden sind. In allen diesen Betrachtungen spielt nicht nur die Genauigkeit der Messung aller beteiligten Parameter eine große Rolle, sondern auch die Übereinstimmung des individuell zu betrachtenden Sees mit den dem Modell zugrundeliegenden Voraussetzungen.

Die wichtigsten Grundannahmen für das Funktionieren der Loading-Modelle sind nach VOLLENWEIDER & KEREKES (1980) folgende:

- Fließgleichgewichtszustand in einem völlig durchmischten Reaktor;
- keine Konzentrationsunterschiede in der Wassersäule;
- Konzentration<sub>See</sub> = Konzentration<sub>Austrinn</sub>;
- **kein internationales loading**;
- die Frachtenberechnungen müssen zuverlässig sein (es ist unwahrscheinlich, daß die individuellen Frachtenschätzungen besser als ± 35 % sind);
- die Nährstofffrachten, ausgedrückt in Jahresraten, müssen dem Zustand eines Fließgleichgewichts nahekommen;
- die Nährstoffracht muß sich, auf Jahresbasis, in einem steady state befinden (das trifft selten zu, auch in ungestörten Systemen gibt es große jährliche Schwankungen des P-Eintrags);
- das Seebecken muß offen sein und einen Ausfluß besitzen;
- der Phosphor muß als Minimum-Nährstoff fungieren.

Als weitere wichtige Information für die Anwendbarkeit der Ergebnisse des OECD-Eutrophierungs-Programmes nennen die Autoren:

- die Verfügbarkeit des Phosphors – alle Modelle beziehen sich auf Gesamtphosphor – kann in verschiedenen Fällen und Regionen sehr unterschiedlich sein;
- Bodenpartikel gebundener Phosphor (Apatit) ist nicht für das Pflanzenwachstum verfügbar; Ähnliches gilt für manchen Humus-See;
- Makrophyten (und epipelische Algen!) werden in den Modellen nicht berücksichtigt, obwohl sie als Nährstoffpumpen fungieren können;
- **interne Düngung (bedeutend in anoxischen eutrophen Seen)**;
- Vorhandensein von Fischen, die sich auf die Biomasse des Zooplanktons und damit indirekt auf das grazing und das Phytoplankton auswirken;
- das Algenspektrum kann sich stark auf die Sedimentationsgeschwindigkeit auswirken; *Diatomeen* sedimentieren sehr viel rascher als *Chlorophyceen* und *Blaualgen*;
- die Beziehung von Chlorophyll a zu Gesamtphosphor, ein Index für die Effektivität der P-Verwertung durch Algen, kann – abhängig vom Algenspektrum – stark variieren;
- in großen Wasserkörpern oder in Seen von komplexer Morphometrie (keine "mixed reactors") ist die Bestimmung der mittleren Konzentration mit größeren Schwierigkeiten verbunden;
- Konzentrationsmessungen an einer Stelle (meistens im Bereich der größten Tiefe) sind oft nicht repräsentativ für das gesamte Seebecken;

- in größeren Wasserkörpern kann lokal eine eutrophierte Zone auftreten (bei punktförmigen Nährstoffquellen);
- da die Änderung der Nährstofffrachten erwartungsgemäß das Artenspektrum des Phytoplanktons verschiebt, kann sich auch die Effizienz der P-Verwertung sowie die Sedimentationsrate ändern. Die Stärke des "trophic response" kann dann so lange vom erwarteten Verhalten abweichen, bis der Wasserkörper ein neues Gleichgewicht erreicht hat;
- in flachen, ungeschichteten Seen ist das Recycling von Nährstoffen viel intensiver als in tiefen, geschichteten Seen;
- Voraussagen über die zukünftige Entwicklung von Seen sollten mit statischen Vertrauensgrenzen gemacht werden, welche die Unsicherheiten der Modellvorstellungen wiedergeben;
- das empirische P-Loading-Modell sollte nur für jene Wasserkörper angewendet werden, die hydrologisch, morphometrisch, trophisch und klimatisch den für die Erstellung des Modells verwendeten Seen entsprechen.

Anstelle der früheren starren Einteilung in Trophiegrade wird von VOLLENWEIDER & KERKES (1980) eine „Unschärfe-Relation“ vorgeschlagen, mit der die Wahrscheinlichkeit angegeben wird, welchem Trophiegrad der untersuchte See zuzuordnen ist.

Ein See mit einer Gesamtposphorkonzentration von  $10 \mu\text{g l}^{-1}$  wäre demnach mit einer Wahrscheinlichkeit von 10 % als ultraoligotroph, mit 63 % als oligotroph, mit 26 % als mesotroph, mit 1 % als eutroph und mit 0 % Wahrscheinlichkeit als hypertroph einzustufen.

VOLLENWEIDER & KERKES (1980) und eine Reihe anderer Autoren versuchten nicht nur, eine genauere Modellbeziehung zwischen P-Loading und P-Konzentrationen im See zu finden, sondern auch die Beziehung zwischen Nährstoffangebot und Auswirkungen (Chlorophyll-a-Gehalt, Phytoplankton-Biomasse, Sichttiefe, Sauerstoffzehrung ...) auf den See besser zu quantifizieren (SCHRÖDER & SCHRÖDER 1978; SCHNOOR & O'CONNOR 1980; JONES & LEE 1982).

SCHRÖDER & SCHRÖDER (1978), die der Eindimensionalität des Modells Phosphor-Trophiegrad entgegen wollten, versuchten die Definition bzw. Beschreibung des Trophie-Parameters Chlorophyll a über 17 mögliche oder 9 wichtige Faktoren. Sie stellten jedoch fest, daß bereits 3 oder 4 Faktoren (Phosphorkonzentrationen, Sonnenscheindauer, Temperatur, mittlere Tiefe) zu einem hohen Korrelationskoeffizienten für die untersuchten Seen in Baden-Württemberg führten, der auch durch die Einbeziehung anderer „wichtiger“ Faktoren nicht mehr besser wurde. Damit trat der Fall ein, der bei der Entwicklung von Modellen immer wieder festgestellt wurde und der von KNECHT (1978), der eine Analyse ökologischer Systeme am Beispiel der Simulation des Phytoplanktons des Piburger Sees durchführte, als Effizienzschwelle bezeichnet wird: je mehr Zufallsvariable verwendet werden, desto größer ist die Chance, daß die Folgen darin steckender Fehler nicht fatal werden, ab einer gewissen Anzahl von Zufallsvariablen jedoch sinkt die Effizienz des Modells, da die vorhandenen Meßdaten nicht mehr für die numerische Festlegung der feineren Untergliederung ausreichen. Das sich daraus ergebende Dilemma hält KNECHT für „möglicherweise unlösbar“

Einige Autoren neigen zu der Ansicht, daß die Loading-Konzepte nicht für einzelne Seen, wohl aber für Seen-Gruppen bestimmter Eigenart gelten. Die Genauigkeit des Zusammentreffens der aus Frachtmessungen getroffenen Voraussagen mit den auftretenden Phosphorkonzentrationen (und weiter der Entwicklung des Trophiegrades im Sinne von SCHRÖDER & SCHRÖDER 1978) sagt nicht unbedingt etwas über das Zusammentreffen von Modellvorstellungen aus. Wenn echte Fortschritte auf diesem Gebiet erzielt werden sollen, müssen also nicht nur die Loading-Parameter genauestens untersucht, sondern auch die ökosysteminternen Beziehungen geklärt werden.

In diesem Zusammenhang ist auch ein Vergleich der Modellvorstellungen mit den im Piburger See herrschenden Verhältnissen interessant. Während die Modelle folgende Beziehung zwischen Algenbiomasse und P-Loading annehmen:

$$L \quad \rightarrow \quad (P) \quad \rightarrow \quad \text{Trophie} \quad \left( \begin{array}{l} \text{Primärproduktion,} \\ \text{Algenbiomasse,} \\ \text{Chlorophyll a),} \end{array} \right.$$

(Loading)                      (P-Konzentration)

weist ein bedeutender Teil des Loadings am Piburger See diese Charakteristik auf:

$$L = \text{Phosphor in } \textit{Oscillatoria}\text{-Biomasse}$$

d.h. durch Algenbiomasse, die aus dem Sediment in das freie Wasser einwandert, gelangt gleichzeitig organisch gebundener Phosphor ins Pelagial.

Ein weiteres wichtiges Kapitel in der Loading-Diskussion betrifft die Verfügbarkeit des Phosphors für das Algenwachstum (COWEN & LEE 1976; LEE, JONES & RAST 1980; CHAPRA 1982; PETERS 1981; GOLTERMANN 1977; GUNATILAKA 1981). PSENNER (in Druck) diskutiert diese Fragen im Zusammenhang mit den Ergebnissen der Empneuston- und Niederschlags-Studie am Piburger See.

Wenn man davon ausgeht, daß die über 7 Jahre gemessenen Phosphor-Konzentrationen eine realistische Schätzung des gewichteten Mittels darstellen ( $\bar{x} = 10,7 \mu\text{g l}^{-1}$ ) und die von 1975 bis 1980 gemessenen hydrographischen Verhältnisse ebenfalls einen zuverlässigen Mittelwert für die Wasseraustauschrate ergeben ( $q = 0,43$ ), kann man versuchen, aus der Gleichung von DILLON & RIGLER (1974) auf das tatsächliche Loading zurückzurechnen. Als weitere Annahme muß der Sedimentationskoeffizient aus dem Jahr 1975 ( $\sigma = 1,17$ ) als für den untersuchten Zeitraum gültig angesehen werden. Die Berechnung der Retentionskoeffizienten  $R_{(a)}$  bis  $R_{(d)}$  hatte sehr große Unterschiede ergeben.

Einen Ausweg aus dieser Situation bietet die Verwendung von  $R_{\text{exp}}$  nach der Formel von LARSEN & MERCIER (1976), der ebenfalls in Tab. 4.4. angeführt ist.

Das so errechnete Loading beläuft sich demnach auf:

$$L = (P) \bar{z} (\sigma + q) \tag{2}$$

$$L = 10,7 \cdot 13,7 \cdot (1,17 + 0,43) = 235$$

bzw.

$$L = \frac{(P) \bar{z} p}{(1 - R_{\text{exp}})} \tag{3}$$

$$L = 10,7 \cdot 13,7 \cdot 0,43 / 0,41 = 154$$

Diese Werte (154 bzw. 235 mg P m<sup>-2</sup>a<sup>-1</sup>) liegen ziemlich nahe bei den aus Einzelmessungen verschiedener Jahre ermittelten externen bzw. externen und internen Frachten (148 bzw. 295 mg m<sup>-2</sup>a<sup>-1</sup>). Die "critical load", berechnet auf der Basis der Jahresmittel der Phosphorkonzentrationen, beträgt im Durchschnitt (1975 – 80) 176 mg m<sup>-2</sup>a<sup>-1</sup> (Tab. 4.4. Nr. 24, 25). PECHLANER & PSENNER (1979) hatten noch angenommen, daß das tatsächliche Loading – damals standen nur Daten über den oberirdischen und unterirdischen Zufluß sowie über Niederschläge zur Verfügung – unter der kritischen Fracht läge; aufgrund der während des ÖEP 1978 – 82 durchgeführten Messungen und Berechnungen muß man aber annehmen, daß die "critical load" erreicht oder überschritten wurde, weshalb der Piburger See keinen Rückgang in der Phosphorkonzentration, sondern eher steigende Tendenz aufweist.

Abb. 13, die sowohl die Beziehung einzelner Loading-Komponenten zur kritischen Fracht als auch zur Veränderung der mittleren Gesamtphosphorkonzentration darstellt, zeigt, daß die Grundfracht – das ist jener Frachttteil, der durch Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet (95 % Wald und Ödland) kaum beeinflußt werden kann – in einigen Untersuchungsjahren der "critical load" bereits sehr nahe kommt.

HAMM (1979) zeigte am Beispiel einiger Voralpenseen, daß die natürliche Grundlast bzw. die diffuse Belastung den kritischen Wert sensu VOLLENWEIDER (1976) bereits überschreitet.

Wenn am Piburger See weitere Frachtenparameter wie oberflächlicher Abrinn, Eintrag durch Badegäste sowie internes Loading in die Betrachtung einbezogen werden, ist eine Oligotrophierung nicht mehr zu erwarten. Der Piburger See stellt damit ein Beispiel für ein sensibles Ökosystem dar, in das durch menschliche Aktivitäten entscheidend eingegriffen wurde.

Die „natürliche“ Belastung ist ein seit sehr langer Zeit eingependeltes Fließgleichgewicht. Durch die Installation einer Tiefenwasserableitung ist wahrscheinlich nur der aus Tourismus und landwirtschaftlicher Belastung – seit einigen Jahren verzichten die Bauern auf die Ausbringung von Kunstdünger in den Feldern des Einzugsgebietes – etwa kompensiert worden.

Die Frage, ob die Tiefenwasserableitung durch Erhöhung der Diffusionsgradienten zu einem verstärkten Eintrag gelösten Phosphors aus dem Sediment geführt hat, konnte nicht eindeutig beantwortet werden, da aus dem Zeitraum vor der Restaurierung keine Nährstoffuntersuchungen vorliegen.

Die auffallend niedrigen Phosphorkonzentrationen in der Sediment-Wasser-Kontaktzone sprechen jedoch – sofern sie nicht als Resultat dieser seit 1970 andauernden Ableitung hypolimnischen wassers anzusehen sind – eher dagegen. Da das Maximum der Phosphorfreisetzung in einem Tiefenbereich (um 15 m) auftritt, der mit dem benthischen Besiedlungsmaximum (Nematoden, Oligochaeten, Chironomiden) zusammenhängt (12 – 14 m), könnte die sukzessive Verschiebung der unteren Besiedlungsgrenze in größere Tiefen<sup>3</sup> hier eine allmähliche Freisetzung des sedimentgebundenen Phosphors durch eine Steigerung der Abbauraten<sup>4</sup> auslösen. Eine eindeutige Bestätigung dieser Annahme könnte allerdings erst eine langfristige biologische und chemische Untersuchung des Sediments erbringen.

Der Gesamtkomplex des internen Loading wie er am Piburger See untersucht wurde, zeigt sehr große Abweichungen von klassischen Vorstellungen. Mit anoxischen Bedingungen und dem in-Lösung-Gehen reduzierten Eisens steht die Phosphorfreisetzung im Falle dieses Sees offenbar nicht direkt in Beziehung, vielmehr scheinen biologische Komponenten die Konzentrationen und Reaktionen des Phosphors zu steuern.

#### 4.6. Ausblick

Unser aktueller Wissensstand über den Phosphorkreislauf im Piburger See ist in Abb. 4.14. kurz zusammengefaßt. Gut abgesicherte Mittelwerte gibt es allerdings nur über die Frachten des oberirdischen Zu- und Abflusses und des Olszewski-Rohrs, die seit 1975 gemessen werden. Offene Fragen bestehen beim Eintrag durch diffusen oberflächlichen Abrinn und – damit zusammenhängend – dem unterirdischen Zufluß, welcher ja die Summe aller nicht über den Piburgerbach (OZ) zuströmenden Wassermengen darstellt. Der Eintrag durch Badegäste, der mit Hilfe der Angaben von SCHULZ (1981) aus der Anzahl der Badegäste geschätzt wurde, dürfte sich in den kommenden Jahren verringern, weil durch den Bau der neuen Badeanstalt ausreichende und nahe gelegene WC-Anlagen bereitstehen. Der durch aufsteigende Blaualgen eingebrachte Phosphor und die Sedimentation wurden von DÖRRSTEIN (1977) im Jahr 1975 gemessen. Aus dem von DÖRRSTEIN erstellten Phosphorbudget ergab sich ein Rest-Eintrag von  $132 \text{ mg m}^{-2}\text{a}^{-1}$  (vgl. Abb. 13), der sich aus oberflächlichem Ausrinn, touristischer Belastung und Freisetzung aus Sedimenten zusammensetzt. Die aus Laborexperimenten gewonnenen Daten für die Phosphorfreisetzung aus Sedimenten ( $102 \text{ mg m}^{-2}\text{a}^{-1}$ ) stimmen mit diesen Angaben – trotz des unterschiedlichen Forschungsansatzes – gut überein.

Mit dem Österreichischen Eutrophieprogramm 1978 – 1982 wurde ein wichtiger Mosaikstein in unser Bild über Auswirkungen natürlicher und zivilisationsbedingter Nährstoffquellen auf das „Ökosystem Piburger See“ gefügt. Die von PECHLANER (1979) aufgeworfene Frage, warum sich der Piburger See auch nach erfolgter Sanierung und Restaurierung nicht auf einen oligotrophen Zustand hinbewegt, konnte – jedenfalls was das interne Loading betrifft – beantwortet werden.

Außerdem haben die Untersuchungen gezeigt, daß die Zuverlässigkeit von Voraussagen über die Entwicklung aquatischer Ökosysteme in der Hauptsache von zwei Bedingungen abhängt:

- a) Umfang und Genauigkeit der Messung aller Frachtparameter
- b) Komplexität bzw. Zutreffen der Modellvorstellungen.

Damit ergeben sich für die nächsten Jahre vor allem zwei Forschungsaufgaben:

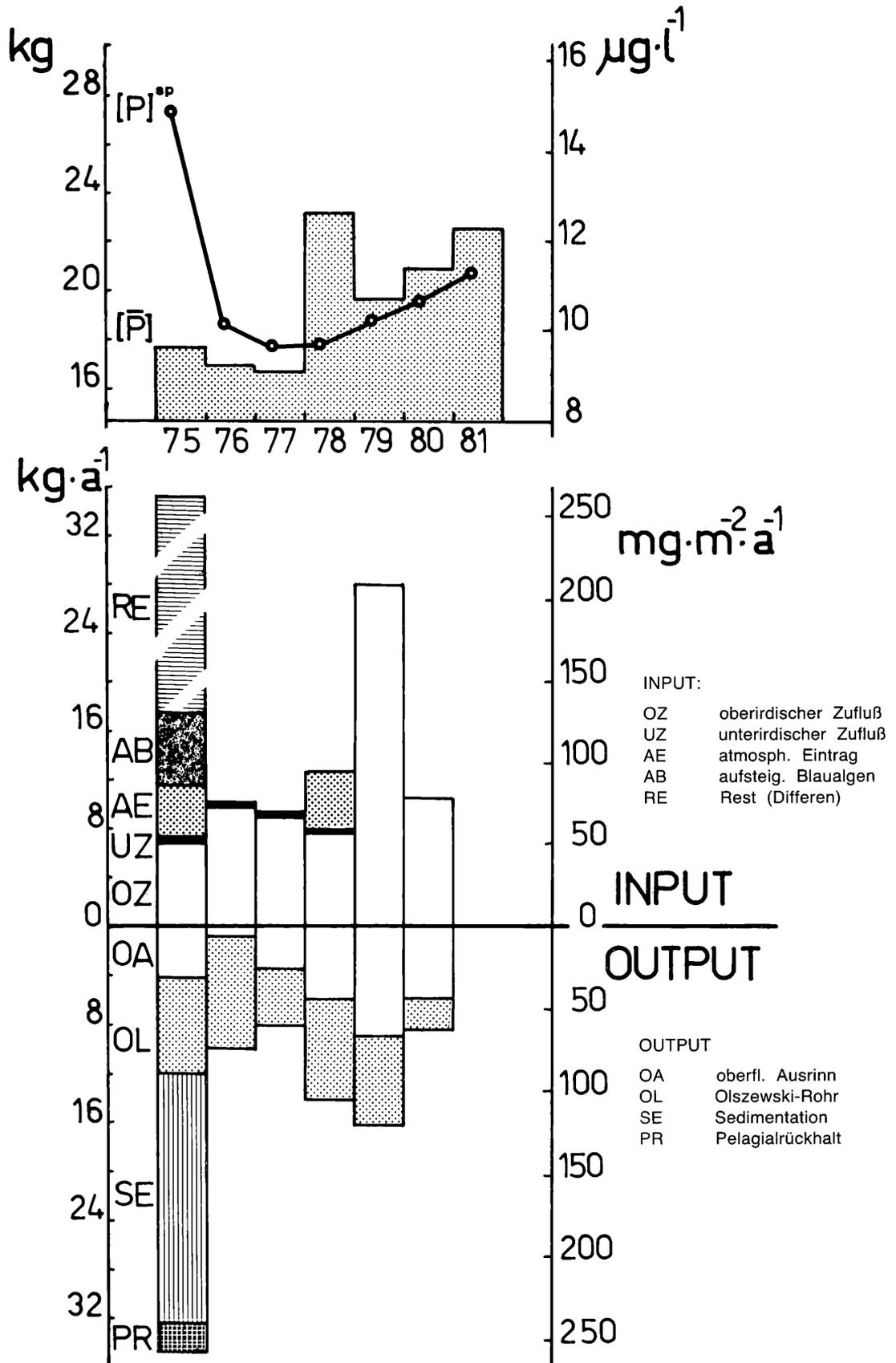
1. Die genaue Erfassung der noch ausstehenden Loading-Parameter (Diffuser Eintrag durch oberflächlichen Abrinn, Niederschläge).
2. Die weitergehende Untersuchung ökosystemarer Zusammenhänge (Phosphorfraktionen im Sediment, Sedimentation, organische Aktivität im Sediment und Pelagial, Biomasseverlagerungen zwischen Pelagial und Benthos).

---

<sup>3</sup> 1975 wurde 13,5 m als untere Besiedlungsgrenze des Zoobenthos festgestellt, 1982 lag diese Grenze bei 18 m Tiefe.

<sup>4</sup> Große Sedimentdichten und geringer Kohlenstoffgehalt sowie hohe interstitialwasserkonzentrationen an DRP fallen mit dem Besiedlungsmaximum zusammen.

Abb. 4.13.: Mittlerer Gesamtphosphorinhalt des Piburger Sees zur Zeit der Fröhjahrszirkulation ( $P^{SP}$ ) und als Jahresmittel ( $\bar{P}$ ), angegeben in kg bzw.  $\mu\text{l}^{-1}$ . Phosphor-Loading in  $\text{kg a}^{-1}$  bzw. in  $\text{mg m}^{-2} \text{a}^{-1}$ .



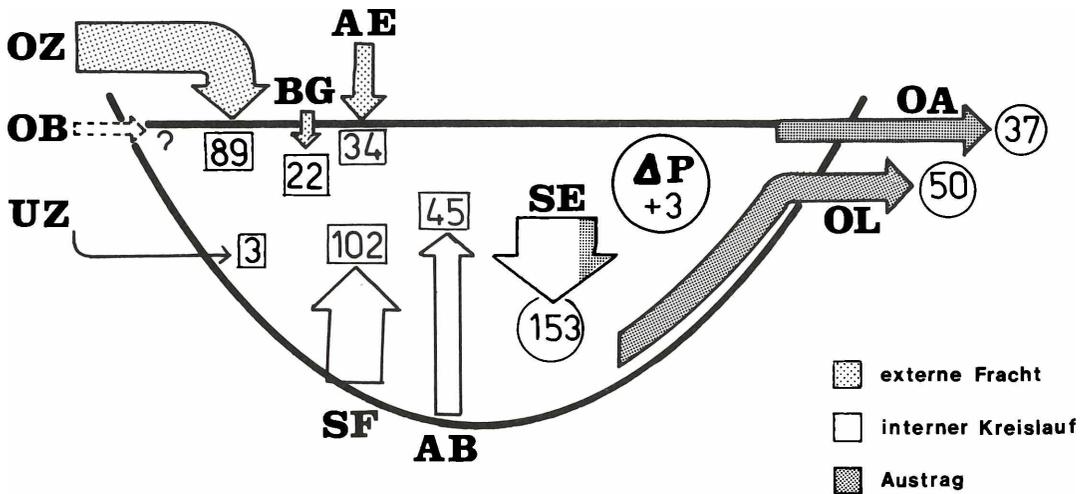


Abb. 4.14.: Phosphorkreislauf im Piburger See ( $\text{mg}/\text{m}^2\text{a}^{-1}$ ).

|            |  |                         |
|------------|--|-------------------------|
| OZ         | oberirdischer Zufluß                     | (Mittelwert 1975–1980)  |
| OB         | oberflächlicher Abrinn                   | (noch nicht gemessen)   |
| UZ         | unterirdischer Zufluß                    | (Mittelwert 1975–1977)  |
| BG         | Badegäste                                | (Mittelwert 1975–1980)  |
| AE         | Atmosphärischer Eintrag                  | (Mittelwert 1975, 1978) |
| SF         | Sedimentfreisetzung                      | (1981)                  |
| AB         | aufsteigende Blaualgen                   | (1975)                  |
| SE         | Sedimentation                            | (1975)                  |
| $\Delta P$ | Veränderung des Pelagialinhalts pro Jahr | (1975–81)               |
| OA         | oberirdischer Ausrinn                    | (Mittelwert 1975–81)    |
| OL         | Olszewski-Rohr                           | (Mittelwert 1975–1980)  |

Die Untersuchungen zu Punkt 2 werden – immer unter Mitberücksichtigung von Aspekten der Nährstoffbelastung – hauptsächlich von Dissertanten und Postgraduate-Mitarbeitern der Abteilung Limnologie und der Abteilung für Systematische Botanik der Universität Innsbruck geleistet.

Im einzelnen werden derzeit folgende Probleme bearbeitet:

- Gasungsaktivität der Sedimente und Methankreislauf im Piburger See
- Bestimmung einzelner Phosphorfraktionen im Sediment
- Epipelische Algen mit besonderer Berücksichtigung von *Oscillatoria limosa* (Algenspektrum, Biomasse, Verteilung, Chlorophyll a)
- *Oscillatoria limosa* im Pelagial des Piburger Sees (Vertikal Wanderungen, Horizontalverteilung, Biomasse, Ernährung, Phosphor- und Stickstoffgehalt)
- Langfristige Phytoplanktonentwicklung (Artenverschiebung, Biomassen, Primärproduktion, Milieuabhängigkeit)
- Nematoden (Verteilung, Verschiebung unterer Besiedlungsgrenzen, Zusammenhänge mit physikalischen und chemischen Faktoren) im Sediment
- Oligochaeten (Artenspektrum, Biomasse, Produktion, Verteilung) im Sediment

In Vorbereitung sind derzeit:

- Bakteriologische Untersuchung oberflächennaher Sedimente
- Erfassung der Phosphorfraktionen in der sedimentierenden Substanz, als Baustein zum Verständnis des Phosphor-Kreislaufes.

Die Punkt 1 betreffenden Untersuchungen sind Thema des von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften koordinierten und vom Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz sowie vom Land Tirol finanzierten ÖEP-Programmes 1983 – 1986.

Nachdem ein bedeutender Aspekt der Frage, warum sich der Piburger See nicht „modellhaft“ verhält, mit der vorliegenden Arbeit beantwortet wurde, ist es wichtig in den nächsten Jahren die noch offenen Probleme des diffusen Eintrags zu klären, um das Bild der Nährstoffbelastung des Piburger Sees abzurunden. Damit müßte es möglich sein, innerhalb wirklichkeitsnaher Randbedingungen eine Prognose für die langfristige Entwicklung des Trophiegrades dieses Sees zu geben.

## 5. VERGLEICHENDE ZUSAMMENFASSUNG

Die ständig steigende Nährstoffbelastung von Seen stellt eines der wichtigsten Gewässerschutzprobleme der industrialisierten Welt dar. Besonders der Anstieg der Wohnbevölkerung im Umland von Seen, der vermehrte Gebrauch von polyphosphathaltigen Waschmitteln, die intensive landwirtschaftliche Nutzung, die erhöhte atmosphärische Belastung sowie die Entwicklung des Fremdenverkehrs mit ständig zunehmenden Übernachtungsziffern führten zu einer unerwünschten Beeinträchtigung der Wasserqualität unserer Stillgewässer.

Algenblüten, Sauerstoffschwund und Fischsterben als Folgen der Seeneutrophierung durch Nährstoffzufuhr führten zu einem verminderten Erholungswert der Seen und ihrer Umgebung. Durch diese unerwünschte limnologische Entwicklung wurden und sind weiterhin – besonders in einem Fremdenverkehrsland wie Österreich – Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen notwendig.

Effektive Maßnahmen zur Seenreinhaltung setzen die Einsicht in ökologische Zusammenhänge, die den Eutrophierungsvorgang und seine Folgen bedingen, voraus. Die in den hier dargestellten Projekten geleistete Arbeit war nicht nur zur Beurteilung der Effekte erfolgter und weiterer Schutzmaßnahmen an den betreffenden Seen wichtig, sie trägt darüber hinaus zur Vertiefung des einschlägigen limnologischen Wissens bei und hat damit ganz allgemein für die Verbesserung des Instrumentars zur Eutrophierungsbekämpfung Bedeutung.

Die im Rahmen des ÖEP untersuchten Seen haben gemeinsam, daß ihr Einzugsgebiet in den letzten 30 Jahren einer ständig steigenden Nährstoffbelastung ausgesetzt war. In den Seenketten (Projekt 1 und 3) entfällt der Großteil der Nährstoffeinträge auf kommunale Abwässer, die teils durch die ständige Wohnbevölkerung, teils durch den Tourismus bedingt sind, während am Piburger See und Lunzer Untersee die Grundlast aus oberflächlichen Abschwemmungen und den Fremdenverkehr die größte Rolle spielen. Dies beweist Tabelle 5.1., die den Keutschacher See und den Fuschlsee als durch Gäste am stärksten frequentiert ausweist:

Tabelle 5.1.:  
Einwohnerzahlen und Nächtigungsziffern im Einzugsgebiet der vom ÖEP-Projekt erfaßten Seen.

|                  | Einwohner/<br>km <sup>2</sup> .a | Übernachtungen/<br>km <sup>2</sup> .a | Übernachtungen/<br>km <sup>2</sup> .d |
|------------------|----------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Lunzer See       | 11                               | 930                                   | 3                                     |
| Attersee         | 56                               | 4.800                                 | 13                                    |
| Fuschlsee        | 43                               | 10.400                                | 28                                    |
| Irrsee           | 44                               | 2.250                                 | 6                                     |
| Mondsee          | 91                               | 4.300                                 | 12                                    |
| Hafnersee        | 70                               | 7.000                                 | 19                                    |
| Keutschacher See | 82                               | 23.000                                | 62                                    |
| Piburger See     | 0 <sup>1</sup>                   | 10.000 <sup>2</sup>                   | 27 <sup>2</sup>                       |

<sup>1</sup> Keine ständigen Einwohner

<sup>2</sup> Badegäste

Daher erwies sich am Fuschlsee, Mondsee und Attersee, der Kärntner Seenkette und dem Lunzer Untersee der Abtransport häuslicher und industrieller Abwässer über Ringkanalisationen in zentrale Kläranlagen als zweckmäßig, am Piburger See konnte durch den Ausbau der sanitären Anlagen und die Ableitung des Abwasserproblems aus dem Einzugsgebiet des Sees die Belastung durch den Bade- und Ausflugsbetrieb stark vermindert werden.

Da in den Projekten 1 bis 4 vorgestellten Seen nicht nur große morphometrische und hydrographische Unterschiede sowie stark differierende Einzugsgebiete aufweisen, führten die spezielle Vorgeschichte, die durchgeführten Schutzmaßnahmen und die Spezifika der limnologischen Entwicklung zu jeweils anderen Untersuchungsschwerpunkten:

Die Projekte 1 und 3 behandelten Selbstreinigungsvorgänge in Seenketten, Projekt 4 die eutrophierende Wirkung von Sedimenten auf einen See, Projekt 2 hingegen hatte die Aufgabe, die Rolle der Makrophyten als Eutrophierungspuffer am Beispiel eines begrenzten Seereals zu untersuchen. Gemeinsame Fragestellungen aller Projekte waren die Quantifizierung verschiedener Loading-Parameter und die Ermittlung von Retentionskoeffizienten. Außerdem wurde die limnologische Entwicklung der jeweiligen Seen weiter verfolgt und die gewonnenen Daten an Modellvorstellungen überprüft.

Das Ergebnis von *Projekt 1* (Fuschlsee – Mondsee – Attersee) hat gezeigt, daß gemessene und berechnete Phosphorfrachten sehr gut übereinstimmen, wenn die Bodennutzung, Besiedlungsdichte, Verbauung und Industrialisierung der Einzugsgebiete genau ermittelt wurden. Aussagen über die zukünftige Entwicklung der Seen sind anhand geeigneter Modelle – es wurden 19 verschiedene Formeln auf ihre Eignung überprüft – möglich.

Der Phosphorrückhalt betrug im Fuschlsee etwa 60 %, im Mondsee 49 – 65 %, im Attersee 72 – 81 % des zufließenden Gesamtphosphors. Ohne Phosphorrückhalt der vorgeschalteten Seen wäre in der Periode 1978 – 1982 die Belastung des Mondsees durch das Fuschlseegebiet um 9 %, die des Attersees um 46 – 81 % angestiegen. Der flüssige atmosphärische Niederschlag trug am Mondsee mit durchschnittlich 4 %, am Attersee mit 11 % zur Phosphorzufuhr bei. Land- und Forstwirtschaft hatten am Mondsee und Attersee 19 % Anteil an der Phosphorfracht. Die höchsten Nährstoffeinträge erfolgten durch kommunale Abwässer, wobei die ständige Wohnbevölkerung am Mondsee 58 %, am Attersee 49 % einbrachte. Für die ständige Verbesserung von Fuschlsee, Mondsee und Attersee ist hauptsächlich die kommunale Entsorgung, gemeinsam mit der Fernhaltung von Abwässern aus Industrie und Gewerbe mit Schmutzwasseranfall verantwortlich. Die Phosphorfrachten in Fuschlsee und Attersee nahmen im Zeitraum von 1978 – 1981, im Mondsee von 1979 – 1981 kontinuierlich ab. Gleichzeitig verringerte sich das Jahresmittel der Phosphorkonzentrationen in diesen Seen. Als biologische Reaktion auf die verringerte Nährstoff-Fracht traten in allen drei Seen ein Anstieg der Durchsichtigkeit des Wassers, eine Abnahme der Algenmenge und eine Abnahme der Fertilität des häufigsten Planktonkrebses auf. Der Fuschlsee erreichte 1981 einen oligotrophen Gewässerzustand. Der Mondsee zeigte eine stetige Verbesserung der Gewässergüte, Chlorophyll a und Sichttiefe unterschritten 1981 erstmals den oberen Grenzwert zur Oligotrophie. Der stets oligotrophe Attersee wies 1981 eine weitere Verbesserung der Wasserqualität auf.

*Projekt 2:* Beim Lunzer Untersee kann trotz zunehmender Belastung durch den Fremdenverkehr nur in manchen Uferbereichen eine Eutrophierung festgestellt werden. Die Speicherkapazität der Makrophyten für Nährstoffe erwies sich bisher als genügend groß, um zusammen mit der starken Durchflutung des Sees das Pelagial in einem konstant oligotrophen Zustand zu erhalten.

Sowohl das Wachstum als auch der Phosphorgehalt der Makrophyten zeigten große Unterschiede in Abhängigkeit vom jeweils vorhandenen Nährstoffangebot. Zuflüsse mit einer erhöhten Nährstoff-Fracht, aber auch ein erhöhter diffuser Nährstoffeintrag lassen sich in der Biomasse und im Phosphorgehalt der Makrophyten nachweisen. Das unterschiedliche Nährstoffangebot läßt sich in verschieden belasteten Arealen auch im Sediment feststellen, wobei die Unterschiede beim Phosphor wesentlich deutlicher ausgeprägt sind als beim Stickstoff. Das Phosphorbudget des Lunzer Untersees ergibt einen jährlichen Mindestrückhalt von rund 60 kg Phosphor. Allein in den Makrophyten der Mayrbucht sind in den mähbaren Teilen der Pflanzen 14 – 20 kg enthalten.

*Projekt 3* (Hafnersee – Keutschacher See – Wörthersee) hat eine deutliche Phosphorelimination in der Seenkette (77 %) und eine unterschiedliche Reaktion beider Seen auf den Rückgang der Phosphorbelastung nachgewiesen, wobei der nachgeschaltete Keutschacher See rascher auf die verringerten Nährstoffbelastungen reagierte als der weiter oben liegende Hafnersee.

Im Hafnersee machte die Phosphoreinbringung durch die Zuflüsse 80 % des externen Loading aus, im Keutschacher See waren es 48 %. Der größte Anteil der nicht durch die Zuflüsse in die Seenkette eingebrachten Mengen an Nährstoffen und organischem Material gelangte durch den Niederschlag in die Seen. (In den Niederschlägen findet sich zwar ein erhöhter Sulfatanteil, durch den ebenfalls höheren Gehalt an Erdalkalien im Regen und dem geologisch bedingten höheren Karbonatgehalt der Seen ist jedoch die Gefahr einer Übersäuerung der Gewässer der Kärntner Seenkette nicht gegeben).

Bedingt durch die 1978 weitgehend abgeschlossene Abwassersanierung im engeren Einzugsgebiet der Seenkette blieb die durch Direkteinleitung in die Seen gelangende Nährstoffmenge unter 0,5 % der Gesamteintragsfrachten. Während des Untersuchungszeitraumes besserte sich die Gewässergüte in den Seen gemeinsam mit dem Rückgang der Nährstoffkonzentrationen im Zusammenhang mit einer Verringerung des externen Loading. Es verbesserten sich die Sauerstoffverhältnisse und die Sichttiefe in den Seen. Auch Algenbiomasse und Chlorophyllgehalt nahmen im Unter-

suchungszeitraum deutlich ab. Bezüglich der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons zeigten im Hafnersee die *Diatomeen* im Untersuchungszeitraum eine zunehmende Tendenz, im Keutschacher See nahmen *Cyanophyceen* und *Chrysophyceen* zu.

Aufgrund der Algenbiomasse und der Sedimentation organischen Materials im Bereich der Mündung des vom Hafnersee in den Keutschacher See fließenden Zuflusses West läßt sich eine direkte Belastung des Keutschacher Sees durch den Hafnersee nicht ableiten. Bezüglich der Gesamtphosphorsedimentation reagiert der Hafnersee auf den von Jahr zu Jahr geringeren Nährstoffeintrag durch ein den eutrophen Verhältnissen entsprechendes höheres internes Loading träger als der Keutschacher See, was sich aus dem höheren Trophiegrad (und dementsprechend stärkeren internen Loading) des Hafnersees erklären läßt.

Die Rückhaltung der in die Seenkette insgesamt eingebrachten Nährstoffe erfolgte in einer in allen Jahren ähnlichen Größenordnung. Organischer Gesamtkohlenstoff wurde demgegenüber von Jahr zu Jahr verstärkt in der Seenkette zurückgehalten.

*Projekt 4* (Piburger See) konnte nachweisen, daß für die verzögerte Oligotrophierung des Sees die Phosphorfreisetzung aus Sedimenten eine wichtige Ursache ist. Die Untersuchungen hatten ergeben, daß unter anoxischen Bedingungen zwar eine deutliche Freisetzung zweiwertigen Eisens erfolgt, der Phosphorkreislauf aber durch biogene Aufnahme bzw. Freisetzung gesteuert wird.

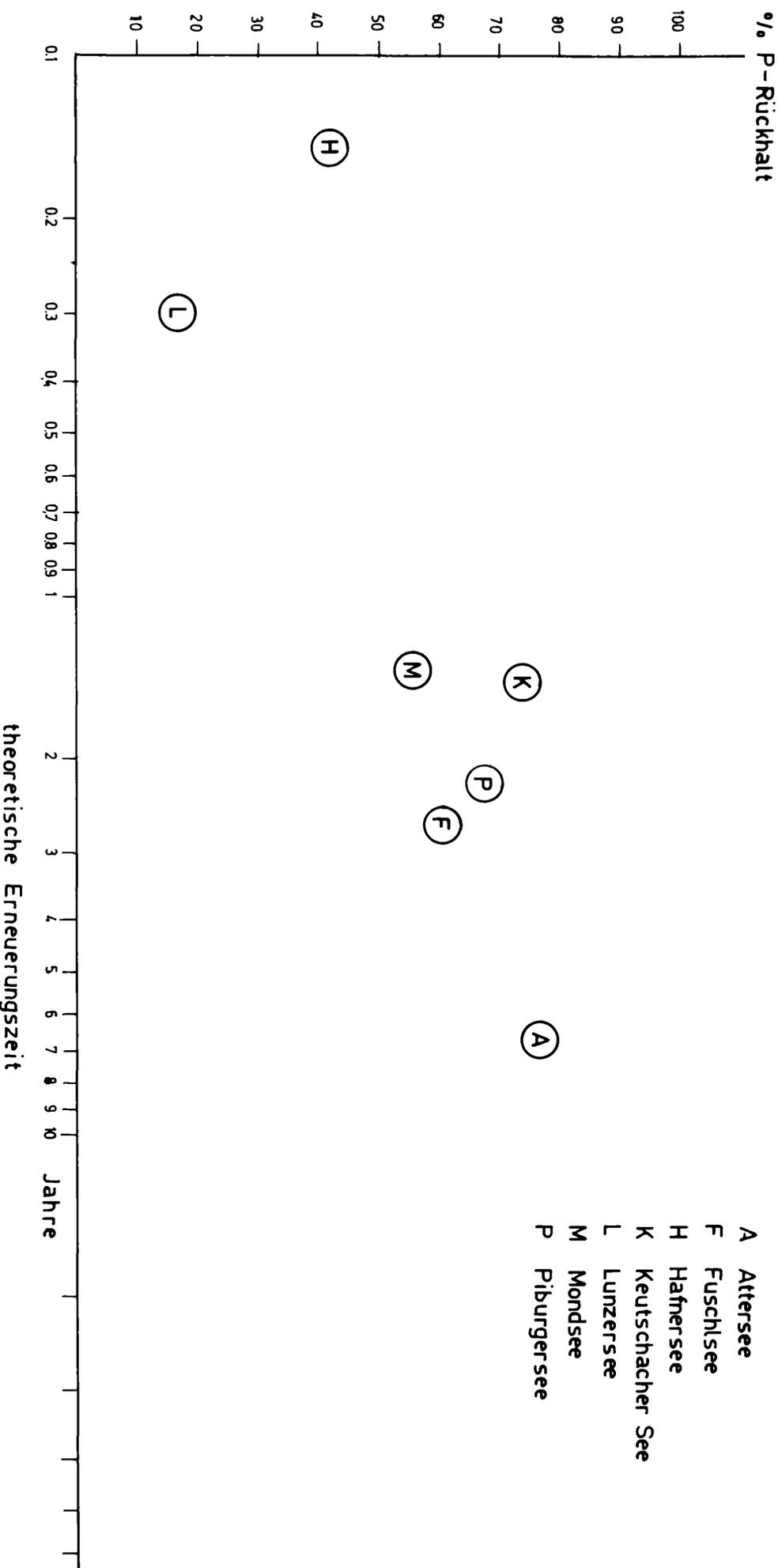
Die Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten wurde in Laborversuchen mit ungestörtem Sediment unter aeroben und anaeroben Verhältnissen in unterschiedlicher Tiefe gemessen. Die Ergebnisse waren in den einzelnen Tiefenstufen sehr unterschiedlich, es wurden P-Freisetzungsraten zwischen durchschnittlich  $240 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$  und  $1.100 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$  gemessen. Eine Umrechnung der P-Freisetzungsraten ergab eine jährliche Phosphorabgabe von 13,66 kg aus dem gesamten Sediment des Piburger Sees. Diese Zahl kommt den aus Bilanzierungen, Sedimentations- und Resuspensionsmessungen ermittelten Werten ziemlich nahe und dürfte einen guten Schätzwert für das interne Loading darstellen, das damit etwa 10 % der gesamten externen Phosphorfracht ausmacht. Der atmosphärische Phosphoreintrag (gelöst und partikulär) beträgt 1/4 bis 1/3 des gesamten externen Loadings.

Die Untersuchungen zur Gasungsaktivität der Sedimente ergaben, daß jährlich 213 kg Methan das Sediment verlassen und als Gasblasen aufsteigen. Davon gehen aber nur 30 kg im Pelagial in Lösung, der Rest entweicht in die Atmosphäre. 100mal mehr Methan diffundiert im Piburger See aus dem Sediment ins überstehende Wasser und führt durch Oxidation zu einem theoretischen Sauerstoffverlust von etwa 23 t pro Jahr.

Die in den 4 Projekten des Österreichischen Eutrophieprogrammes von 1978 – 1982 gewonnenen Erfahrungen ermöglichen vor allem wegen der Vielfalt und mehrjährigen Dauer der Arbeit eine entsprechende Verwertung bei überregionalen Problemen der Gewässereutrophierung. Da ein Stillgewässer durch die unterschiedliche Art, Nutzung und Größe des Einzugsgebietes, durch das Zusammenspiel der spezifischen Klimafaktoren, durch die Morphometrie des Seebeckens und die hydrologischen Eigenheiten des Sees sowie durch eine Verknüpfung physikalischer, chemischer und biologischer Faktoren im See charakterisiert wird, und da auf der anderen Seite Veränderungen in diesem natürlich entstandenen Gefüge zu gesetzmäßigen Reaktionen führen, welche sich – trotz aller Unterschiede von Fall zu Fall – durch Regelmäßigkeiten auszeichnen und daher in gewissem Maße vorhersagbar sind, sind die dargestellten Erfahrungen eine wichtige Hilfe bei der Erstellung von Prognosen im Zusammenhang mit Reinhaltungs- und Reoligotrophierungsmaßnahmen.

Innerhalb der 4 Projekte konnte die Bedeutung von Seen als Nährstoff-Falle mit Rückhaltekapazitäten von bis zu 80 % nachgewiesen werden. Es zeigte sich, daß die Nährstoffretention im wesentlichen von der Wassererneuerungszeit bestimmt und somit physikalisch reguliert wird (Abb. 5.1.). Die ursprüngliche Annahme, daß der Nährstoffrückhalt auch vom Trophiegrad abhängt (vgl. CLASEN, 1981), konnte nicht verifiziert werden. Wohl aber ließ sich nachweisen, daß die Höhe der P-Freisetzung vom Trophiegrad abhängt. Auch konnte die jahreszeitliche Dynamik der Phosphorfreisetzung in Abhängigkeit von der Durchmischung und das daraus resultierende Problem der verzögerten Reaktion auf Reinhaltungsmaßnahmen am Beispiel des Piburger Sees und der Kärntner Seenkette aufgezeigt werden.

Abb. 5. 1.: Beziehung zwischen der theoretischen Erneuerungszeit und dem relativen Phosphor-Rückhalt im Attersee, Fuschlsee, Hafnersee, Keutschacher See, Lunzersee, Mondsee und Piburgersee in den Jahren 1978 – 1981.



Daraus läßt sich ableiten, daß sich die "steady state"-Loading-Modelle zur Vorhersage von Phosphorkonzentrationen in Seen aufgrund hydrologischer Parameter und Frachtschätzungen anwenden lassen. Für Mondsee und Attersee wurden auf empirischem Wege die Modelle von KIRCHNER & DILLON, RECKHOW & CHAPRA sowie LAPPALAINEN als aussagekräftig befunden. Im Falle des Piburger Sees wurde ein Retentionskoeffizient unter Einbeziehung der internen Fracht ermittelt; hier und an der Kärntner Seenkette konnte die Modellvorstellung von LARSEN & MERCIER erfolgreich angewendet werden.

Die aus langjährigen hydrographischen Beobachtungsreihen nach VOLLENWEIDER für die untersuchten Seen ermittelte kritische Fracht liegt im Bereich zwischen 247 – 950 mg Totalphosphor/m<sup>2</sup>.a (Tab. 5.2.), wobei der am stärksten durchströmte Lunzer See die höchste Belastungskapazität aufweist.

Tabelle 5.2..

Kritische Fracht nach VOLLENWEIDER für die im Österreichischen Eutrophieprogramm untersuchten Seen

|                  |     |                              |                       |
|------------------|-----|------------------------------|-----------------------|
| Fuschlsee        | 372 | mg P-total/m <sup>2</sup> .a |                       |
| Mondsee          | 690 |                              |                       |
| Attersee         | 430 | mg P-total/m <sup>2</sup> .a |                       |
| Irrsee           | 247 | mg P-total/m <sup>2</sup> .a |                       |
| Lunzer Untersee  | 950 | mg P-total/m <sup>2</sup> .a |                       |
| Hafnersee        | 404 | mg P-total/m <sup>2</sup> .a |                       |
| Keutschacher See | 248 | mg P-total/m <sup>2</sup> .a |                       |
| Piburger See     | 295 | mg P-total/m <sup>2</sup> .a | (ext. + int. loading) |
| (Piburger See)   | 148 | mg P-total/m <sup>2</sup> .a | (external loading)    |

Tabelle 5.3. gibt Aufschluß über das Ausmaß der tatsächlichen Phosphorfracht im Vergleich zur kritischen Fracht der betreffenden Seen.

Tabelle 5.3..

Kritische Phosphorfracht und tatsächliche Phosphorfracht (beides angegeben in mg P<sub>tot</sub>/m<sup>2</sup>.a) sowie Differenz zwischen kritischen und tatsächlichen Loading (in %) in den Jahren 1978 bis 1981

|                  | Kritische Fracht |     |     |      | Phosphorzufuhr |      |      |      | Differenz |      |      |      |
|------------------|------------------|-----|-----|------|----------------|------|------|------|-----------|------|------|------|
|                  | 78               | 79  | 80  | 81   | 78             | 79   | 80   | 81   | 78        | 79   | 80   | 81   |
| Attersee         | 328              | 473 | 473 | 517  | 360            | 479  | 394  | 373  | + 6       | + 1  | - 17 | - 28 |
| Mondsee          |                  | 840 | 802 | 883  |                | 1846 | 1578 | 1322 |           | +120 | + 97 | + 50 |
| Lunzer Untersee  | 742              | 929 | 981 | 1126 | 347            | 453  | 481  | 540  | - 35      | - 51 | - 51 | - 52 |
| Hafnersee        | 417              | 523 | 469 | 292  | 963            | 2087 | 2003 | 806  | +131      | +299 | +327 | +176 |
| Keutschacher See | 230              | 272 | 270 | 229  | 260            | 410  | 346  | 156  | + 13      | + 51 | + 28 | - 32 |
| Piburger See     | 185              | 207 | 206 |      | 264            | 414  | 284  |      | + 43      | +100 | + 38 |      |

Als das am stärksten gefährdete Gewässer stellt sich der Hafnersee heraus, dessen P-Einträge die kritische Fracht bis zu 327 % überschreiten. Auch für den Mondsee wurden regelmäßige Mehreinträge zwischen 50 – 120 % festgestellt. Die gemessene externe und interne Phosphorbelastung überschritt am Piburger See das "critical load" um 38 – 100 %, während die externe Fracht alleine der kritischen Fracht annähernd entspricht. Während dem Keutschacher See bis 1980 um 13 – 51 % erhöhte Phosphorfrachten zugeführt wurden, und erst nachher die Entlastung erfolgte, lagen der Lunzer See und Attersee in den Beobachtungsjahren stets im ungefährdeten Bereich.

Die Phosphorausträge aus Seengebieten liegen nach RECKHOW & SIMPSON (1980) zwischen 10 – 300 kg/km<sup>2</sup>.a. VOLLEINWEIDER & KERKES (1980) geben einen Bereich von 5 – 500 kg an. Im Vergleich dazu sind die Austräge aus den Einzugsgebieten der im ÖEP untersuchten Seen insgesamt als niedrig einzustufen. Mit Ausnahme hoher Phosphorausträge in Gebieten mit Murenabgängen und Hangrutschungen lagen die jährlichen Phosphorexporte zwischen 5 und 130 kg.

Im Atterseegebiet und der Kärntner Seenkette waren Austräge von 20 – 40 kg P/km<sup>2</sup>.a gegeben, Mondsee und Fuschlsee wurden mit 50 – 130 kg/m<sup>2</sup> belastet. Sehr niedrige Phosphoreinträge wurden im Lunzer Gebiet mit etwa 10 kg/km<sup>2</sup> gemessen. Dieser Wert steht in guter Übereinstimmung mit den Austrägen aus unbelasteten Bereichen des geologisch ähnlich strukturierten Kalk-Dolomitgebietes am Attersee (7 – 16 kg P-total/km<sup>2</sup>.a). Am Piburger See, dessen Einzugsgebiet (Quarz – Gneis) zu 95 % aus Wald, alpiner Grasheide und Ödland sowie zu 5 % aus Wiesen und Feldern besteht, und das keine ständigen Bewohner aufweist, kann mit einem jährlichen Phosphoraustrag von 5 kg/km<sup>2</sup> gerechnet werden.

Die Abbildung 5.2. zeigt den deutlichen Zusammenhang zwischen Chlorophyll a-Gehalt und den jeweiligen Gesamtposphorkonzentrationen. Die hier als Jahresmittel dargestellten Beziehungen stehen im Einklang mit den von FRICKER (1980), FORSBERG & RYDING (1980) sowie von VOLLENWEIDER & KERÉKES (1980) an vergleichbaren Seen studierten Modellen. Am Beispiel der in Anlehnung an FORSBERG & RYDING (1980) erstellten Abbildung kann auch die Veränderung der Trophielagen der untersuchten Seen innerhalb der Untersuchungszeiträume studiert werden.

Allen Seen der Kärntner und Ager-Seenkette ist gemeinsam, daß ab 1979 eine Verringerung der Konzentrationen eutrophierender Nährstoffe festzustellen ist. In Abhängigkeit von Trophielage und interner Nährstoff-Freisetzung reagieren die Seen auf Verbesserungsmaßnahmen mit unterschiedlichen Verzögerungen. Wie das Beispiel Piburger See zeigt, kann dieser Zeitraum mehr als ein Jahrzehnt betragen. Im Falle der Seenketten ist jedoch der Trend zu einer Verbesserung der Gewässerqualität gut nachweisbar. Dies ist als deutlicher Hinweis auf die positive Auswirkung der Sanierungsmaßnahmen anzusehen.

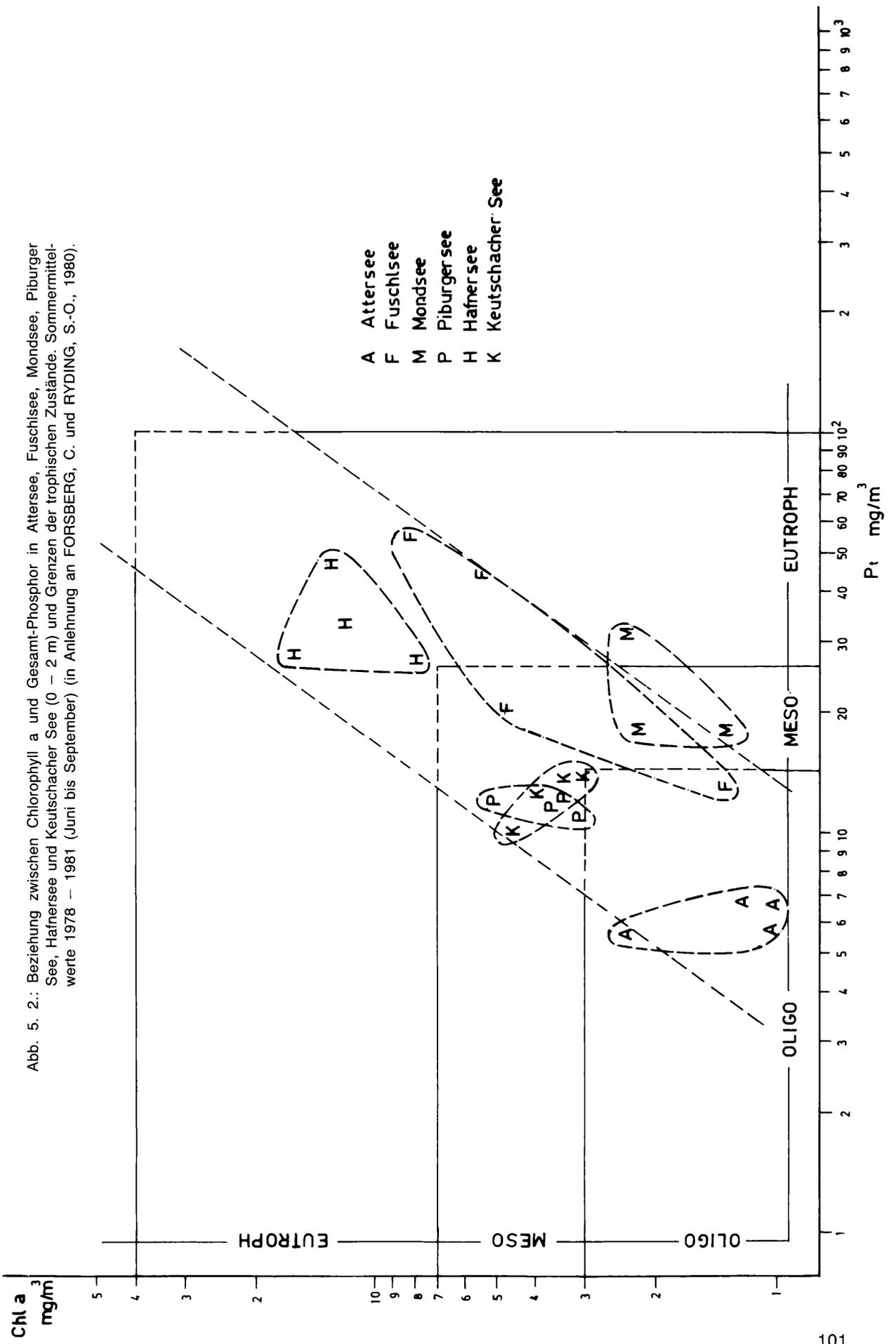


Abb. 5. 2.: Beziehung zwischen Chlorophyll a und Gesamt-Phosphor in Attersee, Fuschlsee, Mondsee, Piburger See, Hafersee und Keutschacher See (0 - 2 m) und Grenzen der trophischen Zustände. Sommermittelwerte 1978 - 1981 (Juni bis September) (in Anlehnung an FORSBERG, C. und RYDING, S.-O., 1980).

## ZITIERTE LITERATUR

- AHLGREN, I. (1977): Role of the Sediments in the Process of Recovery of an Eutrophicated Lake.— In: GOLTERMAN (Ed.) (1977): 372–377
- ATTERSEE: Vorläufige Ergebnisse des OECD-Seeneutrophierungs- und des MaB-Programmes, 197 pp.
- AUBRECHT, G. (1979): Die Wasservögel des Attersees 1977 und 1978.— Jb. OÖ. Mus.— Ver. 124/1: 194–238.
- & O. MOOG (1981): Die Entwicklung des Wasservogelbestandes am Attersee von Winter 78/79 bis Winter 80/81.— Labor Weyregg 5: 166–174.
- (1982): Der Wasservogelbestand des Winterhalbjahres 1981/1982.— Arb. Labor Weyregg 6: 177–180.
- (1982): Gänsesäger (*Mergus merganser*) östlichster alpiner Brutnachweis am Attersee, 47°52'N, 13°32'E.— Egretta 25, 1: 12,13.
- & E.M. STEINER (1979): Wasservogel und Makrophyten am Attersee.— Arb. Labor Weyregg 3: 253–261.
- BAUER, K. (1979): Zur Anwendung statistischer Korrelationsmethoden auf die Lichtabhängigkeit der Primärproduktion im Attersee.— Arb. Labor Weyregg 3: 165–177.
- BOSTRÖM, B. & K. PETTERSON (1982): Different Patterns of Phosphorus Release from Lake Sediments in Laboratory Batch Experiments.— In: SLY, P.G. (Ed.): Interactions between Sediments and Freshwater. Dr. W. JUNK B.V. Publishers, The Hague, Netherlands 1982.
- BRECK, J.E., R.T. PRENTKI & O.L. LOUCKS (1979): Aquatic Plants, Lake Management, an Ecosystem Consequences of Lake Harvesting.— Proc. Conf. Madison Wisc., 14.–16.2.1979. Univ. Wisconsin – Madison, 435 pp.
- BRENNER, R. (1979): Zur Biologie des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.) im Attersee.— Diss. Univ. 112 pp.
- (1979): Zur Biologie des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.) im Attersee.— Arb. Labor Weyregg 3: 221–222.
- (1980): The Arctic Char (*Salvelinus alpinus salvelinus*) in the Prealpine Attersee, Austria.— In: E.K. BALON: Charrs: 765–772. W.JUNK, Den Haag.
- BROSSMANN, H. & P. ZAHRADNIK (1981): Chemische Untersuchungen am Attersee.— Arb. Labor Weyregg 5: 126–147
- (1982): Ergebnisse der chemischen Untersuchungen am Attersee 1981.— Arb. Labor Weyregg 6: 123–133.
- F. NEUHUBER & P. ZAHRADNIK (1979): Chemische Untersuchungen des Attersees 1978.— Arb. Labor Weyregg 3: 131–152.
- BRUNNTHALER, PROWAZEK & WETTSTEIN (1901): Vorläufige Mitteilungen über das Plankton des Attersees.— Österr. bot. Z. 51.
- BUNDESMINISTERIUM F. LAND- U. FORSTWIRTSCHAFT/(SAMPL ed.) (1980): Einfluß von Bodenerosion und Düngemittelabschwemmung auf die Gewässereutrophierung.
- CANFIELD, D.E. jr. & R.W. BACHMANN (1981): Prediction of Total Phosphorus Concentrations, Chlorophyll a, and Secchi depths in Natural and Artificial Lakes.— Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 414–423.
- CHAPRA, S.C. (1975): Comment on "An Empirical Method of Estimating the Retention of Phosphorus in Lake" by W.E. Kirchner & P.J. Dillon.— Water Res. Research 2,6: 1033–1034.
- (1982): A Budget Model Accounting for the Positional Availability of Phosphorus in Lakes.— Water Res. 16: 205–209.
- CHITAMWEBA, D. (1981): The Influence of the Mayrbach and the "Kanal" on the Phosphorus Content of the Macrophytes and the Sediment in the Mayrbucht.— Jber. Biol. Stat. Lunz 4: 173–176.
- CHONDROGIANNI, C.F., R. NIESSEN, R. OFFENBERGER, J. SCHMID, SCHNEIDER & F. STOJASPAL (1982): Stratigraphische Untersuchungen im Bereich der neolithischen Station Weyregg am Attersee (Oberösterreich.) – Fundber. Österr., im Druck.
- COWEN, W.F. (1974): Algal Nutrient Availability and Limitation in Lake Ontario during IFYGL.— Ph. D. Thesis, Univ. of Wisconsin, Madison.
- und G.F. LEE (1976): Phosphorus Availability in Particulate Materials Transported by Urban Runoff.— J. Water Poll. Control Fed. 48: 580–591.
- DANECKER, E. (1969): Bedenklicher Zustand des Mondsees im Herbst 1968.— Österr. Fischerei 22: 25–31.
- DIEMITZ, L. (1936): Biologische Untersuchungen am Attersee (1934–1936).— Diss. Univ. Wien: 43 pp.
- DILLON, P.J. & W.B. KIRCHNER (1975): The Effects of Geology and Land Use on the Export of Phosphorus from Watersheds.— Water Res. 9: 135–148.
- & R. RIGLER (1974): A Test of a Simple Nutrient Model Predicting the Phosphorus Concentration in Lake Water.— J. Fish. Res. Bd. Canada 31: 1771–1778.
- DOLEZAL, E. (1979): Über die Oligochaetenfauna des Attersees und ihre Rolle als Eutrophierungsanzeiger.— Arb. Labor Weyregg 3: 188–197 \*)
- DÖRRSTEIN, D. (1977): Sedimentation im Piburger See (Ötztal, Tirol).— Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 9: 1–118.
- DUDZINSKI, S. (1979): Das Meiobenthos des Atterseeprofundals unter besonderer Berücksichtigung der freilebenden Nematoden.— Arb. Labor Weyregg 3: 198–208. \*)
- EDWARDS, R.W. & M.W. BROWN (1960): An Areal Photographic Method for Studying the Distribution of Aquatic Macrophytes in Shallow Waters.— J. Ecol. 48: 161–163.
- EINSELE, W. (1936): Über die Beziehungen des Eisenkreislaufes zum Phosphatkreislauf im eutrophen See.— Arch. Hydrobiol. 29: 664–686.
- (1938): Über chemische und kolloidchemische Vorgänge im Eisen-Phosphat-System unter limnochemischen und limnologischen Gesichtspunkten.— Arch. Hydrobiol. 33: 361–387
- (1941): Fischereiwissenschaftliche Probleme in deutschen Alpenseen.— Fischerei-Z. 45/46: 1–15.
- (1963): Schwere Schädigung der Fischerei und der biologischen Verhältnisse im Mondsee durch Einbringung von lehmig-tonigem Berg-Abraum. Der spezielle Fall und seine allgemeinen Lehren.— Österr. Fischerei 16: 1–9.
- FEDRA, K. (1979a): Angewandte Systemanalysen im Rahmen des Österreichischen Eutrophieprogrammes, Projekt Salzkammergutseen.— Arb. Labor Weyregg 3: 121–130. \*)
- (1979b): A Stochastic Approach to Model Uncertainty.— IIASA, Wien, WP – 79–63. \*)
- (1980a): Numerische Simulation der Wasserqualität: ein einfaches Nährstoffmodell für den Attersee.— Arb. Labor Weyregg 4: 194–212. \*)
- (1980b): Austria Lake Ecosystems Case Study: Achievements, Problems, and Outlook after the First Year of Research.— CP – 80–41. \*)
- G.van STRATEN & M.B. PECK (1980): Uncertainty and Arbitrariness in Ecosystems Modelling: A Lake Modelling Example.— WP – 80–87
- FINDENEGG, I. (1938): Drei kleine Kärntner Seen: Pressegger See, Turnersee und Keutschacher See.— Carinthia II, 128/48: 89–104.
- (1959a): Das pflanzliche Plankton der Salzkammergutseen, Schriften des Österreichischen Fischereiverb.— Seen, Flüsse und Bäche im Salzkammergut, Heft 2: 32–35.

- (1959b): Die Gewässer Österreichs. Ein limnologischer Überblick.– Hrsg. zum 14. int. Limnol. Kongr. in Österreich von der biol. Stat. Lunz: 68 pp.
- (1964): Produktionsbiologische Planktonuntersuchungen an Ostalpenseen.– Int. Revue ges. Hydrobiol. 49,3: 381–416.
- (1966): Die österreichischen Alpenrandseen.– Föderation Europäischer Gewässerschutz, Informationsblatt Nr. 14:11–17.
- (1967): Die Verschmutzung österreichischer Alpenseen aus biologisch-chemischer Sicht.– Ber. Raumforsch. Raumplan. 11,4: 12 pp.
- (1968): Das Phytoplankton des Piburger Sees im Jahre 1966.– Ber. nat.– med. Ver. Innsbruck 56: 163–176.
- (1969): Die Eutrophierung des Mondsees im Salzkammergut.– Wasser- und Abwasserforschung 4/69: 139–144.
- (1971): Unterschiedliche Formen der Eutrophierung von Ostalpenseen.– Schweiz. Z. Hydrol. 33,1: 85–95.
- (1972): Die Auswirkung der Eutrophierung einiger Ostalpenseen auf die Lichttransmission ihres Wassers.– Wetter & Leben 24: 110–118.
- (1973): Vorkommen und biologisches Verhalten der Blaualge *Oscillatoria rubescens* DC. in den österreichischen Alpenseen.– Carinthia II 163./83 Jg: 317–330.
- FORSBERG, L. & S.O. RYDING (1980): Eutrophication Parameters and Trophic State Indices in 30 Swedish Waste-Receiving Lakes.– Arch. Hydrobiol. 89: 189–207
- FREY, R. (1951): Das Fuschlsee-Projekt; Die zukünftige Seewasserversorgung Salzburgs.– Amtsblatt der LHStadt Salzburg 2,36.
- GÄCHTER, R. & O. FURRER (1972): Der Beitrag der Landwirtschaft zur Eutrophierung der Gewässer in der Schweiz.– Schweiz. Z. Hydrol. 34,1: 41–70.
- GATTERMAYR, W. (1981): Das hydrographische Regime des Piburger Sees im Lichte 7-jähriger Meßergebnisse.– Jber. Abt. Limnol. Innsbruck 7: 25–30.
- GAVIRIA, E. (1980): Zusammensetzung, Verteilung und Lebenszyklen der *Oligochaeten* des Attersees und ihre Rolle als Eutrophierungsanzeiger.– Diss. Univ. Wien, 143 pp.)\*
- GOLTERMAN, H.L. (1977): Sediments as a Source of Phosphate for Algal Growth.– In: GOLTERMAN (Ed.) (1977): 286–293.
- (Ed.) (1977): Interactions between Sediments and Fresh Water. Proceedings of an International Symposium held at Amsterdam, the Netherlands, September 6–10, 1976. Dr. W. Junk B.V. Publishers, The Hague (1977): 1–473.
- GUNATILAKA, A. (1980): Some Observations on Phosphorus on Attersee, Mondsee and Fuschlsee Sediments.– Arb. Labor Weyregg 4: 213–234.
- (1981): Note on Bioavailable Phosphorus from Surficial Sediments of Mondsee.– Arb. Labor Weyregg 5: 119–125.
- HAEMPEL, O. (1926): Zur Kenntnis einiger Alpenseen, IV. Der Attersee.– Int. Revue ges. Hydrobiol. 15, 5/6: 273–322 und 16, 3/4: 180–232.
- (1928): Vergleichende Biologie des Atter-, Mond- und Irrsees und die Errichtung einer fischereibiologischen Versuchsanstalt.– Österr. Fischerei Z. 25, 9: 65–66; 10: 73–74.
- (1930): Fischereibiologie der Alpenseen.– In: Die Binnengewässer, Hrsg. Thienemann, Bd. 10: 181–185.
- HAMM, A. (1976a): Untersuchungen zur Nährstoffbilanz am Tegernsee und Schliersee nach der Abwasserentfernung – zugleich ein Beitrag über die diffusen Nährstoffquellen im Einzugsgebiet bayrischer Alpen- und Vorlandseen.– Z. Wasser- und Abwasserforsch. 9: 110–121, 135–149.
- (1976b): Zur Nährstoffbelastung von Gewässern aus diffusen Quellen: Flächenbezogene P-Abgaben – eine Ergebnis- und Literaturzusammenstellung.– Z. Wasser- und Abwasserforsch. 9,1.
- (1979): Phosphorbelastungsmodelle von Seen in Beziehung zur Nährstoffbelastung aus diffusen Quellen.– Münch. Beitr. Abwass.– Fisch. u. Flußbiol. 31: 315–333.
- HASLAUER, J. jun. (1979): Chemische Untersuchungen des Fuschlsees im Jahr 1978 und Nährstoff-Frachtberechnungen.– Arb. Labor Weyregg 3: 53–67 \*)
- (1980): Limnochemische Untersuchungen am Fuschlsee 1979.– Arb. Labor Weyregg 4: 42–62.)\*
- (1981): Zur Nährstoffbudgetierung im Fuschlsee und seinem Einzugsgebiet im Jahr 1980.– Arb. Labor Weyregg 5: 56–82.)\*
- (1982a): Ein Beitrag zur Nährstoffchemie des Fuschlsees 1981.– Arb. Labor Weyregg 6: 84–97.)\*
- & R. HAIDER (1982): Fuschlsee.– Seenreinhaltung in Österreich. Schr. Reihe „Wasserwirtschaft“, 6: 141–148.)\*
- HUTCHINSON, G.E. (1957): A Treatise on Limnology 1: 1-1015; Geography, Physics and Chemistry.– John Wiley and Sons, Inc. New York; Chapman and Hall, Ltd. London.
- JAGSCH, A. (1979): Mondsee-, See- und Zuflußchemie 1977/78 sowie ein kurzer Überblick über den Zustand des Irrsees.– Arb. Labor Weyregg 3: 68–82.)\*
- (1980): Untersuchungen von Mondsee und Irrsee.– Arb. Labor Weyregg 4: 127–152.)\*
- & G. GRUSCHEK, G. (1981): Zustand von Mondsee, Irrsee und Mondseezuflüssen 1980 – Ergebnisse der Wasserchemie.– Arb. Labor Weyregg 5: 69–109.)\*
- (1982): Zustand von Mondsee, Irrsee und Mondseezuflüssen 1981 – Ergebnisse der Wasserchemie.– Arb. Labor Weyregg 6: 113–122.)\*
- & E. MEGAY, E. (1982a): Irrsee.– Seenreinhaltung in Österreich. Schr. Reihe „Wasserwirtschaft“, 6: 149–154.)\*
- JANECEK, B.F. (1982): Zur Chironomidenfauna des Attersees.– Arb. Labor Weyregg 6: 164–176.)\*
- JONES, J.R. & R.W. BACHMANN, R.W. (1976): Prediction of Phosphorus and Chlorophyll Levels in Lakes.– J. Wat. Poll. Contr. Fed. 48,9: 2176–2182.
- JONES, R.A. und G.F. LEE (1982): Recent Advances in Assessing Impact of Phosphorus Load on Eutrophication-related Water Quality.– Water Res. 16: 503–515.
- KÄRNTNER INSTITUT FÜR SEENFORSCHUNG (1980): Einflüsse von Bodenerosion und Düngemittelabschwemmung auf die Gewässereutrophierung.– Forschungsvorhaben 1979: Sichtung und Auswertung von Literaturangaben. Auswertung österreichischer Untersuchungen Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft.
- KEISSLER, C. (1901): Zur Kenntnis des Planktons des Attersees in Oberösterreich.– Verh. zool.–bot. Ges. Wien 81 392–399.
- KIRCHNER, W.B. & P.J. DILLON, P.J. (1975): An Empirical Method of Estimating the Retention of Phosphorus in Lakes.– Water Res. Research 2,1 182.
- KNECHT, G. (1978): Dynamische Simulation der Planktonalgen im Ökosystem des Piburger Sees. Ein Beitrag zur Analyse ökologischer Systeme.– Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 12: 1–146.
- KOHL, W. (1982): Colibakterien im Freiwasser und Sediment – ein Beitrag zur Kennzeichnung der Seeufer des Attersees.– Arb. Labor Weyregg 6: 146–163.)\*
- KOPETZKY, J. (1949): Der Fuschlsee und seine Verwendungsmöglichkeit für Trinkwasserzwecke im Vergleich zum Zürichsee.– unpubl. Mitt. vom 4.10.1949.
- (1967): Kurzfassung der Untersuchungsergebnisse aus dem Fuschlsee im Jahre 1966.– unpubl. Mitt. i.A. Salzburger Stadtwerke.

- (1972): Die zunehmende Eutrophierung des Fuschlsees von 1961 bis 1971.– unpubl. Mitt. i.A. Salzburger Stadwerke.
- KOTS, H. & O. MOOG (1981): Die Phytoplanktonentwicklung im Attersee 1980.– Arb. Labor Weyregg 5: 148–155.\*
- KUHN, H. (1954): Das Netzplankton des nährstoffreichen Zürichsees.– Mikrokosmos 42.8.
- LAPPALAINEN, K.M. (1977): Matemaattisia apukeinoja vesistötkimiksen tulostenkäsittelyyn. In: P. Lehmuslouto: Fvsi-kaalisset ja kemialliset analysimenetelmät: 107–120.
- LARSEN, V. (1981): The "Reservoir Projekt".– Z. Wasser-Abwasser Forsch. 14,3: 80–87
- LARSEN, D.P. und H.T. MERCIER (1976): Phosphorus Retention Capacity of Lakes. J. Fish Res. Board of Canada 33: 1742–1750.
- LEE, G.F., R.A. JONES und W. RAST (1980): Availability of Phosphorus to Phytoplankton and its Implications for Phosphorus Management Strategies. In: Phosphorus Management Strategies for Lakes, edited by R.C. LÖHR, C.S. MARTIN und W. RASTS.– Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI
- LEUTELT-KIPKE, S. (1934): Ein Beitrag zur Kenntnis der hydrographischen und hydrochemischen Verhältnisse einiger Tiroler Hoch- und Mittelgebirgsseen.– Arch. f. Hydrobiol. 27,2: 286–352.
- LEVINE, S.M. und D.W. SCHINDLER: Radiochemical Analysis of Orthophosphate Concentrations and Seasonal Changes in the Flux of Orthophosphate to Seston in two Canadian Shield Lakes.– Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 479–487
- LOFTIS, J.C. & R.C. WARD (1980): Water Quality Monitoring – some Practical Sampling Frequency Considerations.– Environm. Managem. 4 (6): 521–526.
- (1980b): Sampling Frequency Selection for Regulatory Water Quality Monitoring.– Water Res. Bull. 16 (3): 501–507
- MAHRINGER, (1980): Meteorologische Beiträge zum OECD- und ÖEP- Untersuchungsprogramm in den Jahren 1977–1979.– Arb. Labor Weyregg 4: 31–41.\*
- (1981): Meteorologische Beiträge zum ÖEP-Seeneutrophierungsprogramm 1980.– Arb. Labor Weyregg 5: 51–55.\*
- (1982): Meteorologische Beiträge zum ÖEP \*
- MALICKY, G. (1979): Das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Jahr 1978.– Jber. Biol. Stat. Lunz 2: 95–97 \*
- (1980): Quantitative Angaben zu den Makrophyten der Mayrbucht 1979.– Jber. Biol. Stat. Lunz 3: 133–136.\*
- Das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Jahr 1979.– Jber. Biol. Stat. Lunz 3: 137–139.\*
- (1981): Das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Jahr 1980.– Jber. Biol. Stat. Lunz 4: 159–162.\*
- (1981): Quantitative Angaben zu den Makrophyten der Mayrbucht 1980.– Jber. Biol. Stat. 4: 177–181.\*
- (1982): Quantitative Angaben zu den Makrophyten der Mayrbucht.– Jber. Biol. Stat. Lunz 5: 121–124.\*
- (1982): Das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Jahr 1981.– Jber. Biol. Stat. 5: 125–127 \*
- MOOG, O. (1979): Zur Populationsökologie des Crustaceenplanktons im Attersee (OÖ).– Diss. Univ. Wien, 255 pp.\*
- (1980a): Die Phosphorbilanz der Ager-Seenkette für die Jahre 1978 und 1979.– Arb. Lab. Weyregg 4: 6–30.\*
- (1980b): Die Fuschler Ache: Chemische Charakterisierung, Nährstoff-Fracht, Partikelfracht und Planktondrift im Jahr 1979.– Arb. Labor Weyregg 4: 74–126.\*
- (1980c): Die Phytoplanktonentwicklung im Attersee 1979 und die *Diatomeen*-Kieselsäure Beziehung.– Arb. Labor Weyregg 4: 173–193.\*
- (1981a): Die Auswirkungen der Nährstoff-Fracht auf die Gewässergüte der Seen im Ager-Einzugsgebiet.– Arb. Labor Weyregg 5: 1–42.\*
- (1981b): Wasserbilanzierung des Ager-Seenketten-Systems: Stand 1980.– Arb. Labor Weyregg 5: 43–50.\*
- (1982a): Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse 1981 des ÖEP-Salzkammergutseen.– Arb. Labor Weyregg 6: 1–2.\*
- (1982b): Nährstoffbilanz 1981 und trophische Charakterisierung von Fuschlsee, Irrsee, Mondsee und Attersee.– Arb. Labor Weyregg 6: 3–16.\*
- (1982c): Jahresgang von Phytoplankton und Chlorophyll a im Attersee 1981.– Arb. Labor Weyregg 6: 134–140.\*
- (1982d): ÖEP 1978–1982. Selbstreinigende und Phosphorrückhaltevorgänge in der Seenkette Fuschlsee-Mondsee-Attersee.– Österr. Akademie der Wissenschaften, 140 pp.
- & G. MÜLLER (1979d): Zur Verteilung und Nahrung des Bläuhuhns (*Fulica atra*) am Mondsee.– Egretta 22,1: 1–3.\*
- & A. JAGSCH (1980): Zur Erforschungsgeschichte und limnologischen Situation der Salzburger Flachgauseen – Waltersee, Mattsee, Obertrumersee und Grabensee.– Stud. Forsch. Salzburg, 1980/1: 73–103.\*
- & I. MERWALD & M. JUNGWIRTH (1981): Der Dixelbach – Zur Limnologie eines Fylschwildbaches.– Österr. Fischerei, 34: 107–112, 169–181.\*
- & K. MEGAY (1982): Attersee.– In: Seenreinigung in Österreich, Schriftenreihe Wasserwirtschaft, Heft 6: 164–172.\*
- & G. SCHINDLBAUER (1982): Exportkoeffizient als Basis einer Nährstoffbilanz: Ein Vergleich zwischen „berechneten“ und „gemessenen“ Phosphorbudgets.– Arb. Labor Weyregg 6: 57–79.\*
- MORTIMER, C.H. (1941, 1942): The Exchange of Dissolved Substances between Mud and Water in Lakes.– J. Ecol. 29: 280–329.
- MÜLLER, G. (1979a): Grundlagedaten für Fuschlsee, Mondsee und Attersee sowie das gesamte Einzugsgebiet.– Arb. Labor Weyregg 3: 10–14.\*
- (1979b): Wesentliche Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen innerhalb der Seenkette Fuschlsee-Mondsee-Attersee.– Arb. Labor Weyregg 3: 15–17 \*
- (1979c): Phosphorbilanz in der Seenkette Fuschlsee-Mondsee-Attersee.– Arb. Labor Weyregg 3: 18–36.\*
- (1979d): Das Phytoplankton des Attersees.– Arb. Labor Weyregg 3: 153–164.\*
- (1979e): Die Wasservogelbestände des Mondsees 1978/79.– Arb. Labor Weyregg 3: 246–252.\*
- & MOOG, O. & J. HASLAUER (1980): Zur Limnologischen Situation der Trumer Seen im Sommer 1978.– Ber. naturwiss.–med. Verein. Salzburg 5: 7–18.\*
- MÜLLER-JANTSCH, A. (1979): Untersuchungen an der Mondseeache und Sedimentationsmessungen im Attersee.– Arb. Labor Weyregg 3: 107–120.\*
- NAGL, H. (1979): Das Umland des Fuschlsees und sein Einfluß auf die Eutrophierung des Sees.– Arb. Labor Weyregg 3: 37–52.
- NAVRATIL, O. (1953): Zur Biologie des Hechtes im Neusiedlersee und Attersee.– Diss. Univ. Wien 79 pp.
- NERESHEIMER, E. (1920): Bericht über die biologische Untersuchung des Attersees.– Österr. Fischerei Z. 17 pp.\*
- NEUHUBER, F., H. BROSSMANN & P. ZAHRADNIK (1980): Chemische Untersuchungen des Attersees 1978.– Arb. Labor Weyregg 3: 153–173.\*
- NEWKLA, P. (1979): Benthosrespiration im Attersee.– Arb. Labor Weyregg 3: 209–220.\*
- NIESSEN, F. (1980): Sedimentgeologische Untersuchungen im Einschüttungsgebiet des Weißenbaches.– Arb. Labor Weyregg 4: 258–262.\*
- (1981): Sedimentgeologische Untersuchungen vor dem Weißenbach-Delta im Südbecken des Attersees.– Dipl. Arbeit der Univ. Göttingen: 124 pp.\*
- NOVAK, A. (1979): Bleiakkumulationen in aquatischen Nahrungsketten des Attersees.– Arb. Labor Weyregg 3: 223–228.\*
- OBERROSLER, I.E. (1979): Tiefenprofile des Phytoplanktons im Mondsee 1977/78.– Arb. Labor Weyregg 3: 93–94.\*

- PAMBALK, I. & G. SCHLOTT (1979): Österr. Eutrophieprogramm: Fortsetzung der Untersuchungen des OECD-Projektes (Temperatur, Sauerstoff, Phosphor, Leitfähigkeit).— Jber. Biol. Stat. Lunz 2: 91–92.\*
- (1980): Österr. Eutrophieprogramm: Fortsetzung der Untersuchungen des OECD-Projektes (Temperatur, Sauerstoff, Phosphor, pH, Leitfähigkeit).— Jber. Biol. Stat. Lunz 3: 141–144.\*
- (1981): Österr. Eutrophieprogramm: Fortsetzung der Untersuchungen des OECD-Projektes (Temperatur, Sauerstoff, Phosphor, pH, Leitfähigkeit).— Jber. Biol. Stat. Lunz 4: 155–158.\*
- (1982): Österr. Eutrophieprogramm: Fortsetzung der Untersuchungen des OECD-Projektes (Temperatur, Sauerstoff, Phosphor, pH, Leitfähigkeit).— Jber. Biol. Stat. Lunz 5: 111–115.\*
- PECHLANER, R. (1968): Beschleunigte Eutrophierung im Piburger See, Tirol.— Ber. nat.—med. Innsbruck 56: 143–161.
- (1971): Die Restaurierung des Piburger Sees.— Carinthia II, Sonderheft (Festschrift Findenegg) 31: 97–115.
- (1979): Response of the Eutrophied Piburger See to Reduced External Loading and Removal of Monimolimnic Water.— Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol. 13: 293–305.
- und R. PSENNER (1979): Fallstudie Piburger See zur Frage der Bedeutung der Nährstoffschwemmung aus land- und forstwirtschaftlich genutzten Einzugsbereichen für die Seen-Eutrophierung.— Wasserwirtschaft Wasserversorgung (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft), Forschungsarbeiten, 1–108.
- PEHOFER, H.E. (1977): Bestand und Produktion benthischer Nematoden im Piburger See (Ötztal, Tirol).— Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 7: 1–87.
- PETERS, R.H. (1981): Phosphorus Availability in Lake Memphremagog and its Tributaries.— Limnol. Ocean. 26: 1150–1161.
- PETTERSON, K. und BOSTRÖM (1982): En Kritisk granskning av föreslagna metoder för nitratbehandling av sediment.— Vatten 38: 74–82.
- POLZER, E. et al. (1982): ÖEP 1978–1982. Eutrophierungs- und Selbstreinigungsvorgänge an der Seenkette Hafnersee–Keutschacher See–Wörthersee.— Österr. Akademie der Wissenschaften, 308 pp.
- PSENNER, R. (1979): Neuvermessung des Piburger Sees und Neuberechnung seiner morphometrischen Parameter.— Jber. Abt. Limnol. Innsbruck 5: 24–28.
- (in Vorb.): Die Entstehung von Pyrit in rezenten Sedimenten des Piburger Sees.— Schweiz. Z. Hydrol.
- (im Druck): The Proportions of Empeuston and Total Atmospheric Inputs of Carbon, Nitrogen and Phosphorus in the Nutrient Budget of a Small Mesotrophic Lake.— Int. Revue ges. Hydrobiol.
- PECHLANER, R. und E. ROTT (in Vorb.): Ergebnisse des MaB-5-Projektes „Belastung und Belastbarkeit des Piburger Sees“. Veröff.d.Öst.MaB-Progr. Innsbr.—
- ELKINS, W., W. GATTERMAYR, H. KOTS, H. PEHOFER, R. PUCSKO, E. ROTT, & P. SCHABER (1982): ÖEP 1978–1982. Restaurierungsverlauf Piburger See II: Nährstofflieferung aus Sedimenten als Ursache der Oligotrophierungsverzögerung.— Österr. Akademie der Wissenschaften, 1–138.
- PUM, M. (1980): Das Phytoplankton des Fuschlsees 1979.— Arb. Labor Weyregg 4: 63–74.\*
- (1981): Zur Phytoplanktonentwicklung des Fuschlsees 1980 und ein Vergleich mit 1979.— Arb. Labor Weyregg 5: 83–95.\*
- (1982a): Die Phytoplanktonentwicklung im Fuschlsee 1981.— Arb. Labor Weyregg 6: 98–112.\*
- (1982b): Ein Vergleich der Vertikalverteilung und der saisonalen Abfolge des Phytoplanktons im Ost- und Westbecken des Fuschlsees von Mai 1978 bis Mai 1979.— Ber. Nat.—Med. Ver. Salzburg, 6: 57–80.\*
- RECKHOW, K.H. (1977): Phosphorus Models for Lake Management.— Diss. Univ. Havard.
- (1978): Lake Nutrient Budget Sampling Design.— Paper presented at the 1978 American Water Resources Symp.
- (1979): Quantitative Techniques for the Assessment of Lake Quality.— US-EPA-440/5-79-015.
- & CHAPRA, S.C. (1979): A Note Error Analysis for a Phosphorus Retention Model.— Water Res. Research 15 (6): 1643–1648.
- M.N. BEAULAC & J.T. SIMPSON (1980): Modeling Phosphorus Loading and Lake Response under Uncertainty: a Manual and Compilation of Export Coefficients.— US-EPA-440/5-80-011.
- REIMER, G. (1982): Verdauungsenzyme verschiedener alpiner Populationen des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus*) — Zwischenbericht.— Arb. Labor Weyregg 6: 181–189.\*
- ROTT, E. (1976): Ökologische Beobachtungen an der Blaualge *Oscillatoria limosa* AG. im Piburger See (Tirol, Österreich).— Ber. nat.—med. Ver. Innsbruck 63: 57–66.
- (1981): Primary Productivity and Activity Coefficients of the Phytoplankton of a Mesotrophic Soft-water Lake (Piburger See, Tirol, Austria).— Int. Revue ges. Hydrobiol. 66: 1–27
- (in Vorb.): Sind die Veränderungen im Phytoplanktonbild des Piburger Sees Auswirkungen der Tiefenwasserableitung?— Arch. Hydrobiol., Algological Studies.
- RÜTZLER, K. (1978): Photogrammetry of Reef Environments by Helium Balloon.— Stoddart D.R. & Johannes R.E. eds.: Monographs.
- RUTTNER, F. (1956): Gutachten über den gegenwärtigen Zustand des Pelagials im Fuschlsee.— Biol. Stat. Lunz.
- RUTTNER–KOLISKO, A. (1970): Nachtragungsgutachten über den limnologischen Zustand des Fuschlsees im Jahre 1969.— Biol. Stat. Lunz.
- (1978): Durchflutung und Produktion im Lunzer Untersee.— Jber. Biol. Stat. Lunz 1: 98–115.
- SAMPL, H. (1975): Bericht über die limnologischen Untersuchungen der Kärntner Seen im Jahre 1974.— Veröffentl. d. Knt. Inst. f. Seenforschung 1 27–29.\*
- (1978): Zur Morphometrie des Hafnersees in Kärnten.— Carinthia II, 168/88: 431–433.\*
- L. SCHULZ & N. SCHULZ (1976, 1977, 1978, 1979, 1981): Bericht über den limnologischen Zustand der Kärntner Seen in den Jahren 1975 bis 1980.— Veröffentlichungen des Kärntner Institutes für Seenforschung, Hefte 2,3,4,5,6.\*
- & R.-E. GUSINDE (1982): Keutschacher See.— Seenreinhaltung in Österreich, herausg. v. BM f. Land- und Forstwirtschaft. Wien 27–41.
- L. SCHULZ & R.-E. GUSINDE (1982): Wörthersee.— Seenreinhaltung in Österreich, herausg. vom BM f. Land- und Forstwirtschaft. Wien 27–41.
- SCHINDLBAUER, G. (1981): Agrargeographie des Atterseegebietes.— Diss. Univ. Salzburg: 293 pp.\*
- (1982): Das hydrographische Einzugsgebiet des Attersees — Geographische Untersuchungen als Grundlage für eine Nährstoffbilanz.— Arb. Labor Weyregg 6: 17–56.\*
- SCHLOTT, G. (1978): Die Makrophyten der Mayrbucht des Lunzer Untersees als Eutrophierungspuffer.— Jber. Biol. Stat. Lunz 1: 118–122.\*
- (1981): Österr. Eutrophieprogramm: Projekt Lunz: Die Makrophyten der Mayrbucht des Lunzer Untersees als Eutrophierungspuffer.— Jber. Biol. Stat. Lunz 4: 153–154.\*
- (1981): Österr. Eutrophieprogramm: Projekt Lunz: Zusammenfassung 1978–1980.— Jber. Biol. Stat. Lunz 4: 183–187.\*
- & E. KRONSTEINER (1979): Die photographische Kartierung der Mayrbucht des Lunzer Untersees.— Jber. Biol. Stat. Lunz 2: 87–90.\*

- SCHLOTT–IDL, K. (1980): Die photographische Kartierung der Mayrbucht des Lunzer Untersees II.– Jber. Biol. Stat. Lunz 3: 123–126.\*)
- (1980): Die Auswertung von Ballonphotos.– Jber. Biol. Stat. Lunz 3: 127–131.\*)
- & E. KRONSTEINER (1981): Die photographische Kartierung der Mayrbucht des Lunzer Untersees III.– Jber. Biol. Stat. 4: 163–165.\*)
- (1981): Die Auswertung von Ballonphotos.– Jber. Biol. Stat. Lunz 4: 167–171.\*)
- (1982): Die photographische Kartierung der Mayrbucht des Lunzer Untersees IV.– Jber. Biol. Stat. Lunz 5: 117–119.\*)
- (1982): Die Kartierung der Makrophyten in der Mayrbucht 1981.– Jber. Biol. Stat. Lunz 5: 115–116.\*)
- & G. MALICKY (1982): ÖEP 1978–1982. Die Makrophyten der Mayrbucht des Lunzer Untersees als Eutrophierungspuffer.– Österr. Akademie der Wiss. 60 pp.
- SCHNEIDER, J. & H.G. SCHRÖDER, H.G. (1980): Calcification des cyanophycées et leur contribution à la genèse des sédiments calcaires.– In: HUMBERT, L. (Ed.): Crystallisation–Déformation–Dissolution des carbonates. 17./18. Nov. 1980, Bordeaux, 421–428.\*)
- & E. FLÜGEL (1980): Verkalkungsmuster einer *Cyanophyceae* (rezente *Rivularia* und ihr fossiles Pendant aus dem Malm).– Vortrag 50. Jahresversammlung Paläont. Ges., Tübingen, Kurzfassung, 34.\*)
- & T. LE CAMPION-ALSUMARD (1982): Algal Microreefs – Coated Grains from Freshwater Environments.– In: PE- RYT, T – Coated Grains. Springer Verl. in Vorbereitung.\*)
- SCHNOOR, J.L. & D.J. O'CONNOR (1980): A Steady State Eutrophication Model for Lakes.– Water Res. 14: 1651–1665.
- SCHRÖDER, R. & H. SCHRÖDER (1978): Ein Versuch zur Quantifizierung des Trophiegrades von Seen.– Arch. Hydrobiol. 82: 240–262.
- & J. SCHNEIDER (1979): Sedimentgeologische Untersuchungen zu Karbonatkreislauf und zur Sedimentationsgeschichte des Attersees.– Arb. Labor Weyregg 3: 229–242.\*)
- (1980): Hydrochemische Untersuchungen zum Karbonatkreislauf des Attersees.– Arb. Labor Weyregg 4: 235–257.\*)
- SCHRÖDER, H.G. (1982): Biogene benthische Entkalkung als Beitrag zur Genese limnologischer Sedimente. Beispiel: Attersee (Salzkammergut; Österreich).– Diss. Univ. Göttingen: 178 pp.\*)
- SCHULTZ, G. (1971): Erste Ergebnisse von 3 Jahren Seenuntersuchungen (1968, 1969, 1970) an einigen Salzkammergutseen und Seen des Salzburger Flachgaus.– Österr. Fischerei, Heft 10, 149–158.
- SCHULZ, N. (1978): Das Einzugsgebiet des Keutschacher Sees (Kärnten, Österreich) – erste Grundlagendaten für ein limnologisches Untersuchungsprogramm.– Carinthia II, 168/88: 447–454.\*)
- SCHULZ, L. (1981a): Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste.– Zbl. Bakt. Hyg. I Abt. Orig. B, (1973): 528–548.
- (1981b): Die Nährstoffbelastung des Millstättersees und des Wörthersees durch oberflächliche Zuflüsse.– Carinthia II, 171./91.: 427–473.
- N. SCHULZ & H. SAMPL, H. (im Druck): Verlauf und Ursachen der Eutrophierung in zwei Kärntner Seen (Wörthersee und Millstätter See) mit unterschiedlichem Einzugsgebiet.– Veröff. d. MaB- Progr. Innsbr.
- SCHWARZ, K. (1979a): Das Phytoplankton des Mondsees 1978.– Arb. Labor Weyregg 3: 83–92.\*)
- (1979b): Entwicklung des Phytoplanktons im Mondsee von 1968–1978.– Österr. Fischerei 32, 11/12: 213–216.\*)
- SEMELEDER, E. (1981): Vorkommen und Verwendung von Phosphor in einer modernen Industriegesellschaft – Ansätze zu einem Phosphormodell für Österreich.– Dipl. Arbeit Wirtschafts. Univ. Wien: 246 pp.\*)
- SIAKALA, H. (1979a): Der Fremdenverkehr im Atterseegebiet.– Arb. Labor Weyregg 3: 95–106.\*)
- (1979b): Wirtschaftsgeographie der Randgemeinden des Attersees.– Dipl. Arbeit Wirtschafts. Univ. Wien: 177 pp.\*)
- SOSSAU, C. (1978): Stickstoffverbindungen und organischer Kohlenstoff im Pelagial des Piburger Sees (Tirol).– Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 13: 1–143.
- STUMMER, C. (1980): Eine einfache Wässerungswanne für die rasche Verarbeitung von Cibachrome und kunststoffbeschichtetem Papier.– Jber. Biol. Stat. Lunz 3: 132.\*)
- TESSENOW, U. (1972): Lösungs-, Diffusions- und Sorptionsprozesse in der Oberschicht von Seesedimenten. I. Ein Langzeitexperiment unter aeroben und anaeroben Bedingungen im Fließgleichgewicht.– Arch. Hydrobiol. Suppl. 38: 353–398.
- THALER, F. (1981): Die *Characeen* des Attersees, Mondsees und Fuschlsees.– Arb. Labor Weyregg 5: 164–165.\*)
- TSCHOLL, E. (1982): Seichesbeobachtungen am Attersee.– Arb. Labor Weyregg 6: 141–145.\*)
- UNGER, U. (1970): Berechnung von Stoff-Frachten in Flüssen durch wenige Einzelanalysen im Vergleich zu kontinuierlichen einjährigen chemischen Untersuchungen, gezeigt am Beispiel des Bodenseezuflusses Argen (1967/68).– Schweiz. Z. Hydrobiol. 32/2: 453–474.
- UNNI, K.S. (1977): The Distribution and Production of Macrophytes in Lunz Mittersee and Lunz Untersee.– Hydrobiologia 56 (1): 89–94.
- VAN CAMPEN, L. & EDLINGER (1981): Die Makrophytenvegetation des Atter-, Mond- und Fuschlsees.– Arb. Labor Weyregg 5: 156–163.\*)
- VOLLENWEIDER, R.A. (1975): Input-Output Models with Special References to the Phosphorus Loading Concept in Limnology.– Schweiz. Z. Hydrol. 37: 53–84.
- (1976): Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication.– Mem. Ital. Idrobiol. 33: 53–83.
- (1979): Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozeß stehender Gewässer und Talsperren.– Z. Wasser- und Abwasserforschung 12,2: 46–55.
- & P.J. DILLON (1974): The Application of the Phosphorus Loading Concept to Eutrophication Research.– Nat. Res. Council Canada, NRCC No. 13690. 1–42.
- & J. KERKES (1980): The Loading Concept as Basis for Controlling Eutrophication Philosophy and Preliminary Results of the OECD Programme on Eutrophication.– Prog. Wat. Tech. Vol. 12: 5–18.
- (1980): OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control).– Synthesis Report, April 1980: 1–290.
- WALKER, W.W. jr. (1977): Some Analytical Methods Applied to Lake Water Quality Problems.– Diss. Univ. Havard.
- WINDOLPH, H. & J. SCHNEIDER, J. (1981): Untersuchungen zu den sedimentliefernden Prozessen und zur Sedimentationsgeschichte des Attersees.– Arb. Labor Weyregg 5: 175–180.\*)
- ZOBRIST, J. und W. STUMM, W. (1978): In EAWAG-Jahresbericht 1978. Eidgenössische technische Hochschule Dübendorf (CH) 36–37

\*) bezeichnet Literatur, die im Rahmen des ÖEP veröffentlicht und zur Erstellung des Endberichtes verwendet wurde.

