

Auswirkungen städtischer und ländlicher Einflüsse auf ein urbanes (Still-)Gewässer, dargestellt am Beispiel des Aasees in Münster (Westf.)

Martin Vest, Münster

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	4
2. Untersuchungsgebiet	6
2.1 Lage und Größe	6
2.2 Geologie	6
2.3 Klima	8
2.4 Hydrologie	8
2.5 Geschichtliche Entwicklung des Aasees	10
2.6 Nutzungsinteressen	11
3. Material und Methoden	14
3.1 Probenahmestellen	14
3.1.1 Aasee	14
3.1.2 Fließgewässer	14
3.2 Wasseranalytik	14
3.3 Ermittlung von Fließgeschwindigkeit, Abflußmenge, Fracht u. Bilanz	18
3.4 Ermittlung der Wasseraufenthaltszeit des Aaseewassers (Verweildauer)	20
3.5 Sedimentuntersuchung	20
3.5.1 Schwermetallanalytik	20
3.5.2 Rücklösung	21
3.6 Planktonuntersuchung	23
3.7 Makrozoobenthonuntersuchung	23
3.7.1 Aasee	23
3.7.2 Fließgewässer	24
4. Ergebnisse	26
4.1 Ergebnisse der Untersuchung Aasee	26
4.1.1 Wasseraufenthaltszeit des Aaseewassers (Verweildauer)	26
4.1.2 Wasseranalysen (Jahresgänge)	26
4.1.3 Wasseranalysen (Tagesgänge)	41
4.1.4 Schwermetallanalysen (Sediment)	43
4.1.5 Remobilisierungspotential des im Gewässersediment deponierten Phosphors	45
4.1.6 Plankton	48
4.1.7 Makrozoobenthon	60

* Dissertation aus dem Institut für Zoophysologie der Universität Münster; Betreuung Prof. Dr. B. Surholt; gefördert durch die Stadt Münster im Rahmen des „Aasee-Forschungsprojektes“.

4.2 Ergebnisse der Untersuchung des Wassereinzugsgebietes des Aasees	60
4.2.1 Wasseranalysen	60
4.2.2 Abflußmessungen	75
4.2.3 Frachten	76
4.2.4 Bilanzierung (Ionen-Input)	80
4.2.5 Makrozoobenthon	83
5. Diskussion	94
6. Zusammenfassung	105
7. Literaturverzeichnis	106

1. Einleitung

Fließende und stehende Gewässer sind nicht nur Lebensräume für eine außergewöhnlich hohe Zahl an Pflanzen und Tieren. Durch ihre vernetzenden Eigenschaften nehmen sie eine zentrale Stellung im Biotopverbund ein und sind zugleich gliedernde Bestandteile der Landschaft.

Seit alters her werden Fließ- und Stillgewässer durch den Menschen für unterschiedliche Zwecke wie die Trinkwasserversorgung, die Fischerei, die Energiegewinnung, die Bewässerung, die Abwasserbeseitigung oder für die Freizeit und Naherholung genutzt. Allerdings hat die Zunahme an negativen Begleiterscheinungen in den letzten Jahrzehnten an Geschwindigkeit und Intensität erheblich zugenommen. Hierzu zählen Belastungen durch Düngemittel, wassergefährdende Stoffe und thermische Abwässer aus Landwirtschaft, Industrie, Privathaushalten und kommunalen Kläranlagen. Die verstärkte Erosion und die besonders im Zuge von Flurbereinigungsverfahren erfolgten Eingriffe in die Morphologie von Fließgewässern und deren Auen sind Ursachen für weitere negative Veränderungen.

Während die anthropogenen Eingriffe in das geomorphologische Gefüge der Gewässersysteme gerade bei den Fließgewässern für den Betrachter nicht zu übersehen sind, werden die Folgen der durch Nährstoffeinträge verursachten Gewässerbelastungen häufig nicht erkannt bzw. unterschätzt. Sie lassen sich unter dem Begriff der „Eutrophierung“ zusammenfassen. Im klassischen, d.h. ursprünglichen Sinne stellt die Eutrophierung einen natürlichen Entwicklungsvorgang dar, der in vergleichsweise langen Zeiträumen (Jahrtausende) abläuft. Er beinhaltet den naturgemäßen, durch allochthone Nährstoffeinträge (z. B. über Laubfall oder Erosion) bedingten Alterungsprozeß stehender Binnengewässer. Das Verlandungsstadium markiert sein Ende.

Nach VOLLENWEIDER (1968) ist die Eutrophierung als die „zunehmende Anreicherung der Gewässer mit Pflanzennährstoffen und ihr hierdurch verursachter progressiver Verfall durch üppiges Pflanzenwachstum sowie dessen Folgen für den Gesamthaushalt der betroffenen Wasserkörper“ zu verstehen. Damit ist nicht nur die klassische, sondern auch die „moderne“, durch anthropogene Nährstoffeinträge verursachte Eutrophierung gemeint. Im Extrem schlägt sich dies im Phänomen der „rasanten Seeneralterung“ (OHLE 1953) nieder. Die Abfolge der verschiedenen Eutrophierungsstadien erstreckt sich hierbei nicht auf Jahrtausende, sondern auf wenige Jahrzehnte. Vor allem die aus Abwässern und diffusen Quellen landwirtschaftlich genutzter Flächen stammenden Nährstoffeinträge sind für diese Entwicklung verantwortlich. Hierbei stehen die stickstoff- und vor allem die

phosphorhaltigen Nährstoffe im Vordergrund. Sie haben direkte Auswirkungen auf die Intensität der Primärproduktion, die Trophie (vgl. ELSTER 1958). Der Vorgang der Eutrophierung wird hierbei durch die Zunahme der Primärproduktion eines Gewässers charakterisiert. In diesem Zusammenhang lassen sich nach FRIEDRICH (1982) folgende Auswirkungen einer erhöhten Primärproduktion beobachten:

- Stärkere Wassertrübung, Wasserblüten durch Planktonalgen,
- Verstärkung der Tag-Nacht-Schwankungen der Konzentrationen von Sauerstoff, Ammonium, Kohlensäure sowie des pH-Wertes im Epilimnion,
- höhere Konzentrationen algenbürtiger Schadstoffe, die geruchs- und geschmacksintensiv sind,
- Sauerstoffmangel am Gewässerboden,
- Mobilisierung von Eisen und Mangan aus dem Sediment infolge anaerober Verhältnisse,
- Remobilisierung von im Sediment chemisch gebundenem Phosphat und damit Verstärkung des Eutrophierungsgeschehens,
- Veränderungen der Biozöosen von Phytoplankton und Zooplankton, des Benthons sowie der Fischfauna, Auftreten zusätzlicher Planktonmaxima.

Diese Auswirkungen als Folgen der Nährstoffeinträge sind sowohl bei Gewässern der freien Landschaft als auch bei urbanen Gewässern feststellbar. Gerade bei den urbanen Gewässern ist dies auch für die Öffentlichkeit augenfällig. Allerdings nimmt diese i. d. R. erst dann hiervon Notiz, wenn sich das ästhetische Empfinden beeinträchtigende Begleiterscheinungen wie z. B. Wasserblüten, Geruchsbelästigungen, Fisch- oder Entensterben bemerkbar machen.

Insbesondere für urbane Stillgewässer sind die o.g. Symptome typisch und kennzeichnend für ihren häufig hoch eutrophen Zustand. Sie sind keine natürlichen, sondern künstliche, vom Menschen geschaffene oder stark veränderte Gewässer. Meistens fehlt ihnen der gesamte Lebensraum eines zonierten Litorals sowie dessen Biozönose.

Münsters Aasee ist ein solches Gewässer.

Die Gefahr der Hypertrophierung mit all ihren negativen Folgeerscheinungen für die Tier- und Pflanzenwelt wie auch für den Menschen verbindet den Aasee thematisch mit anderen Beispielen urbaner Gewässer wie etwa dem Rheinauensee in Bonn (SCHMIDT 1992), der Alster in Hamburg (z. B. CASPERS et al. 1976, KAUSCH 1991), dem Großen Müggelsee bei Berlin (KLEEBERG 1995) oder dem Maschsee in Hannover (ELGER et al. 1986, SCHWERDHELM & LEHMANN 1992). Die Gewichtung der jeweiligen Kausalitäten hängt jedoch von den lokalspezifischen Bedingungen des einzelnen Gewässers ab.

Die bisher durchgeführten Untersuchungen des Aasees und seines Umfeldes setzten sich vor allem mit der Fließwasserthematik des Aasee-Einzugsgebietes auseinander (z. B. CLAJUS 1978, LEONHARDT 1988, VOGT 1990, JANBEN 1991, ROMMEN 1995, STADT MÜNSTER 1989/90/91/94/96). Von den Arbeiten, die sich speziell mit dem Aasee selbst beschäftigten, ist die Untersuchung von JUNGE (1988) die erste und einzige umfassende Abhandlung mit vorwiegend limnologischer Relevanz. Die meisten anderen Quellen tangieren den Aasee als Untersuchungsobjekt nur am Rande oder analysieren ihn aus vorwiegend gesellschaftswissenschaftlicher, landschaftsökologischer oder hydrogeologischer Sicht. Hierbei blieben insbesondere die Biozöosen des Aasees weitgehend unberücksichtigt. Gerade die biozöotischen Beziehungen sind es jedoch, die die grundlegenden Informationen für das Verständnis um die besondere ökologische Problematik des Münsterschen Aasees liefern.

Als aquatisches Ökosystem mußte der Aasee und sein Einzugsgebiet schwerpunktmäßig aus Sicht der Limnologie erforscht werden. Hierbei galt es, die Ursachen für vorhandene Beeinträchtigungen zu lokalisieren, ihre Belastungspfade aufzuzeigen und die verschie-

denen Belastungsarten zu quantifizieren, zu bewerten und zu diskutieren. Um diese den unterschiedlichen Kausalfaktorenkomplexen zuordnen zu können, wurden folgende Untersuchungsschwerpunkte gesetzt:

1. Das oberhalb liegende Gewässereinzugsgebiet, welches potentiell als Quelle von Ionen und Sedimenten in Frage kommt.
2. Die intern ablaufenden Stoffwechselforgänge des Aasees selbst.

Gleichzeitig erfolgt erstmalig eine Charakterisierung des Münsterschen Aasee unter gewässertypologischen Gesichtspunkten.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Lage und Größe

Das Untersuchungsgebiet gehört dem Großraum der Westfälischen Bucht an.

Die Fließstrecke der Münsterschen Aa beträgt vom Quellgebiet in den Baumbergen (115 bis 150 m NN) bis zur Mündung in den Aasee auf münsterischem Stadtgebiet (55 m NN) 21 km. Das Gewässereinzugsgebiet der Münsterschen Aa hat in Höhe der Gievenbachmündung eine Ausdehnung von 103,33 km². Davon entfallen 11,47 km² auf den 8,5 km langen Meckelbach und 6,73 km² auf den 7,1 km langen Gievenbach (STAWA Münster 1994).

Der von SW (³⁴04 RW, ⁵⁷57 HW) nach NE (³⁴05 RW ⁵⁷59 HW) orientierte und auf münsterischem Stadtgebiet befindliche Aasee ist 2.300 m lang und 280 m breit. Er bedeckt ein Areal von insgesamt 40,2 ha (STADT MÜNSTER 1992a). Die mittlere Seetiefe des Aasees liegt bei 1,9 m, die maximale bei 2,0 m (Abb. 1). Hieraus ergibt sich ein Seevolumen von insgesamt 763.800 m³.

2.2 Geologie

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich von den Baumbergen bis an den Rand des Uppenberger Geestrückens östlich davon. Es ist somit Teil des Münsterschen Kreideplateaus innerhalb des Westfälischen Kreidebeckens. Im Tertiär wurde es durch pleisto- und holozäne Aktivitäten überformt. Diluviale Geschiebemergel überziehen den meist flachen Anstieg des aus härteren Gesteinen der Kreide gebildeten Plateaus. In den Ablagerungen der Baumberge treten sie vorwiegend als graue und gelbe Mergel, aber auch als kalkhaltige Sandsteine auf (vgl. WEGNER 1913).

Die natürlichen Grenzen des Westfälischen Kreidebeckens bilden der Teutoburger Wald im Norden, das Eggegebirge im Osten und die Paderborner Hochfläche sowie der Haarstrang im Süden. Die Westseite hingegen ist offen. Als einzige Erhebungen ragen die Baumberge im Nordwesten und die Beckumer Berge im Südosten aus dieser flachen Platte heraus (vgl. MÜLLER-WILLE 1981). Sie sind als Schichtstufenlandschaften ausgebildet, deren Stufen aus dem Kalk und Sandstein des Senons gebildet werden (vgl. HEMPEL 1980). Die wesentlichen Gestaltmerkmale der Täler und Höhen der münsterischen Ebene sind präglazialen und pleistozänen Ursprungs. Sie wurden vermutlich durch fluviale Kräfte aus einer ehemals ebenen Fläche herausmodelliert (vgl. WEGNER 1913).

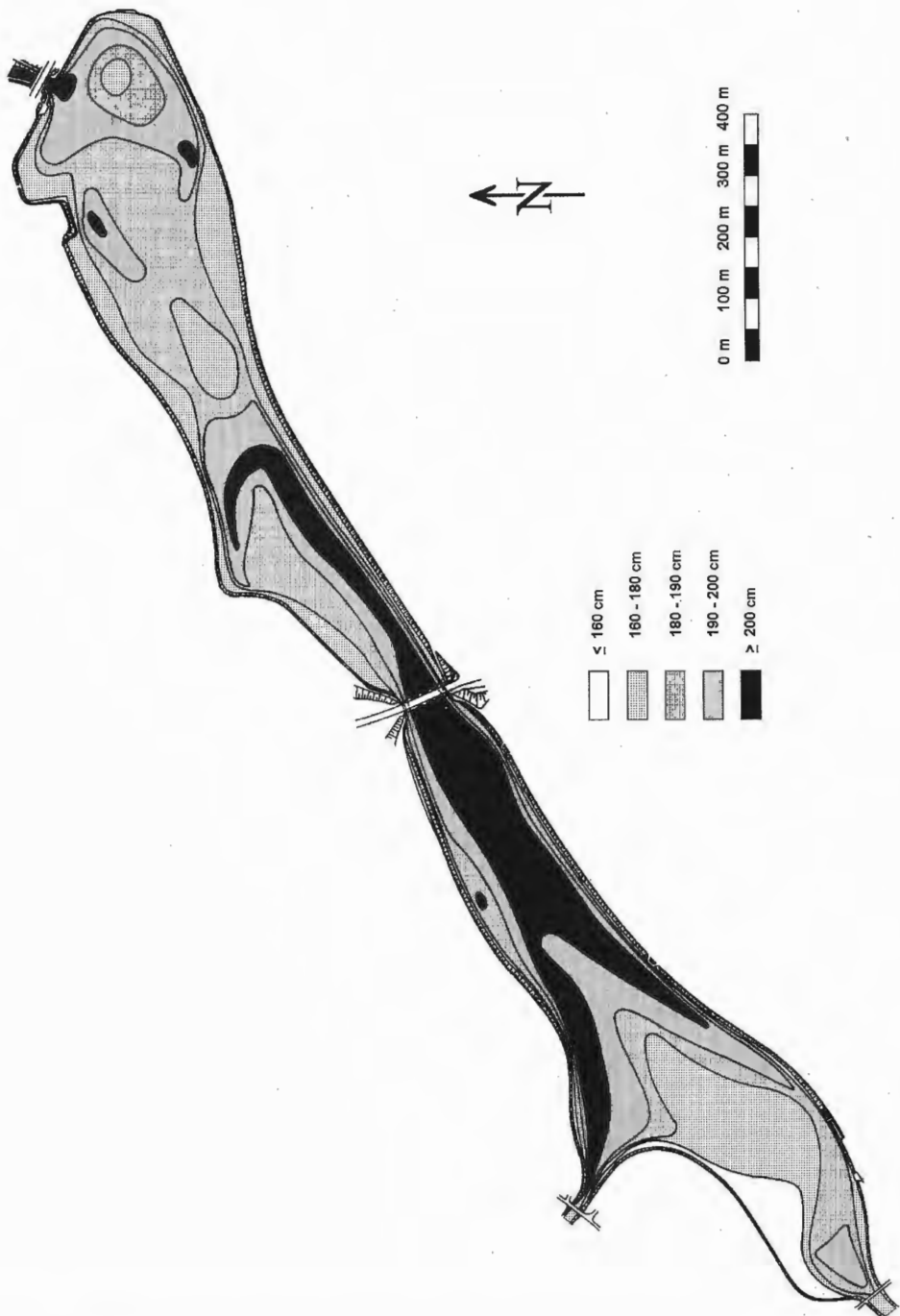


Abb. 1: Morphometrie des Münsterschen Aasees (erstellt in Zusammenarbeit mit STAWA Münster).

2.3 Klima

Das Klima im Untersuchungsgebiet wird durch die Lage im Gradnetz (Nördliche Hangsbach-Quelle: 07°23' E, 51°59' N; NE-Zipfel des Münsterschen Aasees: 07°37' E, 51°57' N) bestimmt. Die klimatische Wirkung der geographischen Breitenlage wird jedoch durch die Nähe zum Meer stark beeinflusst. Die einzelnen Klimaelemente zeigen deutlich den atlantischen Einfluß.

Im Bereich der Westfälischen Bucht herrschen vorwiegend nordwestliche Winde. Weil der Großraum nach Westen offen ist, werden sie nicht behindert oder abgelenkt.

Bedingt durch den maritimen Einfluß bewirken sie mäßig warme Sommer, milde Winter und hohe Niederschlagsmengen zu allen Jahreszeiten. Die jährliche Niederschlagshöhe liegt im Schnitt bei 755 mm, wobei das Sommerhalbjahr etwas niederschlagsreicher ist als das Winterhalbjahr.

Die aktuelle Verdunstungshöhe liegt im Münsterländer Becken etwa bei 475 mm pro Jahr; die mittlere jährliche Verdunstungshöhe aus der Wasserbilanz (1959 - 1978) beträgt 455 bzw. 522 mm (STRUCKMEIER 1990).

Die durchschnittliche Jahrestemperatur bewegt sich zwischen 9,0 und 9,5 °C (DAHMAHRENS 1975).

Der Raum zeichnet sich also durch ein typisch ozeanisches und niederschlagsreiches Klima aus. Diese Bedingungen finden sich prinzipiell auch im Lokalbereich des Münsterschen Aasees wieder. Der Aasee hat darüber hinaus durch seine nach Südwesten offene Flanke und durch die o.g. vorwiegenden Windverhältnisse die Wirkung eines Windkanals.

Die speziellen klimatischen Verhältnisse im Untersuchungszeitraum (Dezember 1992 bis September 1994) zeigen die Abb. 2 - 4.

Im Gegensatz zu den langjährigen Mittelwerten wurden 1993 und 1994 überdurchschnittlich hohe Niederschläge registriert (Abb. 2). 1993 betrug die Jahressumme 911 mm. Von Januar bis September 1994 fielen immerhin schon 643 mm Niederschlag.

Die Jahresdurchschnittstemperatur lag 1993 mit 9,4 °C im Bereich des langjährigen Mittels (Abb. 3) und die Globalstrahlung erreichte eine mittlere Intensität von 10,4 mW/cm² (Abb. 4).

2.4 Hydrologie

Das zentrale Quellgebiet des Münsterlandes sind die Baumberge. Hier treffen die Wasserscheiden der drei großen Abflußgebiete von Rhein, Issel/Vechte und Ems aufeinander (STRUCKMEIER 1990). Parallel zur 120 m-Isohypse an der Grenzschicht zwischen Ober- und Untersenon befindet sich der Quellhorizont, aus dem die wasserreichsten Quellen der Baumberge austreten. Die wasserstauende Wirkung in dieser Höhe ist auf die untersononische Tonmergel- und Kalkmergelgestein zurückzuführen. Der Grundwasserleiter besteht demgegenüber aus obersononischen Kalksandsteinen und Kalksteinen.

In der Osthälfte der Baumberge, westlich des Ortes Havixbeck, befindet sich die Quellregion der Münsterschen Aa. Sie setzt sich aus den Quellgebieten des Krumpen Baches (Hauptquellen: 125 u. 150 m NN), der Poppenbecker Aa (Hauptquelle: 125 m NN) und des Hangsbaches (Hauptquellen: 115 u. 120 m NN) zusammen. Dieses Fließgewässersystem entwässert in östliche Richtung. In Höhe der Hoflage „Haus Klute“ nordwestlich von Havixbeck wird das resultierende Fließgewässer als „Münstersche Aa“ bezeichnet. Diese fließt zunächst weiter in östlicher Richtung, passiert die Bauerschaft Hohenholte

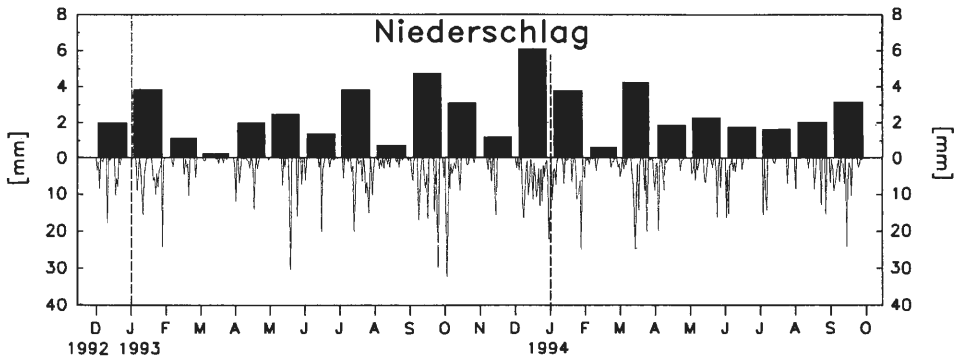


Abb. 2: Niederschlag (Tagessummen/Monatsmittel) im Untersuchungszeitraum von Dezember 1992 bis September 1994 [mm].

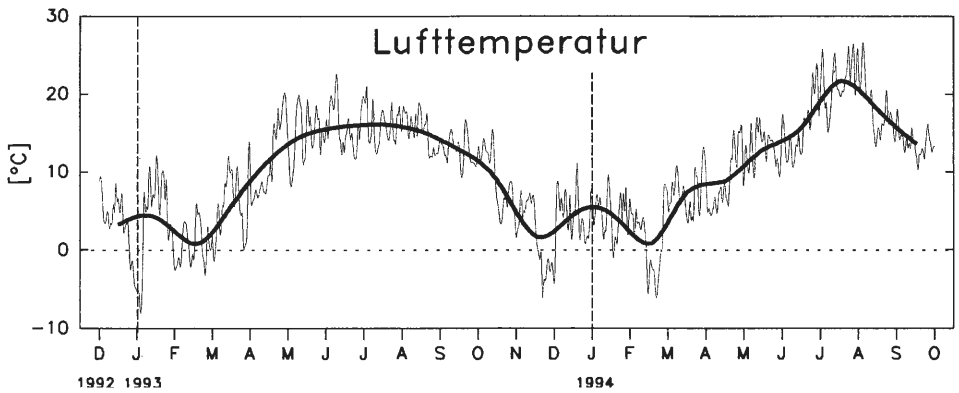


Abb. 3: Lufttemperatur (Tages-/Monatsmittel) im Untersuchungszeitraum von Dezember 1992 bis September 1994 [°C].

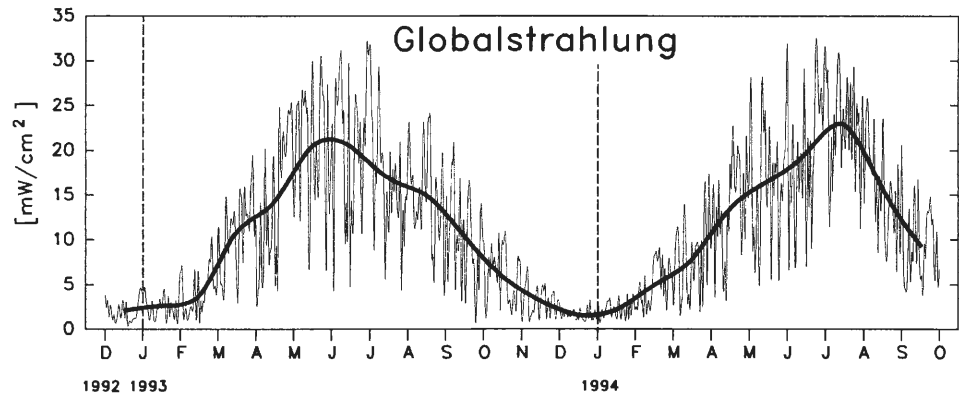


Abb. 4: Globalstrahlung (Tages-/Monatsmittel) im Untersuchungszeitraum von Dezember 1992 bis September 1994 [mW/cm²].

und biegt dann nach Südosten ab. Erst auf münsterischem Stadtgebiet westlich von „Haus Kump“ ändert sie ihre Fließrichtung wieder und knickt nach Nordosten ab. Knapp einen Kilometer später mündet die Münstersche Aa in den nach ihr benannten Aasee. Nach gut zwei Kilometern verläßt sie diesen an seinem nordöstlichen Ende und durchquert die münsterische Innenstadt. Beim Verlassen des Stadtgebietes verläuft die Aa in Richtung Norden, erreicht Sprakel und mündet schließlich nach insgesamt 28 km Fließstrecke bei Greven (Ostmünsterland) in die Ems, die in die Nordsee entwässert.

Das Einzugsgebiet der Münsterschen Aa hat eine Gesamtgröße von 172,23 km² (STAWA MÜNSTER 1994).

Im Winterhalbjahr kommt es vor allem in der Ebene, nach länger andauernden Niederschlägen und nachdem die Schneeschmelze eingesetzt hat, zu Überschwemmungen der Talaue der Münsterschen Aa. Dabei werden die Sande der Aa in den Flutmulden abgelagert.

Die Böden der Talaue zeichnen sich durch relativ hohe Grundwasserstände aus, so daß hier immer recht feuchte Verhältnisse vorgefunden werden. Daher werden die undrainierten Flächen teilweise auch heute noch als mehr oder weniger extensiv bewirtschaftetes Grünland genutzt.

2.5 Geschichtliche Entwicklung des Aasees

Der siedlungshistorische und -geographische Ursprung Münsters ist die Münstersche Aa. Eine natürliche Furt bildete den Ansatzpunkt für den ersten kontinuierlichen Siedlungsbeginn im zweiten nachchristlichen Jahrhundert. Nahe dieser Stelle gründete der Heilige Liudger 793 n. Chr. ein Monasterium (Kloster), dem Münster seinen Namen verdankt (vgl. STADT MÜNSTER 1993). Schon damals wurde das Leben der an der Aa siedelnden Menschen durch den jährlichen Rhythmus von Überschwemmungen im Winterhalbjahr und Zeiten der Wasserknappheit im Sommerhalbjahr beeinflußt.

Auch Fürstbischof Christoph Bernhard von Galen wußte offenbar um die Urgewalt, welche die Gewässer bei Hochwasser entfalten können, und nutzte dieses Wissen sogar für seine militärischen Zwecke. Nach zwei erfolglosen Belagerungen Münsters in den Jahren 1657 und 1660 „bescherte er (der Bischof) seinen ungehorsamen Städtern eine Überschwemmung. Er hatte den Ausfluß der Aa eindämmen lassen, so daß ein Rückstau entstand“ und Münster unter Wasser stand (GALEN 1978). Daraufhin gaben die münsterischen Bürger auf und kapitulierten.

Die Hochwasserereignisse in den Wintern 1993/94 und 1994/95 (s. Abb. 5), die die oberhalb des heutigen Aasees liegende Niederung der Münsterschen Aa trotz Gewässerausbau in eine Seenlandschaft verwandelten, vermitteln in etwa eine gewisse Vorstellung der Verhältnisse von damals, als Münster durch seinen Fürstbischof belagert wurde. Sie demonstrieren jedoch auch, daß die Fließgewässer sich im Extremfall ihre durch Gewässerausbau genommenen Retentionsräume, die ehemaligen Auen, „zurückholen“.

Den geistigen Grundstein für den Münsterschen Aasee legte gegen Ende des letzten Jahrhunderts der damalige Direktor des Westfälischen Museums für Naturkunde in Münster, Prof. Hermann Landois. Sein Plan bezweckte mit dem Anstau der Münsterschen Aa zu einem See einerseits die sommerliche Wasserknappheit, andererseits die winterlichen Überschwemmungsereignisse abzufuffern (vgl. Westfälischer Merkur vom 01.11.1883, zitiert nach SCHULTING 1988). 1924 wurde mit dem Bau des alten Aaseeteils begonnen, und nach mehreren Unterbrechungen wurde er 1934 fertiggestellt. Die Erweiterung, der sogenannte „neue Aasee“, erfolgte in den Jahren 1972 bis 1976.

Der Aasee befindet sich im Bereich der ehemaligen Gewässeraue der Münsterschen Aa.



Abb. 5: Die Münstersche Aa zwischen „Haus Kump“ und dem Aasee während des Hochwasserereignisses Ende Januar 1994.

2.6 Nutzungsinteressen

Die wichtigste Funktion des Aasees, der Hochwasserschutz, steht heute eher im Hintergrund des öffentlichen Interesses, obwohl die Überschwemmungen, die Münster noch zu Beginn dieses Jahrhunderts regelmäßig heimsuchten, einer der Hauptauslöser seiner anthropogenen Entstehung war.

Heute steht vor allem die Nutzung als Münsters größter Freizeit- und Naherholungsraum im Vordergrund (vgl. BONGARD 1994). Die Inanspruchnahme durch verschiedenste Nutzergruppen haben entsprechend vielfältige, i. d. R. negative Folgen.

Zu den unmittelbaren Folgen gehört der Nährstoffeintrag durch Guano und Hundexkremente. Außerdem läßt die Nutzung als Freiraum für Erholung und Freizeit nur wenig Platz für ökologische Optimierungen. Deshalb kam bisher z. B. die Initiierung und sukzessive Entwicklung eines ausgedehnten und zusammenhängenden Litorals mit Röhrichtzonen zu kurz.

Zu den weniger sichtbaren Nutzungsarten gehört die Funktion des Aasees als Regenwassersammelbecken. Große Teile der versiegelten Flächen im Innenstadtbereich von Münster (ca. 290 ha) entwässern ihr Niederschlagswasser über die Regenwasserkanalisation in den 40,2 ha großen Aasee (s. Abb. 6, vgl. STADT MÜNSTER 1992). Die darin befindlichen Substanzen, z. B. die Rückstände des Individualverkehrs, Streusalze, tensidartige Verbindungen aus Reinigungsmitteln, Schwermetalle u.a.m. werden dem Aasee auf diesem Wege ebenfalls zugeführt.

Eine lokale Besonderheit stellt die Inanspruchnahme des Aasees als Komfortgewässer für Möwen - insbesondere der Lachmöwe (*Larus ridibundus*) - dar (PEITZMEIER 1979, VEST 1996). Dieses Phänomen ist vorwiegend während der winterlichen Ruhephase der Möwen

zu beobachten. Der entsprechende Nährstoffeintrag hängt hierbei von der Individuenmenge (zeitweise bis zu 10.000 Exemplaren) und der Verweildauer der Möwen ab.

Von besonderer Bedeutung ist das vorgeschaltete Gewässereinzugsgebiet des Aasees mit seinen vorherrschenden Nutzungsformen. Hier sind vor allem die diffusen Nährstoff- und Pestizideinträge aus der Landwirtschaft sowie die punktuellen Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen und privaten Kleinkläranlagen zu nennen.

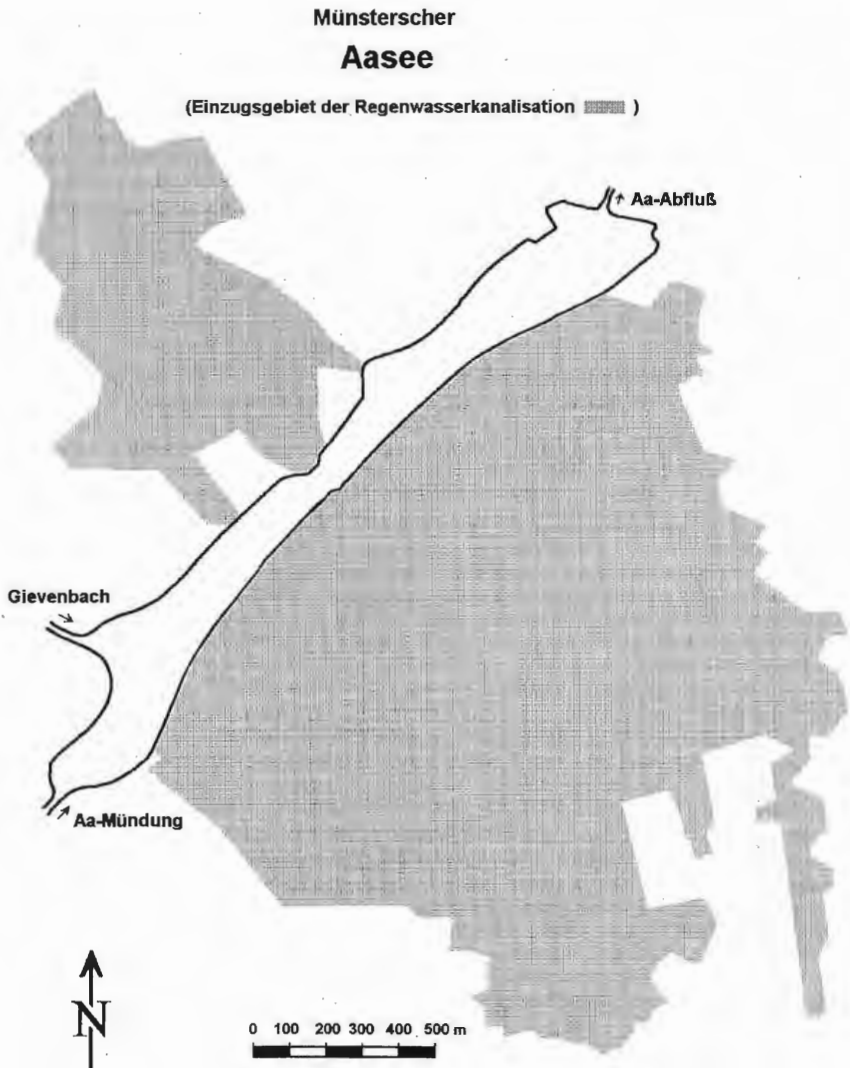


Abb. 6: Innerstädtische Regenwasserkanalisation sowie deren Einzugsgebietsgrenzen (vgl. a. STADT MÜNSTER 1992).

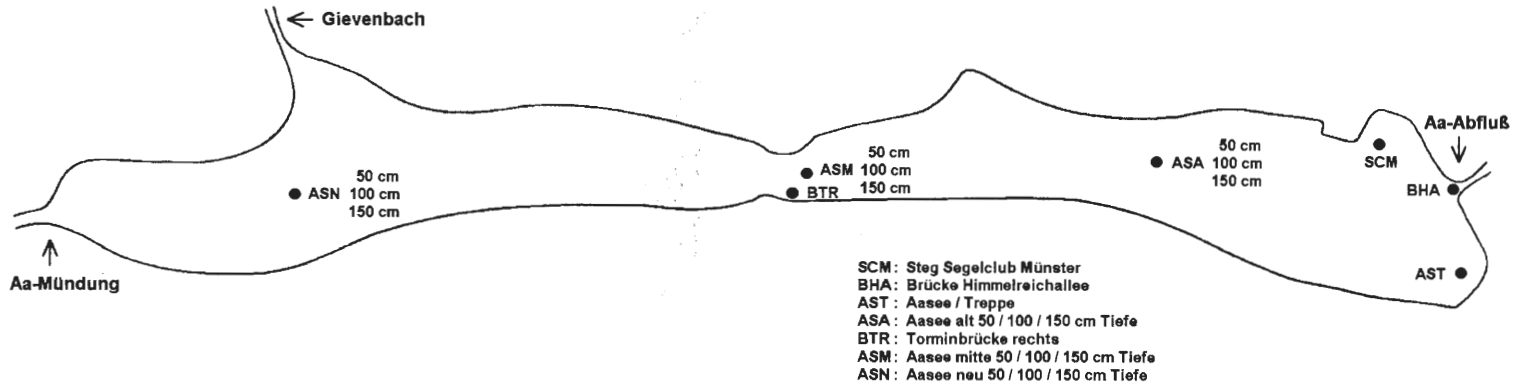


Abb. 7: Lageplan der Probenahmestellen im Münsterschen Aasee.

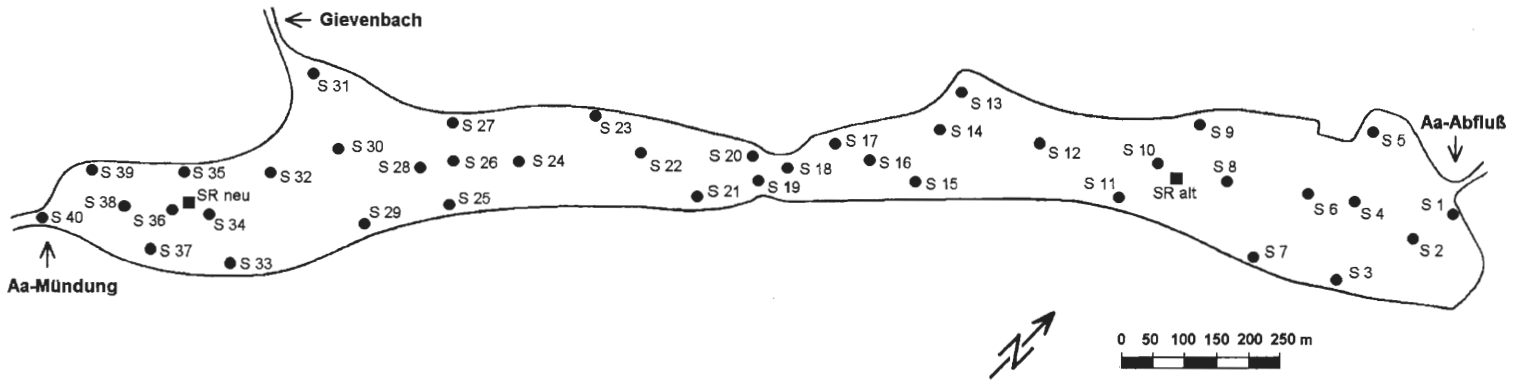


Abb. 8: Lageplan der Sedimentprobenahmestellen im Münsterschen Aasee.

3. Material und Methoden

3.1 Probenahmestellen

3.1.1 Aasee

Für die physikalischen und hydrochemischen Analysen wurde das Pelagial des Aasees an 7 Stellen untersucht (Abb. 7). Drei davon sind Profilmesspunkte, an denen Proben in 50, 100 und 150 cm Wassertiefe genommen wurden, sodaß je Probengang insgesamt 13 Proben gezogen wurden.

An der Stelle SCM (Steg am Segelclub Münster) wurden gleichzeitig auch die meisten Planktonproben sowie die Proben für die Tagesgang-Analytik entnommen.

Auch die Beprobung der in den Aasee mündenden Regenwasserkanalisation wurde durchgeführt. Für eine Bilanzierung wären allerdings weitere Untersuchungen wünschenswert, sodaß die hiermit verknüpften Fragen im Detail an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt wurden (näheres s. VEST 1997).

Die Entnahme der **S e d i m e n t p r o b e n** für die Schwermetallanalytik erfolgte an insgesamt 40 Probenahmestellen. Davon entfallen 17 auf den „alten“ und 21 auf den „neuen“ Aasee. Jeweils eine weitere Stelle liegt in der Aaseemitte in Höhe der Torminbrücke (S18) und im Bereich der Aamündung (S40). Die Kennungen sind von S1 bis S40 durchnummeriert. Für die Rücklösungsthematik wurden darüber hinaus in der Mitte des alten (SR alt) und des neuen Aasees (SR neu) Proben entnommen (vgl. Abb. 8).

3.1.2 Fließgewässer

Die Probenahmestellen der Fließgewässer liegen in der Münsterschen Aa, dem Meckelbach und dem Gievenbach; hinzu kommen verschiedene Einleiter, zum Beispiel der Ablauf der Kläranlage Roxel. Aus Tab. 1 geht desweiteren hervor, wo hydrochemische und hydrobiologische Untersuchungen durchgeführt wurden.

Die Lage der einzelnen Probenahmestellen ist Abb. 9 zu entnehmen.

3.2 Wasseranalytik

Im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 wurden 22 Probenahmestellen des Aasees und seines Einzugsgebietes monatlich untersucht: SCM, BHA, AST, ASA₅₀, ASA₁₀₀, ASA₁₅₀, BTR, ASM₅₀, ASM₁₀₀, ASM₁₅₀, ASN₅₀, ASN₁₀₀, ASN₁₅₀, AaM, WB, ZK, RW, BST, MB, AaS, GB und GBu. Ab Februar 1994 wurden die Stellen MB Ro, MB KA und MB Au zusätzlich in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Darüber hinaus wurden die Standorte BHA, BTR, ZK, BST, GB, AaS, MB und GBu von Februar bis November 1993 im vierzehntägigen Rhythmus beprobt. Die Probenahmen erfolgten jeweils zur gleichen Tageszeit zwischen 8.00 Uhr und 12.30 Uhr.

Für die Auswertung wurden das bürgerliche Jahr (1. Januar bis 31. Dezember) zu Grunde gelegt.

Da bei der Durchführung der Untersuchungen in 1994 nicht das ganze Jahr berücksichtigt werden konnte, wurden bei der Ergebnisauswertung auch keine Mittelwertangaben vorgenommen, sondern ausschließlich die Höchst- und Tiefstwerte für diesen Zeitraum angegeben.

Tab. 1: Probenahmestellen der in den Münsterschen Aasee mündenden Fließgewässer.

Kennung	Probenahmestelle	Untersuchungsprogr.
WB	Kleines Waldfließgewässer am SW-Ende des Aasees	Hydrochemie
ZK	Mündung des Zookanals (Gievenbach)	Hydrochemie
RW	Regenwassereinleiter am linken Ufer des alten Aasees	Hydrochemie
BST	Aa-Gerinne an der Brücke Stadtgraben	Hydrochemie
Aa 1	Hangsbach (Quellbach der Aa) unterhalb der L 550	Makrozoobenthon
Aa 2	Aa in Höhe der Bauerschaft Hohenholte	Makrozoobenthon
Aa Einl.	Kleines Nebengewässer der Aa bei Hohenholte (Aa 2)	Makrozoobenthon
Aa ob.	Aa in Höhe der Bauerschaft Schonebeck	Makrozoobenthon
Aa unt.	Aa oberhalb der Einmündung des Meckelbaches	Makrozoobenthon
AaS	Aa an der Brücke Sentruper Straße	Hydrochemie
AaM	Mündung der Aa in den Aasee	Hydrochemie
MB ob.	Meckelbach oberhalb der Ortslage MS-Roxel	Makrozoobenthon
MB Ro	Meckelbach oberhalb der Kläranlage Roxel	Hydrochemie
Ka Ro	Ablauf der Kläranlage Roxel in den Meckelbach	Hydrochemie
MB Au	Meckelbach in Höhe der Autobahn A1	Hydrochemie
MB (= MB unt.)	Meckelbach kurz vor der Einmündung in die Aa	Hydrochemie/ Makrozoobenthon
GB ob.	Gievenbach in Höhe des Ortsteiles MS-Gievenbeck	Makrozoobenthon
GB (= GB unt.)	unterer Gievenbach oberhalb der Sentruper Straße	Hydrochemie/ Makrozoobenthon
GBu	Drainageeinleiter in den Gievenbach	Hydrochemie

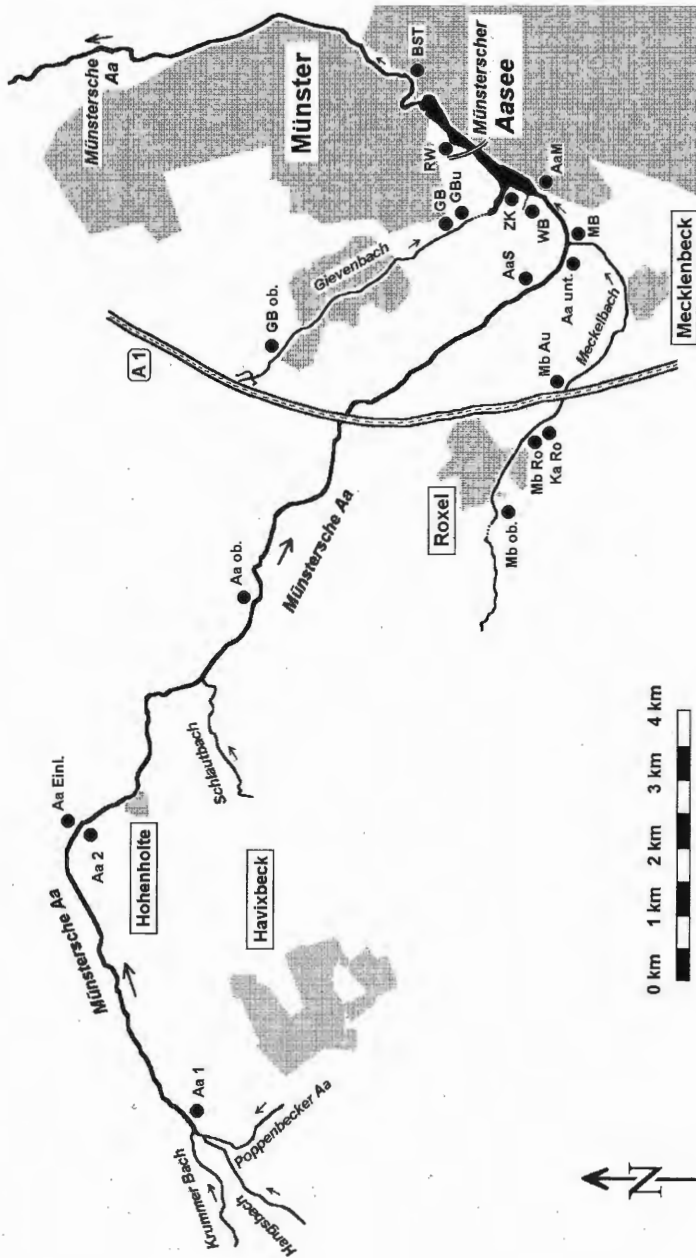


Abb. 9: Lageplan der Fließwasserprobenahmestellen im Einzugsgebiet des Münsterschen Aasees.

Da die Probenahmen der monatlichen bzw. vierzehntägigen physikalischen und chemischen Untersuchungen jeweils am Vormittag in der Zeit von 8.00 Uhr und 12.30 Uhr erfolgten, eignen sie sich nicht für Aussagen hinsichtlich der Tagesdynamik. Hierfür war ein zusätzliches Untersuchungsprogramm notwendig, bei dem die entsprechenden Messungen am 30. und 31. Juli 1992 in Abständen von jeweils drei Stunden über einen Gesamtzeitraum von 27 Stunden durchgeführt wurden.

Die Wasserproben des Aasee-Pelagials wurden mittels eines Wasserschöpfers nach RUTNER entnommen. Die Entnahmen der Fließwasserproben erfolgten als Schöpfproben.

Vorort wurden folgende Parameter gemessen:

Lufttemperatur, Luftdruck, Sichttiefe, Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung und Sauerstoffgehalt des im Probenwasser gelösten Sauerstoffs. Darüber hinaus wurde an den Pelagialprobenahmestellen des Aasees die Sichttiefe als Schätzgröße für die Abnahme der Lichtintensität im Wasser mittels einer Secchischeibe bestimmt (vgl. SCHWOERBEL 1986). Alle übrigen Parameter wurden im Wasserlabor analysiert. Die Wasserproben wurden in 2-Liter-Polyethylenflaschen dunkel und gekühlt transportiert und direkt anschließend im Wasserlabor des Instituts für Zoophysiologie analysiert. Die meisten Parameter wurden entsprechend dem Deutschen Einheitsverfahren (DEV 1975, 1991) zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung nach DIN analysiert:

- Bestimmung der Färbung als Spektraler Absorptionskoeffizient (SAK) bei $\lambda = 436 \text{ nm}$ (C1 DEV 1991).
- Bestimmung der Absorption im Bereich der UV-Strahlung als Spektraler Absorptionskoeffizient (SAK) bei $\lambda = 254 \text{ nm}$ (C3 DEV 1991).
- Bestimmung der Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]: Gemessen mit WTW-Oximeter Oxi 191 und Elektrode EOT 190 (C4 DEV 1991).
- Bestimmung des pH-Wertes: Gemessen mit KNICK-pH-Meter pH 191 und Elektrode E 50 (C5 DEV 1991).
- Bestimmung der Redox-Spannung [mV]: Gemessen mit KNICK-pH-meter pH 191 und Elektrode Ingold Pt 4805 (C6 DEV 1991).
- Bestimmung der Elektrolytischen Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]: Gemessen mit WTW-Conduktometer LF 191 und Elektrode LA 1/T (C8 DEV 1991).
- Bestimmung der Chlorid-Ionen ($> 10 \text{ mg/l}$): Maßanalytische Bestimmung nach MOHR (D1 DEV 1991).
- Berechnung der Carbonat- und Hydrogencarbonat-Ionen (D8 DEV 1991).
- Bestimmung der Nitrat-Ionen ($> 0,1 \text{ mg/l N}$): Photometrische Bestimmung mittels Natriumsalicylat und Kalium-Natrium-Tartrat; zur Verminderung von Störungen durch gefärbte Wässer vorherige Flockung mit Aluminiumsulfat (D9 DEV 1975).
- Bestimmung der Nitrit-Ionen ($> 0,005 \text{ mg/l N}$): Photometrische Bestimmung mittels Sulfanilamid und N-(1-Naphthyl)-äthylendiamin.
- Bestimmung von Phosphorverbindungen:
 1. Orthophosphat ($> 0,005 \text{ mg/l P}$): Photometrische Bestimmung mittels Ammoniumheptamolybdat.
 2. Gesamtphosphat nach Aufschluß mit Kaliumperoxodisulfat ($> 0,005 \text{ mg/l P}$): Photometrische Bestimmung mittels Ammoniumheptamolybdat (D11 DEV 1991).
- Bestimmung von Borat-Ionen ($> 0,01 \text{ mg/l}$): Photometrische Bestimmung mittels Azomethin-H (D17 DEV 1991).
- Bestimmung von Eisen ($> 0,01 \text{ mg/l}$): Photometrische Bestimmung mittels 1,10-Phenanthrolin und Hydroxylammoniumchlorid als Reduktionsmittel (E1 DEV 1991).
- Bestimmung von Calcium und Magnesium ($> 0,05 \text{ mg/l}$): EDTA als Titrationsmittel und Calconcarbonsäure als Indikator. Komplexometrische Bestimmung mittels EDTA als Titrationsmittel und Eriochromschwarz T als Indikator (E3 DEV 1991).
- Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs ($> 0,03 \text{ mg/l N}$): Photometrische Bestimmung mittels Natriumdichlorisocyanurat und Natriumsalicylat (E5 DEV 1991).

- Ermittlung des Ammoniak-Stickstoffs: Berechnung auf Grundlage der nach E5 bestimmten Ammonium-Stickstoffgehalte sowie der entsprechenden Werte für den pH (C5) und die Wassertemperatur (C4) nach EMMERSON et al. (1975).
- Bestimmung des in Wasser gelösten Sauerstoffes ($> 0,2$ mg/l): Iodometrisches Verfahren nach WINKLER (G21 DEV 1991).
- Elektrometrische Bestimmung des in Wasser gelösten Sauerstoffes mit WTW-Oximeter Oxi 191 und Elektrode EOT 190 (G22 DEV 1991).
- Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) - Kurzzeitverfahren: Maßanalytische, indirekte Bestimmung mittels Eisen(II)-Ionen nach Aufschluß mit Kaliumdichromat als Oxidationsmittel und Silbersulfat als Katalysator in stark schwefelsaurer Lösung, unter Verwendung von Quecksilbersulfat zur Maskierung störender Chlorid-Ionen (H43 DEV 1991).
- Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs in n Tagen nach dem Verdünnungsprinzip (Verdünnungs-BSB_n), abgewandelt nach den Vorgaben des STAWA Münster, unter Verwendung von Verdünnungswasser standardisierter Zusammensetzung: Je 1000 ml Verdünnungswasser enthalten 8,5 mg KH₂PO₄, 21,75 mg K₂HPO₄, 33,4 mg Na₂HPO₄ • 2 H₂O, 7,0 mg NH₄Cl, 22,5 mg MgSO₄ • 7 H₂O, 27,5 mg CaCl₂ und 0,25 mg FeCl₃ • 6 H₂O. Als Lösungsmittel wird Aqua dest. eingesetzt.
 1. Bestimmung des BSB nach 5 Tagen unter Zusatz von N-Allylthioharnstoff als Nitrifikationshemmstoff.
 2. Bestimmung des BSB nach 5 Tagen ohne Zusatz von N-Allylthioharnstoff.

Die Sauerstoffbestimmung erfolgt nach G22 (H51 DEV 1991).

Für die Bewertung der einzelnen Stoffkonzentrationen wurde die 7-stufige Belastungstabelle nach KLEE (1991) herangezogen.

3.3 Ermittlung von Fließgeschwindigkeit, Abflußmenge, Fracht u. Bilanz

Die Bestimmung der **Fließgeschwindigkeit** (v) erfolgte nach der Schleifenmethode als integrative Messung über den gesamten Abflußquerschnitt (A) gemäß DIN 4049 Teil 1. Hierfür wurde ein aus 6 Meßflügeln bestehendes Meßsystem der Firma A. Ott eingesetzt.

Der endgültigen Fließgeschwindigkeit (v) liegt das arithmetische Mittel von fünf Flügelmessungen zu Grunde. Der jeweilige Bezugszeitraum jeder Messung beträgt 100 Sekunden.

Im Vergleich zu anderen Flügelmeßverfahren mit dem hydrologischen Meßflügel nach der Schleifenmethode ist mit einer im allgemeinen als tolerierbar anerkannten Abweichung von maximal $\pm 5\%$ zu rechnen (BRÜHL & SPIERLING 1986). Allerdings mußte bei extremer Wasserführung auf die Fließgeschwindigkeitsbestimmung nach der Driftkörpermethode (SCHWOERBEL 1986) zurückgegriffen werden, bei der größere Abweichungen einzukalkulieren sind.

Die **Abflußmenge** (Q) ergibt sich definitionsgemäß aus dem Abflußquerschnitt (A) und der Fließgeschwindigkeit (v) des Gewässers (vgl. HÖLTING 1992):

$$Q \text{ [l/s; m}^3\text{/s]} = A \text{ [m}^2\text{]} \cdot v \text{ [m/s]}.$$

Für die Berechnung des Abflußquerschnitts (A) liegt parallel zur Bestimmung der entsprechenden Fließgeschwindigkeit die Messung der aktuellen Gewässertiefe in Abständen von 10 cm zu Grunde.

Wenn es die witterungsbedingten örtlichen Voraussetzungen nicht erlaubten, den hydrologischen Meßflügel einzusetzen, wurde die Abflußmenge gelegentlich auch direkt mit einem geeichten Schöpfgefäß bestimmt.

Die Abflußmessungen wurden von Dezember 1992 bis Juni 1994 durchgeführt.

Die Datenbasis der Abflußmengen am Standort BST (Venturi-Meßgerinne der Münsterschen Aa nach Verlassen des Aasees, hinter dem Wehr an der Badestraße) beruhen auf den Messungen und Angaben des städtischen Tiefbauamtes (STADT MÜNSTER 1995). Diesen Angaben liegen zwei verschiedene Meßverfahren zugrunde:

1. Abflußmengen von weniger als 606 l/s wurden durch den Einsatz eines Venturimeßgerinnes ermittelt.

2. Bei 606 l/s und mehr wurden die Abflußmengen mittels Kontrollpegel, Wehrklappenhöhe und Fließgeschwindigkeit berechnet.

Beiden Verfahren ist ein Meßrhythmus von 30 Minuten gemeinsam. Da durch die computergesteuerte Wehranlage der Badestraße ein Stauziel von 54 m NN eingehalten werden soll (STADT MÜNSTER 1995), sind zeitweise schubartige, z. T. extrem differierende Abflußerscheinungen zu beobachten.

Die Werte des Venturimeßgerinnes sind laut Tiefbauamt am verlässlichsten. Für die Auswertung wurde als Obergrenze 600 l/s festgesetzt. Höhere Abflußmengen sind auf die Wehrklappenberechnung zurückzuführen. Das städtische Tiefbauamt rechnet mit einer Undichtigkeit des Wehres in Höhe von 100 l/s. Daher wurde den Daten der Wehrklappenberechnung ein entsprechender Verlustbetrag konstant hinzuaddiert.

Aus technischen Gründen liegen für die folgenden Tage keine Abflußdaten des Wehres an der Badestraße vor: 9.6.93, 16.6.93, 9.2.94 und 11.5.94.

Die **F r a c h t** (F) ist das Produkt aus Abflußmenge (Q) und Massenkonzentration (K):

$$F \text{ [mg/s]} = Q \text{ [l/s]} \cdot K \text{ [mg/l]}$$

Hierbei ist zwischen der Fracht eines bestimmten Stoffes und der Gesamtfracht eines Gewässers zu differenzieren.

Die Ermittlung von Fließgeschwindigkeiten, Abflußmengen und Frachtangaben wurden an den Standorten AaS, MB, GB, BST von Dezember 1992 bis Juni 1994 durchgeführt.

Für die Bilanzierung wurden die Abflußmengen des Standortes AaM durch Addition der Abflußdaten von AaS und MB rechnerisch ermittelt. Die entsprechenden Frachten wurden mit den an der Probenahmestelle AaM bestimmten Konzentrationen verrechnet.

Die Zufluß- und Ausflußwerte beziehen sich auf die arithmetischen Mittelwerte der Halbjahre 1/1993, 2/1993 und 1/1994.

Die **B i l a n z i e r u n g** des gesamten Wasservolumens, der Gesamtmenge aller gelösten Ionen sowie deren einzelner Komponenten baut auf den Frachtberechnungen auf (s. o.). Hierzu wurden jeweils die Abflußmengen, die Gesamtfracht und die Frachten der einzelnen Parameter arithmetisch gemittelt und auf die entsprechenden Bezugszeiträume (Dez 1992 - Jun 1994 bzw. Jan 1993 - Dez 1993) hochgerechnet.

Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurden für die Bilanzierungen ausschließlich die Ergebnisse der monatlichen Untersuchungsreihen zu Grunde gelegt.

Der aus den Fließgewässern stammende, für den Aasee relevante Input wurde als Summe der an den drei Standorten GB, AaS und MB berechneten Mengen formuliert (GB+AaS+MB).

3.4 Ermittlung der Wasseraufenthaltszeit des Aaseewassers (Verweildauer)

Die Wasseraufenthaltszeit des Aaseewassers wird vor allem durch den Niederschlag im Einzugsgebiet, die Verdunstung und das Seevolumen bestimmt. Da ein festes Stauziel von 54 m NN vorgegeben ist (STADT MÜNSTER 1992), wurde von einem i. d. R. konstanten Volumen des Aasees ($V_S = 763.000 \text{ m}^3$) ausgegangen (vgl. Kap. 2.1). Um die nachfolgenden Berechnungen zu vereinfachen, blieben Faktoren wie z. B. das aus dem Eigeneinzugsgebiet des Aasees stammende Niederschlagswasser oder verdunstungsbedingte Wasserverluste unberücksichtigt. Somit läßt sich die durchschnittliche Verweildauer (Mt_v) des Aaseewasserkörpers aus dem Quotienten des Seevolumens (V_S) und den gemittelten Abflußsummen (MQ) der in den Aasee einmündenden Fließgewässer (s. Kap. 4.2.2) ermitteln:

$$Mt_v = V_S \cdot MQ^{-1} \text{ [d]}$$

3.5 Sedimentuntersuchung

Die stratigraphische Gliederung von Sedimenten kann als historische Zeitachse betrachtet werden. Die Reihenfolge der Ablagerungen und deren Zusammensetzung geben Aufschluß über die Genese eines Gewässers. Das Ausmaß des anthropogenen Einflusses wird hierbei u. a. durch Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen dokumentiert. Im Hinblick auf mögliche Einflüsse aus dem Sediment in den Wasserkörper und umgekehrt steht der Bereich der Sediment-Wasser-Kontaktzone im Vordergrund des Interesses. Deshalb bezieht sich die Untersuchung insbesondere auf die Oberflächensedimente des Aasees. Es wurden in diesem Zusammenhang die Schwermetallgehalte und das remobilisierbare Phosphatpotential des Aaseesedimentes untersucht.

Für die Probenahmen wurde zusätzlich ein Bodengreifer nach ECKMAN-BIRGE eingesetzt. Es lassen sich hiermit Sedimententnahmen bis zu einer Sedimenttiefe von ca. 10 cm durchführen.

3.5.1 Schwermetallanalytik

Es wurden die Schwermetalle Chrom (> 3ppb), Kobalt (> 3 ppb), Nickel (> 7 ppb), Kupfer (> 2 ppb), Zink (> 2 ppb), Cadmium (> 2 ppb), Blei (> 25 ppb) und Eisen (> 2 ppb) untersucht.

Während höhere Gehalte an Eisen und bis zu einem bestimmten Grade auch an Zink in natürlichen Gewässern meist geogenen Ursprungs sind, deuten höhere Gehalte an Chrom, Kobalt, Nickel, Kupfer, Cadmium und Blei auf ursächlich anthropogene Quellen hin. Dies können beispielsweise Metalle aus Rohrleitungen sein (Fe, Zn, Cu, Cd, Pb), die Rückstände aus Fahrzeugabgasen (Pb), Abwässer aus Galvanikbetrieben (Cr, Ni, Co) oder die Rückstände aus Pflanzenschutz- und Antifoulingmitteln (Cu). Bei entsprechenden Konzentrationen im Trinkwasser sind humantoxische Wirkungen wie die Blockierung von Enzymen, Schäden an Leber, Nieren und Nervensystem sowie carcinogene Auswirkungen bekannt. Gleichzeitig wirken Schwermetalle wie Cu und Cd als starke Fischgifte.

Für die Schwermetallanalytik wurden an insgesamt 40 verschiedenen Stellen des Aasees (vgl. Abb. 8) Sedimente entnommen, zu Mischproben verarbeitet und in Gefrierbeutel abgepackt. Sie wurden dunkel, kühl (ca. 4°C) und vor Luftzutritt geschützt bis zur Analyse gelagert (vgl. DEV: DIN 38414-S1). Die Probenahme erfolgte am 26.4.93.

Für die Bestimmung der Schwermetallgehalte wurde als Grundlage die Feinkornfraktion (< 63 µm) verwendet, da sich die Spurenelemente vor allem in der Ton-Schluff-Fraktion befinden (FÖRSTNER & SALOMONS 1980). Darüber hinaus bewirkt die < 63 µm-Fraktion eine gleichmäßige Verteilung der Schwermetalle, da sie nahezu identisch ist mit der unter vergleichbaren Bedingungen durch Suspension transportierten Fraktion.

Das Probenmaterial wurde per Ultraschall aufgeschlämmt, dann mit einem Nybex-Nylon-gewebe gesiebt (Maschenweite 63 µm) und schließlich bei 60 °C getrocknet.

Der Probenaufschluß mit Königswasser erfolgte gemäß DIN 38414-S7 des DEV. Abweichend hiervon wurde zwecks Zeitersparnis die Aufschlußapparatur vorgewärmt und, um Probenverlusten vorzubeugen, der Filtrationsschritt dem Auffüllen auf 100 ml vorweggeschickt.

Die Bestimmung der Schwermetalle erfolgte mittels Atomemissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES) nach DIN 38414-E22 des DEV.

Für die Beurteilung der Belastungssituation der Aaseesedimente mit Schwermetallen wurde außerdem mittels Sedimentkernproben für jedes Schwermetall der regionale Standard (s. Tab. 2) für den Aasee bestimmt (näheres s. VEST 1997, WERNER & WIESE 1994).

Tab. 2: Regionale Schwermetallstandards (Background) für die Sedimente des Münsterschen Aasees in der Fraktion < 63 µm.

Schwermetallelement	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Konzentration [ppm]	21,5	5,7	19,4	11,3	69,4	0,5	32,5

Mittels der regionalen Standards wurden die Schwermetallanreicherungs-faktoren der einzelnen Sedimentproben nach STEFFEN (1989) berechnet. Hierauf aufbauend wurden die Geoakkumulationsindices nach MÜLLER (1981) ermittelt und dem siebenstufigen Geoakkumulations-Klassen-System (s. Tab. 3) entsprechend zugeordnet.

Tab. 3: Geoakkumulationsindices (I_{geo}), Geoakkumulationsklassen und Sedimentqualität

I_{geo}	I_{geo} -Klasse	Sedimentqualität
< 0	0	praktisch unbelastet
> 0 - 1	1	unbelastet - mäßig belastet
> 1 - 2	2	mäßig belastet
> 2 - 3	3	mäßig - stark belastet
> 3 - 4	4	stark belastet
> 4 - 5	5	stark - übermäßig belastet
> 5	6	übermäßig belastet

3.5.2 Rücklösung

Der Versuchsreihe zur Rücklösungsthematik liegen Probenahmen von Oberflächensedimenten des Aasees am 29.9.94 zu Grunde. Jeweils in der Mitte des alten und neuen Teiles des Aasees wurden die Proben entsprechend DIN 38414-S1 des DEV entnommen (vgl. Ausführungen zur Probenahme in Kap. 3.5 u. 3.5.1).

Um das Rücklösungspotential für Phosphor im Aaseesediment zu ermitteln, war eine Versuchsreihe mit insgesamt 24 Versuchsansätzen notwendig. Dabei wurde jede Versuchssituation in dreifacher Ausführung angesetzt. Berücksichtigung fanden die atmosphärischen Sauerstoffverhältnisse und der Einfluß hydromechanischer Einwirkung (Turbulenzen in Bodennähe).

Je 350 g frisches Aaseesediment wurden in 1000-ml-Rundkolben plan eingebracht und vorsichtig mit 300 ml Aqua dest. überschichtet. Um unnötige Verwirbelungen zu vermeiden, wurde das Wasser so in den Versuchskolben eingefüllt, daß es an der inneren Glaswand abfließen konnte. Anschließend wurden zur Simulation von Strömungsbedingungen am Gewässerboden die als „mit hydromechanischer Einwirkung“ bezeichneten Ansätze unter kreisenden Bewegungen 10 mal geschwenkt. Das zu oberst liegende Sediment wurde hierdurch in die darüber befindliche wässrige Phase suspendiert. Danach folgte für alle Proben eine 16stündige Absetzphase. Während dieser Phase wurde die Luftatmosphäre der Versuchsreaktoren gleichzeitig mit Pumpen unter Vermeidung von Turbulenzen im Versuchsansatz vorsichtig belüftet. Nach 16 Stunden wurden als Kontrolle von sämtlichen Ansätzen gleiche Anteile an Null-Proben entnommen und auf ihre Gehalte an reaktivem Phosphat analysiert. Letztere stellen die Bezugsbasis für die Berechnung der Rücklösungsraten dar.

Für die folgenden Versuchsschritte wurden die Versuchsansätze in Abhängigkeit vom Sauerstoffangebot durchgeführt. Die unter ausreichenden Sauerstoffbedingungen laufenden Ansätze wurden wie schon während der Absetzphase mit Luftsauerstoff versorgt. Die Anoxi-Versuchsansätze dagegen wurden mit Begasungshähnen versehen (s. Abb. 10). Der noch im Reaktor befindliche Luftsauerstoff wurde unter Vermeidung von Turbulenzen mit Stickstoffgas (N_2) aus der Versuchsatmosphäre verdrängt und diese danach luftdicht verschlossen. Bei Raumtemperatur (18 °C) und Dunkelheit dauerte die folgende Versuchsphase 48 Stunden. Danach wurden wiederum Proben entnommen und auf ihre Phos-

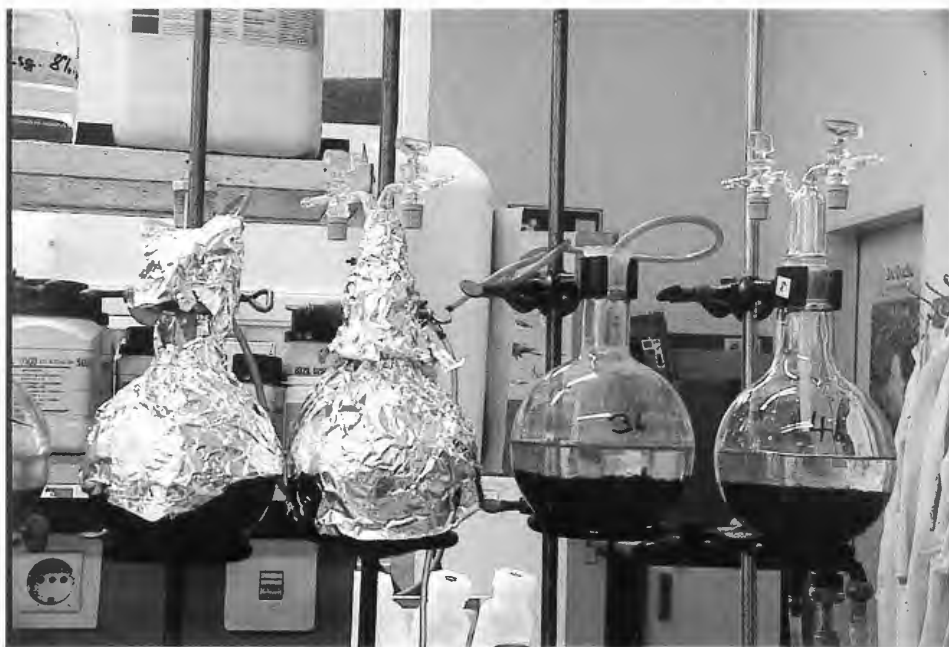


Abb. 10: Versuchsanordnung zur Rücklösungsthematik.

phorgehalte untersucht. Die Analysen (s. Kap. 3.2) wurden entsprechend dem DEV nach DIN durchgeführt. Zusätzlich wurde für jeden Ansatz ein spezifischer Leerwert (Analyse ohne Verwendung von Ammoniumheptamolybdat) angesetzt.

Die Remobilisierungsrate an reaktivem Phosphor ergibt sich aus der Differenz zwischen den zu Versuchsbeginn und -ende bestimmten Gehalten. Die vergleichenden Darstellungen im Ergebnisteil beziehen sich auf die arithmetischen Mittel der Analyseresultate gleichen Ansatzes.

3.6 Planktonuntersuchung

Das Plankton des Aasee-Pelagials wurde entweder vom Steg (Standort: SCM) oder vom Boot aus entnommen. Der Beobachtungszeitraum für die qualitativen Angaben (Artenliste) erstreckt sich von April 1992 bis August 1994. 1995 wurden zu Kontrollzwecken Vergleichsstichproben im Monat Juli gezogen.

Die quantitativen Bestandsaufnahmen fanden von Mai 1993 bis August 1994 statt. Im Sommer wurde ein- bis zweimal pro Woche, im Winter einmal pro Monat quantifiziert. Grundlage des Probenahmeverfahrens sind Vertikalzüge mit einem 55- μ m-Netz. Die Probenahmen fanden immer vormittags zwischen 10.00 und 12.00 Uhr statt.

Quantitative Fänge mit einer ALLWEILER-Flügelpumpe Nr. 2 und einem Schlauch von 25 mm Durchmesser konnten aus organisatorischen Gründen erst ab Mitte 1994 vorgenommen werden. Die Ergebnisdarstellungen beziehen sich daher auf die Netzfänge. Das aus der stehenden Wassersäule gewonnene Probenmaterial wurde in Polypropylenflaschen überführt, gekühlt und dunkel ins Labor transportiert. Es wurde noch am selben Tag mikroskopiert, bestimmt und mittels einer Zählkammer (SEGEWICK-RAFTER bzw. NEUBAUER) ausgezählt.

Die zur Quantifizierung benötigte Volumenbezugsgröße hängt von der Anzahl der Netzzüge, dem Kegelvolumen des Planktonnetzes, dem Zylindervolumen der darüber befindlichen Wassersäule, dem eingegengten Filtrationsvolumen und der durch Auszählung ermittelten Planktondichte in der Zählkammer ab.

Zur Bestimmungszwecken mußten verschiedene Zooplanktergruppen wie z. B. die Rotatoria mit Formalin oder mit CO₂ (Mineralwasser) betäubt werden. Alternativ wurde auch mit Methylcellulose gearbeitet. Zum Fixieren kamen Lugol'sche Lösung, Eisessig und Formalinlösung zum Einsatz.

Zur Determination des Planktons wurde auf folgende Literatur zurückgegriffen:

BARBER & HAWORTH (1981); BICK (1972); BRINKHURST (1971); BROHMER (1982); EITTL (1983); FLÖSSNER (1972); FREYER (1978); GERMAIN (1981); GROSPIETSCH (1972); HARDING & SMITH (1974); HUBER-PESTALOZZI (1938-1983); HUSTEDT (1930); KALBE (1980); KIEFER (1978); KLOTTER (1957); KOMAREK & FOTT (1983); KOSTE (1978); LIND & BROOK (1980); LÖFFLER (1972); PAGE (1976); PONTIN (1978); RUTTNER-KOLISKO (1972); RUZICKA (1977/1981); SCOURFIELD & HARDING (1966); STARMACH (1985); STREBLE & KRAUTER (1988); STRESEMANN (1992).

3.7 Makrozoobenthonuntersuchung

3.7.1 Aasee

Das Makrozoobenthon des Aasees wurde vom Boot aus mit Hilfe eines Bodengreifers nach ECKMAN-BIRGE als Schlammprobe genommen. Die Organismen mußten im Labor

ausgeschlämmt, mit Ethanol (70 %) getötet und konserviert werden. Danach erfolgte die Determination.

3.7.2 Fließgewässer

An den Standorten (zu Kennungen u. Standorten d. Probenahmestellen vgl. Tab. 1 u. Abb. 9) Aa ob., Aa unt., MB ob., MB unt., GB ob. und GB unt. wurde in den Zeiträumen April/Mai und Oktober/November 1993 sowie in den Monaten April und Oktober 1994 das Fließgewässerinventar des Makrozoobenthons aufgenommen. Für jede Probenahmestelle liegen somit insgesamt vier Aufnahmen vor, die jeweils den Frühjahrs- und den Herbstaspekt beinhalten. Nach ALBRECHT (1959) und BRAUKMANN (1987) stellen diese beiden Jahreszeiten die günstigsten Sammelzeiträume dar. Die Organismen weisen dann ausreichend fortgeschrittene Entwicklungsphasen in ihrer aquatischen Larvalphase auf und eignen sich daher am besten für die Determination.

Zusätzlich in das Untersuchungsprogramm aufgenommen wurden die Standorte Aa 1, Aa 2 und Aa Einl. Ihre Beprobung erfolgte im Oktober 1994.

Das Absammeln der Probenahmestellen fand verteilt über den gesamten Tag von 7.00 bis 19.00 Uhr statt. Die hierbei angewendete Sammelmethode stellt ein kombiniertes Verfahren dar. Zum einen wurde der Zeitfaktor - hier ca. zwei Stunden - als methodenbegrenzendes Kriterium zu Grunde gelegt (vgl. PEISSNER 1992). Vor allem die i. d. R. spärlich besiedelten Flachlandsandbäche bedürfen einer zeitlich gründlichen Bearbeitung, um repräsentative und vergleichbare Abundanzwerte zu erhalten. Zum anderen orientierte sich die Bearbeitungsintensität der verschiedenen Choriotope an deren anteilmäßiger Verteilung am Probenahmeort.

Um ein möglichst vollständiges Bild der Biozönose zu erhalten, wurde, unabhängig von der prozentualen Choriotopeverteilung, Wert darauf gelegt, jede Besiedlungsnische zu erfassen. Daher wurden alle Habitate abgesucht.

Weichsubstrate wie Ufervegetation, Algen, Makrophyten und Genist wurden mit Hilfe eines Haushaltssiebes durchsiebt, in Sonderschalen ausgewaschen oder auch einzeln mit der Pinzette durchgemustert. Die Bewohner von Sand und Schlamm wurden ebenfalls durch Sieben ausgelesen. Insbesondere an den sandigen Standorten, vor allem im Bereich der Gewässermitte, wurde zusätzlich das Flotationsverfahren (SCHWOERBEL 1986) angewandt. In steinig-kiesigen Bereichen wurde das Substrat auch nach der „kick-sampling“-Methode (FROST et al. 1971, WILLIAMS & FELTMATE 1992) aufgewirbelt und die verdriftenden Organismen ins Netz gespült.

Hartschubstrata wie größere Steine oder Totholz wurden Stück für Stück mit einer stumpfen Federstahlpinzette und einer Lupe nach Organismen abgesucht.

Bei dem abschließenden Abschätzen der Abundanzen wurde einerseits die Besiedlungsdichte der einzelnen Taxa und gleichzeitig der prozentuale Anteil ihres Besiedlungssubstrates berücksichtigt.

Die im Feld nicht bis zur Artebene bestimmbar Tiere wurden in der Regel vor Ort in 70 %igem Ethanol getötet, konserviert und später im Labor determiniert.

Folgende Utensilien wurden für die Aufnahmen der makroskopischen Invertebratenfauna benutzt:

- ein Sieb, Öffnungsdurchmesser 14 cm, Maschenweite 1 mm;
- ein weißer Emailleteller (17 cm ø) zum Sichten und eine grobe weiße Plastikwanne (30 cm ø, 13 cm hoch) zum Sichten, Haltern und Auszählen der Organismen;

- mehrere kleine verschließbare Gläser zum Transport von bereits gesammelten Tieren während der Aufnahmen;
- spitze und stumpfe Federstahlpinzetten zum Absammeln der Tiere von Steinen, Holz und anderen Substraten sowie zur Entnahme aus Sieb, Gefäßen o. ä.;
- eine Saugpipette mit breiter Öffnung zur Entnahme von Käfern und Wanzen;
- eine Urmacherlupe (Vergr. = 5 x) zum ersten Sondieren der Organismen;
- CO₂ (Mineralwasser) zum Betäuben von Hirudineen;
- Ethanol (70%) zum Töten und Konservieren;
- Rollrandgläser 2 cm ø und 5 cm hoch zur dauerhaften Aufbewahrung der konservierten Tiere;
- ein Taschensmikroskop für die Vorortbestimmung bestimmter Strudelwurmarten (Tricladida).

Das Auszählen bzw. Abschätzen der Individuendichte der einzelnen Taxa sowie die Berechnung des Saprobienindex und der entsprechenden Streuung erfolgte nach den Bestimmungen des Deutschen Einheitsverfahren (DEV) der Gruppe M (Biologisch ökologische Gewässeruntersuchung) gemäß DIN 38410 Teil 1 und 2 (1990).

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, daß die Arten des Saprobien systems einen nur vergleichsweise geringen Anteil - je nach Standort etwa ein Drittel - an der gesamten vorgefundenen Limnofauna ausmachen.

Weiterhin wurde auch der Artenfehlbetrag (AF) nach KOTHÉ (1962) ermittelt. Er gibt Aufschluß über quantitative Änderungen der Artendiversität im Verlauf eines Fließgewässers und berechnet sich nach der Formel:

$$AF = (A_{ob.} - A_{unt.}) \cdot A_{ob.}^{-1} \cdot 100 [\%].$$

A_{ob.} gibt hierbei die Speziesanzahl der oberhalb liegenden, A_{unt.} die der unterhalb liegenden Probenahmestelle an.

Folgende taxonomische Gruppen waren Gegenstand bei der Bestandsaufnahmen des Makrozoobenthons: Hydroidea, Tricladida, Trematoda, Oligochaeta, Aelosomatidae, Hirudinea, Decapoda, Amphipoda, Isopoda, Araneae, Acarina, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Megaloptera, Coleoptera, Heteroptera, Diptera, Trichoptera, Gastropoda, Bivalvia und Pisces.

Alle Taxa - mit Ausnahme der Acarina- wurden mindestens bis zur Familie oder Gattung determiniert. Die in der Übergangszone lebenden Invertebraten wurden ebenfalls soweit wie möglich berücksichtigt, wenn sie nicht schon sowieso über die aquatische Lebensphase (wie z. B. bei den Arten der Helodiden) erfaßt wurden.

Auch solche Arten der Limnofauna, die in ihrer terrestrischen Form bemerkt wurden, wurden als potentiell vorhanden registriert, jedoch nicht mit Abundanzwerten bedacht, es sei denn sie wurden gleichzeitig auch in ihrer aquatischen Form vorgefunden.

Zur Determination des Makrozoobenthon wurde auf folgende Literatur zurückgegriffen: ADAM (1990); AUBERT (1959); AUTRUM (1967); BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1988); BELLMANN (1987); BIRO (1988); BRINKHURST (1971); BROHMER (1982); DAVIS (1968); EDINGTON & HILDREW (1981), ELLIOTT & MANN (1979); ELLIOTT, HUMPECH, & MACAN, (1988); ELLIOTT (1977); ENGELHARDT (1989); FRANKE (1979); FREUDE, HARDE & LOHSE (1965/66/71/79); GLEDHILL, SUTCLIFFE & WILLIAMS (1976); GLOER, BROOK & OSTERMANN (1986); HANSEN (1987); HARUER (1989); HEDICKE (1961); HEIDEMANN & SEIDENBUSCH (1993); HENNIG (1968); HICKIN (1967); HIGLER & SOLEM (1986); HILEY (1976); HOLMEN (1987); HYNES (1984); ILLIES (1955/1968); KLAPALEK (1909); KLAUSNITZER (1996); LILLEHAMMER (1988); MACAN (1977); MÜLLER (1990);

MÜLLER-LIEBENAU (1969); NAGEL (1989); PITSCH (1993); REYNOLDSON (1978); SAVAGE (1989); SCHOENEMUND (1930); SEDLAK (1985); STRESEMANN (1989/89A/90/92); STUDEMANN et al. (1992); THIELE (1909); ULMER (1909); WALLACE (1980); WALLACE, WALLACE & PHILIPSON (1990); WARINGER (1986); WESENBERG-LUND (1939/1943); WICHARD, ARENS & EISENBEIS (1995); ZELINKA (1980).

Die Nomenklatur orientiert sich an der „Limnofauna Europaea“ von ILLIES (1978).

4. Ergebnisse

4.1 Ergebnisse der Untersuchung Aasee

4.1.1 Wasseraufenthaltszeit des Aaseewassers (Verweildauer)

Die gemittelten Abflußsummen (MQ) betragen $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ (XII/1992 - VI/1994) bzw. $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ (1993). Damit ergibt sich für den Aasee während des Zeitraumes von Dezember 1992 bis Juni 1994 eine durchschnittliche Verweildauer (Mt_v) von 5,9 Tagen. Allein auf das Jahr 1993 bezogen, betrug sie 6,7 Tage. Aus hydrologischer Sicht ist der Aasee demzufolge als Flußsee zu bezeichnen (vgl. DYCK & PESCHKE 1995).

Die gewässertypologische Zwischenstellung des Aasees ist vor allem daran erkennbar, daß er im Sommer in seinem Charakter mehr zu einem Stillgewässer, im Winter dagegen mehr zu einem Fließgewässer tendiert. Die im Untersuchungszeitraum erheblich variierenden Extremwerte der Verweildauer (t_v) des Aasee-Wassers verdeutlichen dies: Im späten Frühjahr 1993 betrug die Verweilzeit 73,4 Tage ($Q_{\text{Min}} = 0,12 \text{ m}^3/\text{s}$), Ende Dezember 1993 lediglich 1,4 Tage (Hochwasserereignis mit $Q_{\text{Max}} = 6,40 \text{ m}^3/\text{s}$).

4.1.2 Wasseranalysen (Jahresgänge)

Die Trübung (Secchi-Sichttiefe; Abb. 11)

Die Trübung gemessen als Sichttiefe ist eine halbquantitative Summengröße, die durch diverse Faktoren beeinflusst wird. Für stehende Gewässer gibt sie Hinweise beispielsweise auf die Dichte der Planktonpopulation und/oder auf den Grad der Tontrübe. Mit einer durchschnittlichen Sichttiefe von 0,58 m im Jahre 1993 ist die Sichttiefe insgesamt gering. Dies verdeutlichen auch die ermittelten Höchst- und Tiefstwerte. Maximal wurden nur 1,20 m im Oktober 1993 und für 1994 0,70 m in den Monaten Januar und März erreicht.

Die geringsten Sichttiefen beliefen sich auf 0,30 m im Juli 1993 und auf nur 0,25 m im Mai 1994.

Der Spektrale Absorptionskoeffizient bei 436 nm ($SAK_{436 \text{ nm}}$)

Die Absorption des sichtbaren Lichtes bei 436 nm (s. Abb. 12) ist ein Summenmaß für die Färbung des Wassers durch Stoffe gelbbrauner Tönung. Der $SAK_{436 \text{ nm}}$ lag für 1993 im Mittel bei $2,3 \text{ m}^{-1}$. Die Maxima wurden mit $7,4 \text{ m}^{-1}$ im September 1993 und mit $10,2 \text{ m}^{-1}$ im August 1994 registriert. Die Minima betragen 1993 $0,6 \text{ m}^{-1}$ im Januar und Februar sowie $0,8 \text{ m}^{-1}$ im Juli 1994.

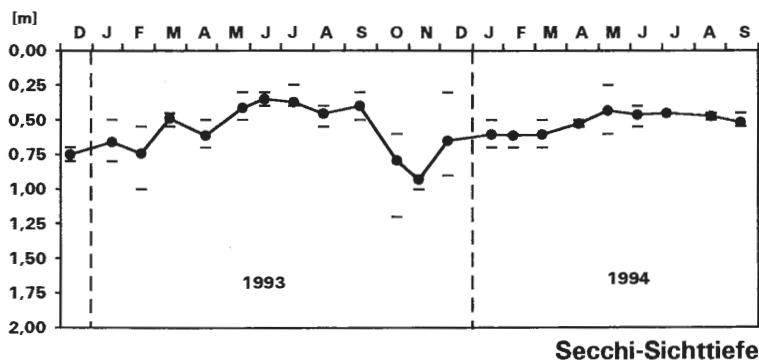


Abb. 11: Jahrgang der Trübung (Secchi-Sichttiefe) des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [m].

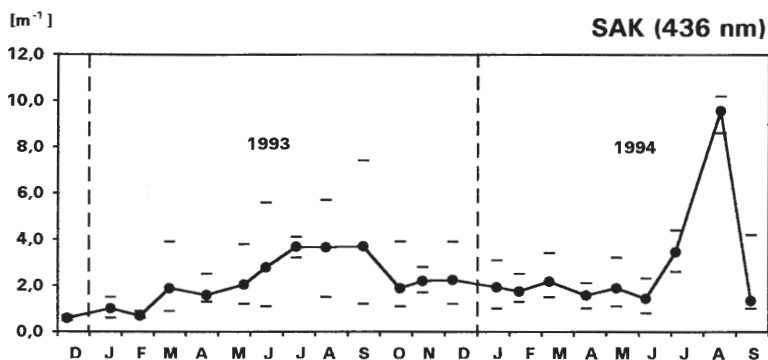


Abb. 12: Jahrgang des Spektralen Absorptionskoeffizienten (436 nm) des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [m^{-1}].

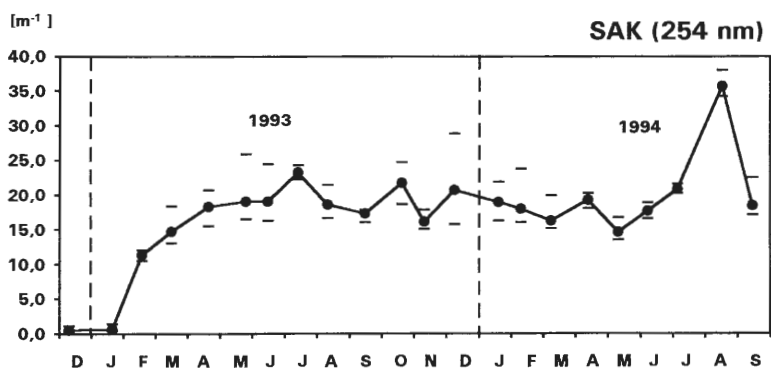


Abb. 13: Jahrgang des Spektralen Absorptionskoeffizienten (254 nm) des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [m^{-1}].

Der Spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK_{254 nm})

Mit dem Spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm (s. Abb. 13) wird die Absorption im UV-Bereich angegeben. Hier absorbieren insbesondere konjugierte und aromatische organische Verbindungen, z. B. Huminstoffe oder Lignin enthaltende Verbindungen.

Im Schnitt ergaben sich für 1993 ein SAK_{254 nm} von 18,2 m⁻¹. Maximal wurden zeitweise fast eineinhalb bis doppelt so hohe Werte erreicht. 1993 waren es 28,9 m⁻¹ im Dezember und 1994 38,0 m⁻¹ im August. Die Mindestmarken lagen bei 10,5 m⁻¹ im Januar 1993 und bei 13,5 m⁻¹ im Mai 1994.

Die Wassertemperatur (Abb. 14)

1993 stieg die Wassertemperatur des Aasees von 2,7 °C im Februar auf 21,4 °C im Mai kontinuierlich an und sank dann gleichermaßen stetig auf 2,7 °C im Januar 1994. Von da an nahm die Wassertemperatur des Aasees bis Juli 1994 auf 23,3 °C zu. Die Durchschnittstemperatur lag 1993 bei 11,4 °C.

Darüber hinaus wurden extremere Maxima und Minima zwischen den Hauptprobenahmeterminen gemessen. Für die Minimumwerte ist hierbei zu vermerken, daß der Aasee sowohl im Winter 1992/93 als auch im Winter 1993/94 mehrmals zufror. Die höchsten Wassertemperaturen während der gesamten Untersuchungsphase wurden im August 1994 gemessen und stachen besonders hervor. So wurden am 05. August 1994 im Bereich des Aaseauslaufs in Nähe der Brücke Himmelreichallee (BHA) um 21.20 Uhr (MESZ) 27,2 °C und etwa zeitgleich um 21.45 Uhr (MESZ) im Bereich der Aamündung (AaM) 27,3 °C gemessen.

Der pH - Wert (Abb. 15)

Mit einem pH-Wert von durchschnittlich 8,1 für 1993 befindet sich das Aaseewasser im alkalischen Milieu. 1993 wurden mit 7,1 im Juli und 1994 mit 7,5 ebenfalls im Juli die niedrigsten pH-Werte gemessen. Die Höchstwerte lagen 1993 bei 8,9 im Mai und 1994 bei 9,2 im August.

Mit 9,4 wurden die höchsten pH-Werte (in Abb. 15 nicht dargestellt) außerhalb des Beprobungsrhythmus am 10. August 1994 zwischen 20.10 Uhr und 20.40 Uhr (MESZ) in den Aaseebereichen des Segelclub Hansa (ASN) und der Segeschule Overschmidt gemessen (SCM).

Die Redoxspannung (Abb. 16)

Die Redoxspannung lag 1993 im Schnitt bei 381 mV. Jeweils in den Märzmonaten wurden folgende Maxima ermittelt: 1993 453 mV und 1994 435 mV.

Die niedrigsten Redoxspannungen wurden bei zusätzlich durchgeführten, in Abb. 16 nicht dargestellten Messungen registriert. So wurden am 10. August 1994 am alten Aasee im Bereich der Segeschule Overschmidt (SCM) um 20.40 Uhr (MESZ) 92 mV und am neuen Aasee im Bereich des Yachthafens SC-Hansa um 20.10 Uhr (MESZ) sogar nur 77 mV gemessen.

Die elektrolytische Leitfähigkeit (Abb. 17)

Anfang 1993 nimmt die elektrolytische Leitfähigkeit von einem Niveau um etwa 800 µS/cm zum August hin fast kontinuierlich bis auf ein Minimum von 509 µS/cm ab. Das Jahresmaximum wurde im November mit 821 µS/cm erreicht. Die Ganglinien für das Jahr

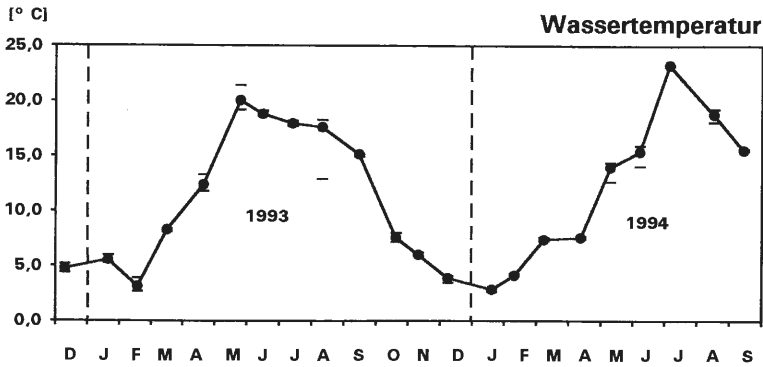


Abb. 14: Jahresgang der Wassertemperatur des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [°C].

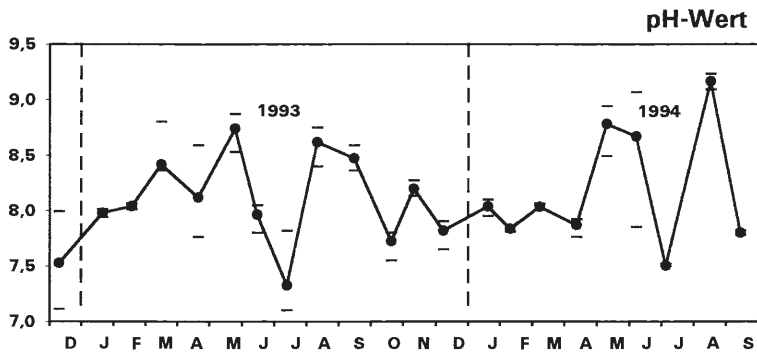


Abb. 15: Jahresgang des pH-Wertes des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994.

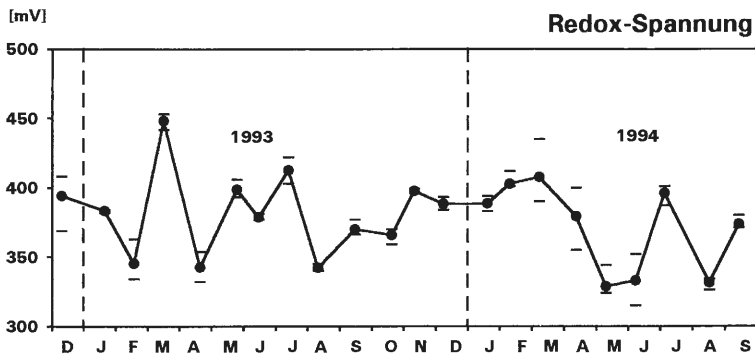


Abb. 16: Jahresgang der Redoxspannung des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mV].

1994 weisen tendenziell einen ähnlichen Verlauf auf. Dem Maximum im Februar mit 734 $\mu\text{S}/\text{cm}$ folgt eine kontinuierliche Abnahme bis auf ein Minimum von 414 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Juni.

Der Sauerstoff (Abb. 18 u. Abb. 19)

Der Sauerstoffgehalt lag 1993 im Schnitt bei 11,2 mg/l O_2 . Die entsprechenden Sauerstoffsättigungen betrug 101 % O_2 .

Maximal wurden 1993 21,8 mg/l O_2 (186 % O_2) im März und 1994 29,1 mg/l O_2 (275 % O_2) im Mai gemessen. Das Minimum für 1993 wurde mit 5,0 mg/l O_2 (51 % O_2) im Juni registriert.

Mit 0,6 mg/l O_2 wurde am 06. Juli 1994 (10.10 Uhr MESZ) das während des gesamten Untersuchungszeitraum extremste Sauerstoffdefizit festgestellt (in Abb. 18 u. 19 nicht dargestellt). Die Messung wurde im Bereich des neuen Aasees (ASN) unmittelbar über Grund in 1,70 m Tiefe durchgeführt. Die entsprechende Sauerstoffsättigung lag bei 7 % O_2 .

Der Biochemische Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen Zehrung ohne ATH als Nitrifikationshemmer (Abb. 20)

Die durchschnittliche Zehrung des Aaseewassers lag 1993 bei 3,2 mg/l O_2 . Die höchsten Werte wurden im Februar 1993 mit 11,2 mg/l O_2 und im Mai 1994 mit 15,8 mg/l O_2 erreicht. Die niedrigsten Zehrungsergebnisse betragen 0,5 mg/l O_2 in den Monaten Oktober und Dezember für 1993 und 0,4 mg/l O_2 im Februar 1994.

Grundsätzlich ist jeweils zum Winter hin eine abnehmende Tendenz erkennbar, während die Werte in der Frühjahrsphase auf deutlich höherem Niveau angesiedelt sind.

Der Biochemische Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen Zehrung mit ATH als Nitrifikationshemmer (Abb. 21)

Die durchschnittliche Zehrung lag 1993 bei 3,4 mg/l O_2 . Die höchsten Werte wurden im Februar 1993 mit 13,0 mg/l O_2 und im Mai 1994 mit 19,5 mg/l O_2 erreicht. Die niedrigsten Zehrungsergebnisse betragen 0,2 mg/l O_2 im Oktober 1993 und 0,4 mg/l O_2 im April 1994.

Die Ganglinien der BSB-Untersuchungsreihen mit ATH verlaufen weitgehend parallel zu denen ohne ATH, so daß auch die in den Jahren beobachtbaren Tendenzen entsprechend ausfallen.

Der Chemische Sauerstoffbedarf (Abb. 22)

Der mittlere chemische Sauerstoffbedarf betrug 1993 23,5 mg/l O_2 . Der CSB liegt damit im Schnitt um das 7-fache über dem Durchschnittsniveau des BSB.

Das im Januar 1993 ermittelte Maximum in Höhe von 153 mg/l O_2 (ASN_{50}) stellt einen einmaligen Sonderfall dar. Das zweite 1993 gemessene Maximum mit 48,8 mg/l O_2 im Juli ist eher vergleichbar mit dem Maximalwert von 57,5 mg/l O_2 im August des Folgejahres. Die niedrigsten Werte wurden im April 1993 mit 9,2 mg/l O_2 und im März 1994 mit 3,6 mg/l O_2 gemessen.

Das Nitrat (Abb. 23)

Nitrat spielt innerhalb des Stickstoffkreislaufes mengenmäßig die wichtigste Rolle unter den anorganischen löslichen Stickstoffverbindungen. Der Konzentrationsverlauf der

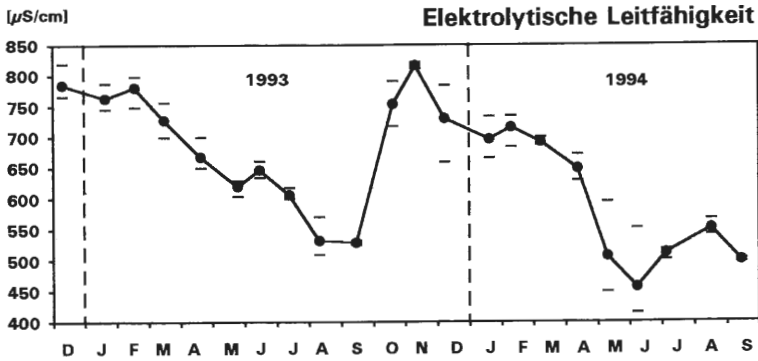


Abb. 17: Jahrgang der elektrolytischen Leitfähigkeit des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [$\mu\text{S}/\text{cm}$].

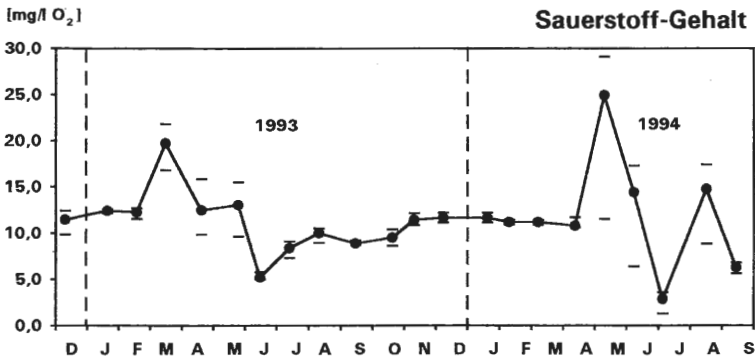


Abb. 18: Jahrgang der Sauerstoffkonzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [$\text{mg}/\text{l O}_2$].

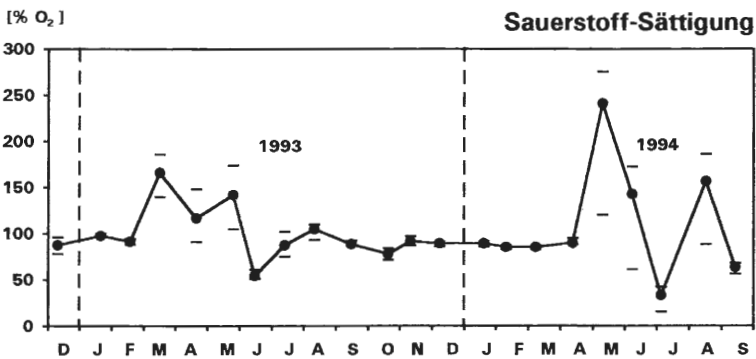


Abb. 19: Jahrgang der Sauerstoffsättigung des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [% O₂].

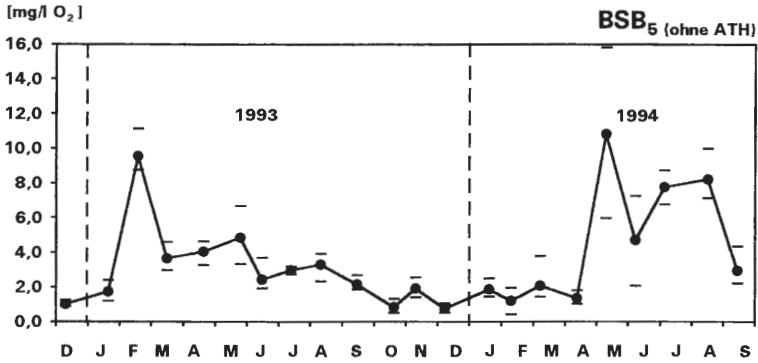


Abb. 20: Jahrgang des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB₅ ohne ATH) des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l O₂].

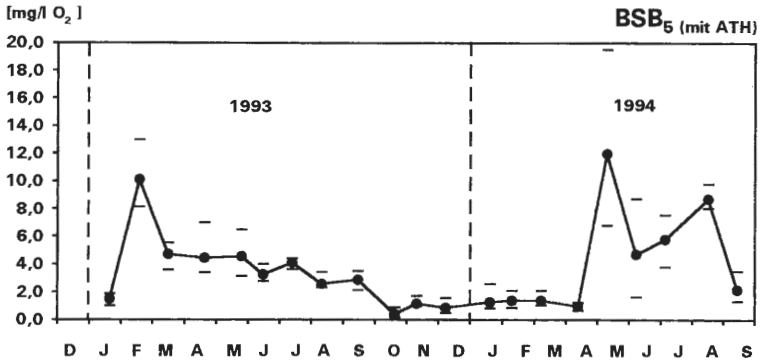


Abb. 21: Jahrgang des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB₅ mit ATH) des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l O₂].

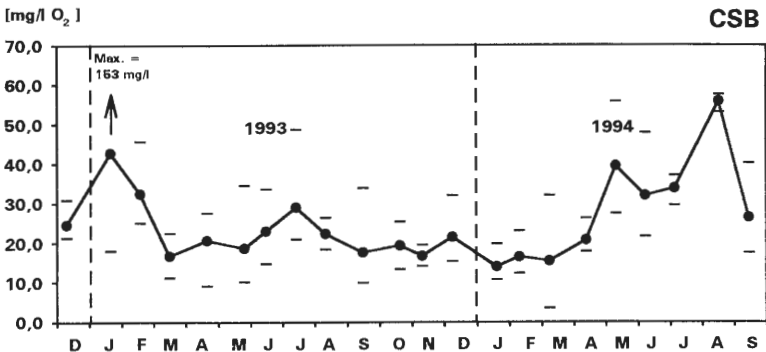


Abb. 22: Jahrgang des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l O₂].

Ganglinien für den Nitrat-Stickstoff ist charakteristisch. Von einer sehr hohen Ausgangskonzentration im Dezember 1992 mit dem für den gesamten Untersuchungszeitraum höchsten Wert von 15,8 mg/l NO_3^- -N nehmen die Konzentrationen kontinuierlich bis auf ein Minimum von 0,4 mg/l NO_3^- -N im Juli 1993 ab. Dieses Niveau hält sich bis September um dann steil auf einen Nitratgehalt von 10,8 mg/l NO_3^- -N anzusteigen. Auf etwas niedrigerem Level sind ähnliche Tendenzen für 1994 feststellbar. Das Maximum betrug im April 8,4 mg/l NO_3^- -N. Im August 1994 war an zwei Standorten, SCM und BTR, kein Nitrat nachweisbar. Dieser Sachverhalt stellt die absolute Ausnahme für den gesamten Untersuchungszeitraum dar. So wurde zeitgleich an anderer Stelle, (ASN₅₀), immerhin noch 0,7 mg/l NO_3^- -N nachgewiesen.

Die mittlere Nitrat-Stickstoffkonzentration lag 1993 bei 5,5 mg/l NO_3^- -N. Dies entspricht der Belastungsstufe III-IV (KLEE 1991).

Das Nitrit (Abb. 24)

Nitrit als Stickstoffkomponente ist besonders wegen seiner Toxizität von Bedeutung. 1993 erreichte der Nitrit-Stickstoffgehalt im Mai mit 0,16 mg/l NO_2^- -N seinen Höhepunkt. Es kam jedoch auch zu anderen Zeitpunkten zu beachtlichen Nitritkonzentrationen, die sich beispielsweise im Februar und Oktober 1993 im Bereich von 0,10 mg/l NO_2^- -N bewegten. Für 1994 lag die Höchstkonzentration des Jahres bei 0,14 mg/l NO_2^- -N. Die Nitritkonzentrationen im Zeitraum August/September 1993 und im August 1994 fielen auf Tiefstwerte von jeweils 0,02 mg/l NO_2^- -N. Der Jahresdurchschnitt ließ sich 1993 bei einer Konzentration von 0,06 mg/l NO_2^- -N ermitteln.

Die EG-Richtlinie für Fischgewässer (LWA 1991) sieht für Salmoniden-Gewässer einen Richtwert von < 0,003 mg/l NO_2^- -N bzw. für Cypriniden-Gewässer von < 0,009 mg/l NO_2^- -N vor. Selbst mit den gemessenen Minimalwerten von 0,02 mg/l NO_2^- -N wurden diese Forderungen zu keinem Zeitpunkt der Untersuchung erfüllt.

Das Ammonium (Abb. 25)

Stickstoff in seiner höchst reduzierten Form kommt im Wasser überwiegend als Ammonium-Stickstoff vor. 1993 betrug der durchschnittliche Ammoniumgehalt 0,17 mg/l NH_4^+ -N. Die Maxima lagen bei 0,58 mg/l NH_4^+ -N im Juni 1993 und bei 0,90 mg/l NH_4^+ -N im September 1994. Für die Monate August und November 1993 sowie Mai 1994 lagen die Ammoniumresultate teilweise unterhalb der Nachweisgrenze.

Das Ammoniak (Abb. 26)

Stickstoff kommt außer als Ammonium-Stickstoff auch als Ammoniak-Stickstoff in seiner höchst reduzierten Form vor. Beide Erscheinungsformen des Stickstoffs stehen hierbei in einem chemischen Gleichgewicht, welches normalerweise auf Seiten des Ammoniums liegt. Dieses kann unter Protonenabgabe in Ammoniak übergehen und umgekehrt Ammoniak unter Protonenaufnahme in Ammonium. Diese Gleichgewichtsreaktion ist temperatur-, vor allem aber pH-abhängig. Ammonium und Ammoniak fungieren hierbei als Säure/Base-Paar.

Der Mittelwert betrug für 1993 0,005 mg/l NH_3 -N. Die Höchstwerte lagen im Juli 1993 bei 0,029 mg/l NH_3 -N und im September 1994 bei 0,027 mg/l NH_3 -N.

Die EG-Richtlinie für Fischgewässer (LWA 1991) sieht einen Richtwert für < 0,004 mg/l NH_3 -N vor. Dieser wurde kaum eingehalten. Der Grenzwert für Ammoniak liegt bei 0,02 mg/l NH_3 -N, denn ab 0,025 mg/l NH_3 -N treten bei Fischen chronische Schäden auf. Er

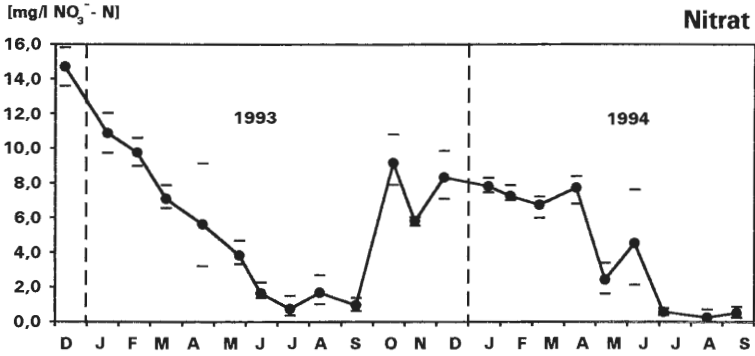


Abb. 23: Jahrgang der Nitratkonzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l NO₃-N].

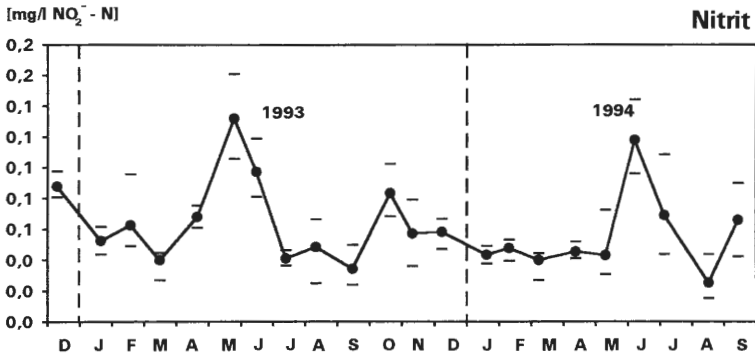


Abb. 24: Jahrgang der Nitritkonzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l NO₂-N].

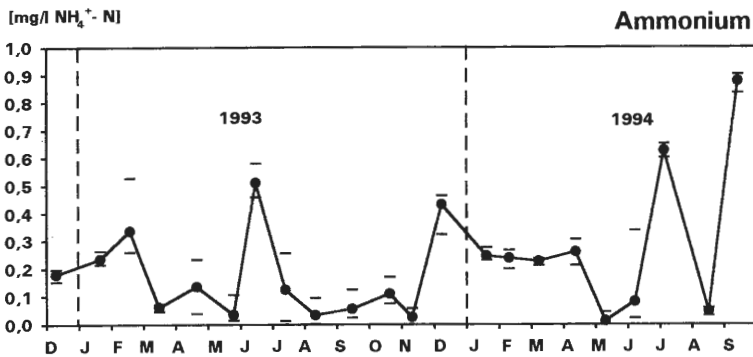


Abb. 25: Jahrgang der Ammoniumkonzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l NH₄-N].

wurde im Dezember 1992, im Juli 1993 und in den Monaten Juni und September 1994 überschritten.

Den Ammoniumgehalten entsprechend waren für die Monate August und November 1993 sowie Mai 1994 an einigen Standorten des Aasees kein Ammoniak zu ermitteln.

Das ortho-Phosphat (SRP = soluble reactive phosphorus; Abb. 27)

Phosphor spielt im Nährstoffhaushalt limnischer Ökosysteme in der Regel die Rolle des limitierenden Faktors. Auch wenn die übrigen Bedingungen optimal sind, kommen diese während einer minimalen Phosphorsituation nicht zum Tragen. Dies gilt besonders dann, wenn das molare N:P-Verhältnis $> 16:1$ ist (vgl. z. B. STUMM 1973 zit. nach STEINBERG & MELZER 1984; KLEE 1991; KLAPPER 1992; SCHWOERBEL 1993).

Der mittlere ortho-Phosphatgehalt des Aaseewassers ergab für 1993 $0,20 \text{ mg/l PO}_4^{3-}\text{-P}$. Die Höchstkonzentrationen beliefen sich 1993 auf $0,40 \text{ mg/l PO}_4^{3-}\text{-P}$ im Juli und August und auf $0,60 \text{ mg/l PO}_4^{3-}\text{-P}$ im September 1994. Die Minimalsituationen des Aasees wurden im März 1993 mit dem Resultat „nicht nachweisbar“ und im Mai 1994 mit $0,02 \text{ mg/l PO}_4^{3-}\text{-P}$ registriert. Hierbei muß darauf hingewiesen werden, daß zeitgleich an anderen Probenahmestellen für 1993 immerhin noch Gehalte von bis zu $0,04 \text{ mg/l PO}_4^{3-}\text{-P}$ (ASN₁₅₀) bzw. für 1994 $0,09 \text{ mg/l PO}_4^{3-}\text{-P}$ (ASN₁₀₀) nachgewiesen werden konnten. Der Aasee war also zu keinem Zeitpunkt völlig frei von ortho-Phosphat!

Das Gesamtposphat (TP = total phosphorus; Abb. 28)

Die Gehalte an Gesamtposphat lagen 1993 bei durchschnittlich $0,24 \text{ mg/l PO}_4^{3-}\text{-P}$. Damit liegen sie für 1993 nur geringfügig, für 1994 jedoch um das Eineinhalbfache über den entsprechenden ortho-Phosphatgehalten. Höchstkonzentrationen wurden 1993 mit $0,85 \text{ mg/l PO}_4^{3-}\text{-P}$ im Juli und 1994 mit $0,83 \text{ mg/l PO}_4^{3-}\text{-P}$ im September erreicht. Die niedrigsten Gesamtposphatgehalte wurden im März 1993 mit $0,04 \text{ mg/l PO}_4^{3-}\text{-P}$ und im Januar 1994 mit $0,09 \text{ mg/l PO}_4^{3-}\text{-P}$ gemessen.

Das Borat (Abb. 29)

Borat spielt im Konzert der Wasserinhaltsstoffe eine besondere Rolle als Marker für anthropogen bedingte Verunreinigungen. Die natürlichen Borkonzentrationen liegen bei $< 0,01 \text{ mg B/l}$ (DIETZ 1975). Da Borverbindungen einerseits hoch mobil sind, das heißt u. a. bei Klärprozessen nicht zurückgehalten werden, andererseits vor allem als Bleich und Desinfektionsmittel, hier besonders in Form des Natriumperborats (z. B. $\text{NaBO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}_2$), in Waschmitteln enthalten sind, zeigen erhöhte Borkonzentrationen Belastungen durch Haushaltsabwässer an.

Die mittlere Borat-Borkonzentration betrug 1993 $0,03 \text{ mg/l BO}_3^{3-}\text{-B}$.

Die Extremwerte schwankten 1993 zwischen $0,07 \text{ mg/l BO}_3^{3-}\text{-B}$ und nicht nachweisbaren Boratkonzentrationen. 1994 wurden maximal $0,15 \text{ mg/l BO}_3^{3-}\text{-B}$ und minimal $0,01 \text{ mg/l BO}_3^{3-}\text{-B}$ verzeichnet.

Festzuhalten bleibt, daß der Jahresdurchschnittswert des Aaseewassers für 1993 gegenüber einem natürlichen geogenen Borgehalt von $< 0,01 \text{ mg B/l}$ um den Faktor drei erhöht ist.

Das Calcium (Abb. 30)

Bedingt durch den carbonatischen Untergrund spielt Calcium mengenmäßig die größte Rolle unter den Kationen. Die Durchschnittskonzentration für das Jahr 1993 betrug 114

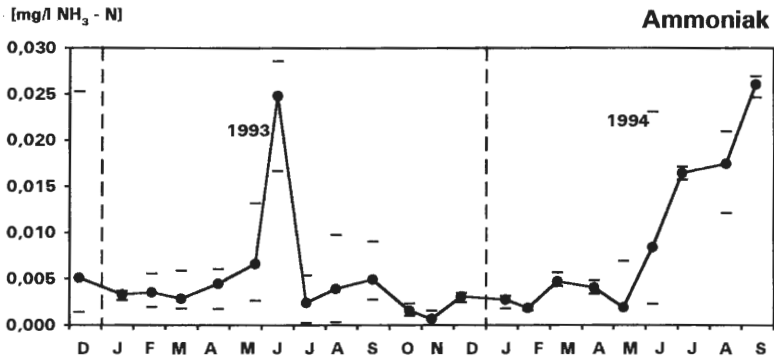


Abb. 26: Jahresgang der Ammoniakkonzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l NH₃-N].

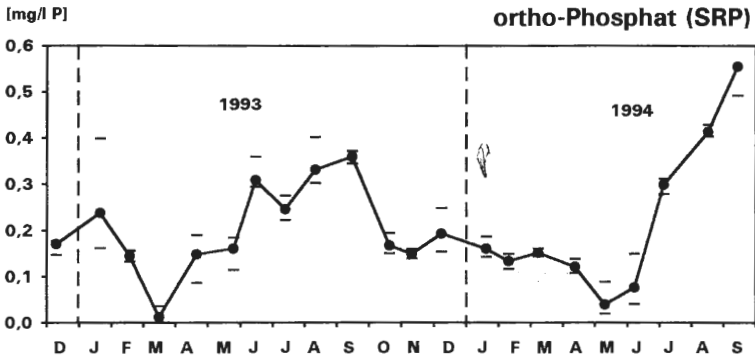


Abb. 27: Jahresgang der ortho-Phosphat-Konzentration (SRP) des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l P].

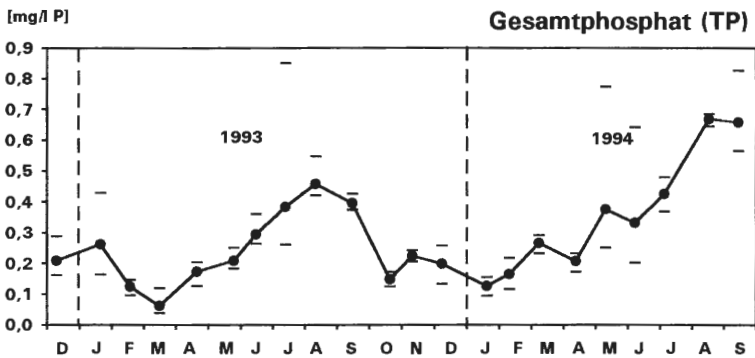


Abb. 28: Jahresgang der Gesamt-Phosphat-Konzentration (TP) des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l P].

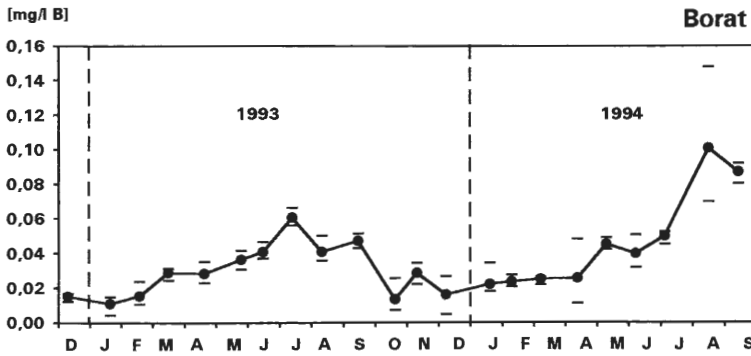


Abb. 29: Jahrgang der Boratkonzentration des Münsterschen Aasee von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l B].

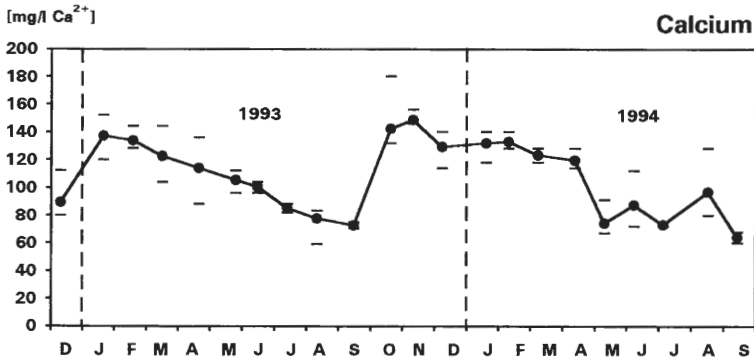


Abb. 30: Jahrgang der Calciumkonzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l Ca].

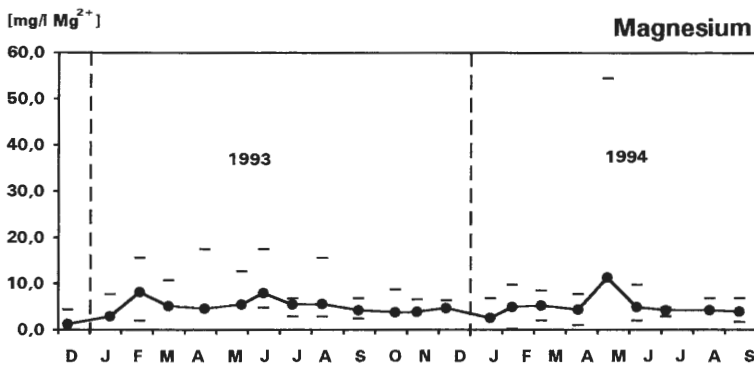


Abb. 31: Jahrgang der Magnesiumkonzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l Mg].

mg/l Ca^{2+} . Mit Werten von 180 mg/l Ca^{2+} im Oktober 1993 und 140 mg/l Ca^{2+} in den Monaten Januar und Februar des Jahres 1994 erreichten die Calciumgehalte Maximalwerte. Die geringsten Konzentrationen wurden im August 1993 mit 59 mg/l Ca^{2+} und im September 1994 mit 60 mg/l Ca^{2+} gemessen.

Das Magnesium (Abb. 31)

Die Magnesiumkonzentrationen bewegen sich sowohl für 1993 wie für 1994 in einer Spanne von maximal 18 mg/l Mg^{2+} und minimal unterhalb der Nachweisgrenze befindlichen Gehalten. Der Wert von 54 mg/l Mg^{2+} im Mai 1994 (ASA_{100}) stellt eine einmalige Ausnahme dar.

Die Durchschnittskonzentration für Magnesium lag 1993 bei 5 mg/l Mg^{2+} .

Das Hydrogencarbonat (Abb. 32)

Hydrogencarbonat spielt unter den Anionen die mengenmäßig gewichtigste Rolle. Die geogene Charakterisierung des Wassers hängt von ihm entscheidend ab. Als zentrale Komponente des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes kommt dem Hydrogencarbonat wegen seiner puffernden Eigenschaften in aquatischen Ökosystemen eine besondere Bedeutung zu.

Die mittlere Hydrogencarbonatkonzentration lag 1993 bei 259 mg/l HCO_3^- . 1993 wurden maximal 360 mg/l HCO_3^- im November und minimal 168 mg/l HCO_3^- im August vorgefunden. 1994 waren es maximal 329 mg/l HCO_3^- im Januar und minimal 107 mg/l HCO_3^- im Mai.

Gut erkennbar ist der parallele Verlauf der Hydrogencarbonatganglinien mit den Ganglinien des Calciums.

Das Carbonat (Abb. 33)

Innerhalb des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes entsteht Carbonat dann, wenn bei entsprechendem hohen pH-Werten ($\text{pH} > 8,2$) Hydrogencarbonat unter Protonenabgabe in Carbonat übergeht. Dieser Vorgang ist reversibel.

Parallel zu den pH-Maxima im Aaseewasser wurden für die Carbonatgehalte Spitzenwerte für 1993 von bis zu 28,8 mg/l HCO_3^{2-} im Mai und für 1994 von bis zu 37,2 mg/l HCO_3^{2-} ermittelt. Der Durchschnittswert lag 1993 bei 6,8 mg/l HCO_3^{2-} .

Das Chlorid (Abb. 34)

Die Chloridgehalte sind insgesamt relativ konstant. Die Amplituden liegen 1993 zwischen 33 mg/l Cl^- und 54 mg/l Cl^- und 1994 zwischen 29 mg/l Cl^- und 51 mg/l Cl^- . Der Mittelwert betrug 1993 43 mg/l Cl^- . Nach KLEE (1991) entspricht dies der Belastungsstufe III.

Das Eisen (Abb. 35 - 37)

Eisen, bestimmt als Gesamt-Eisen, fiel 1993 mit durchschnittlich 0,07 mg/l $\text{Fe}^{2+/3+}$ kaum ins Gewicht. Dies gilt auch für die höchsten Einzelmessungen im Mai 1993 und im Mai 1994, wo jeweils 0,20 mg/l $\text{Fe}^{2+/3+}$ bzw. 0,44 mg/l $\text{Fe}^{2+/3+}$ vorgefunden wurden. Die Allgemeine Güteanforderung für Fließgewässer beispielsweise fordert einen Wert von ≤ 2 mg/l $\text{Fe}^{2+/3+}$ (LWA 1991). Bei der Betrachtung des Verhältnisses Eisen II : Eisen III fällt allerdings auf, daß dieses sehr häufig > 1 war, obwohl unter aeroben Bedingungen eher ein

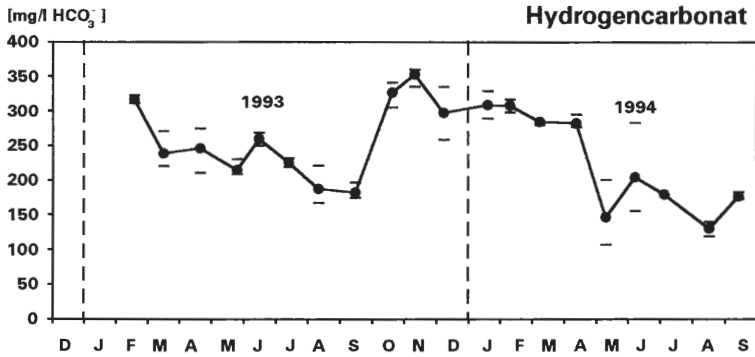


Abb. 32: Jahrgang der Hydrogencarbonatkonzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l HCO₃⁻].

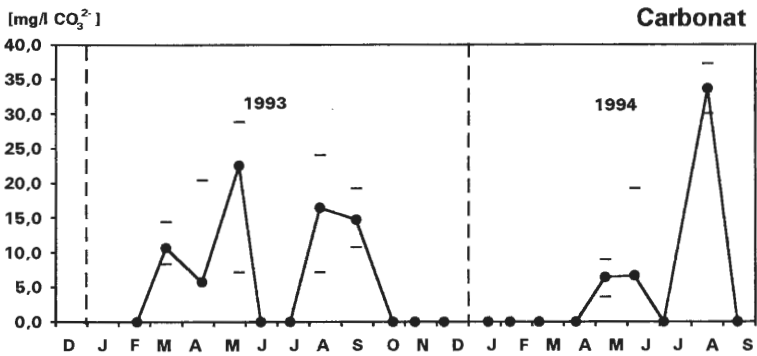


Abb. 33: Jahrgang der Carbonatkonzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l CO₃²⁻].

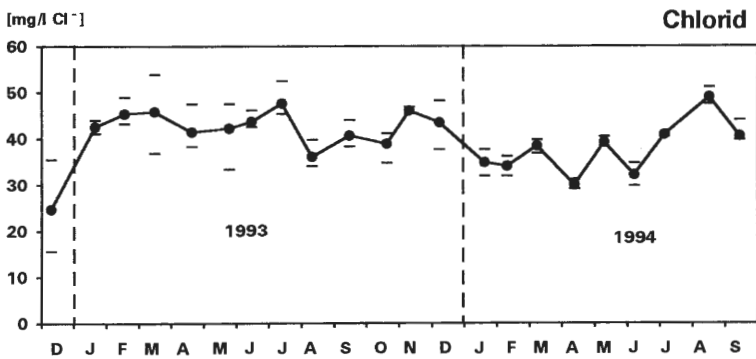


Abb. 34: Jahrgang der Chloridkonzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l Cl⁻].

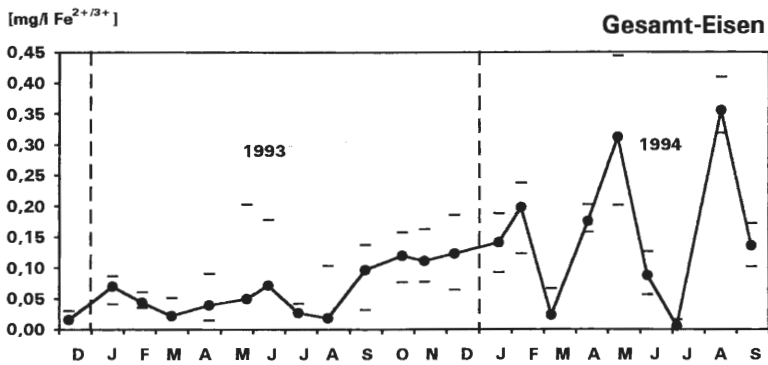


Abb. 35: Jahresgang der Gesamt-Eisen-Konzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l Fe].

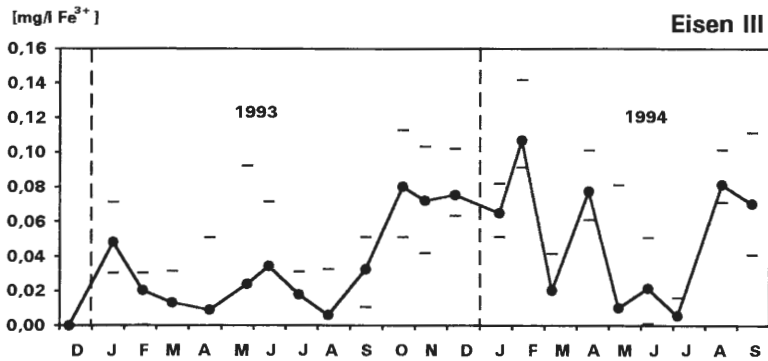


Abb. 36: Jahresgang der Eisen-III-Konzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l Fe].

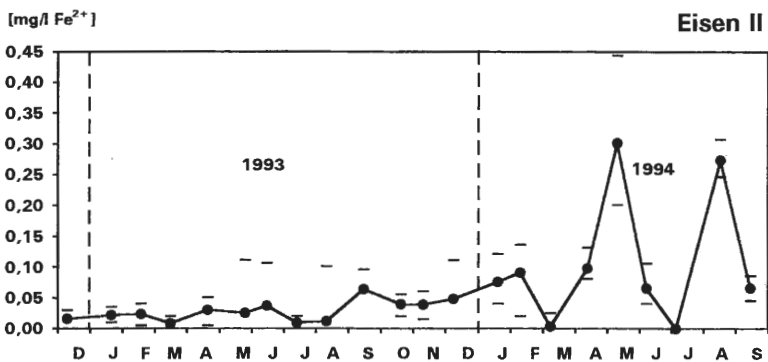


Abb. 37: Jahresgang der Eisen-II-Konzentration des Münsterschen Aasees von Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l Fe].

Verhältnis von < 1 zu erwarten ist. Am extremsten war dieses Phänomen im Mai 1994 zu beobachten. So betragen die Maxima für diesen Monat 0,3 mg/l Fe²⁺ und 0,01 mg/l Fe³⁺, was einem Fe II/III-Verhältnis von 30:1 entspricht.

Sowohl 1993 als auch 1994 war bei mehreren Probenahmeterminen kein Eisen nachweisbar.

4.1.3 Wasseranalysen (Tagesgänge)

Der Tagesgang am 30. und 31. Juli 1992 spiegelt eine typische Hochsommersituation des Aasees wider. Es wurden innerhalb dieses einen Tages zum Teil extrem unterschiedliche Verhältnisse vorgefunden. Anhand des Sauerstoff- und des Temperaturtagesgangs werden diese Phänomene exemplarisch demonstriert.

Abb. 38 zeigt, daß sich ein vertikaler Temperaturgradient ausbildet, der am Mittag (13.15 Uhr MESZ) mit 24,1 °C in 0,1 und 22,1 °C in 1,8 m Tiefe am deutlichsten ausgeprägt ist. Jedoch ist auf Grund der geringen Tiefe des Aasees (hier maximal 1,80 m) eine typische Schichtung in Epi-, Meta- und Hypolimnion nicht möglich. Es ist daher davon auszugehen, daß der Aaseewasserkörper von der Oberfläche bis zum Grund zu allen Jahreszeiten als holomiktisches Gewässer angesehen werden kann. Durch die Fließgewässer Aa und Gievenbach sowie durch anthropogen bedingte Turbulenzen sind weitere Strömungsfaktoren gegeben.

Beim Sauerstoff (Abb. 39) werden die höchsten Gehalte mit 20 mg/l um 19.30 Uhr des 30.7.92 in der obersten Schicht in 0,1 m Tiefe gemessen; am Gewässergrund (1,8 m) beträgt der Gehalt zu diesem Zeitpunkt 16,0 mg/l. Die niedrigsten Sauerstoffgehalte betragen 6,6 mg/l am Gewässergrund und wurden in den frühen Morgenstunden (4.30 Uhr) des 31.7.92 gemessen. Der Sauerstoffgehalt sackte damit am Gewässergrund innerhalb von nur neun Stunden um 9,4 mg/l ab, was einer Abnahme von 59 % entspricht. Zum selben Zeitpunkt liegt der Sauerstoffgehalt der oberen Schichten (0,1 -1,0 m) mit 13,4 bis

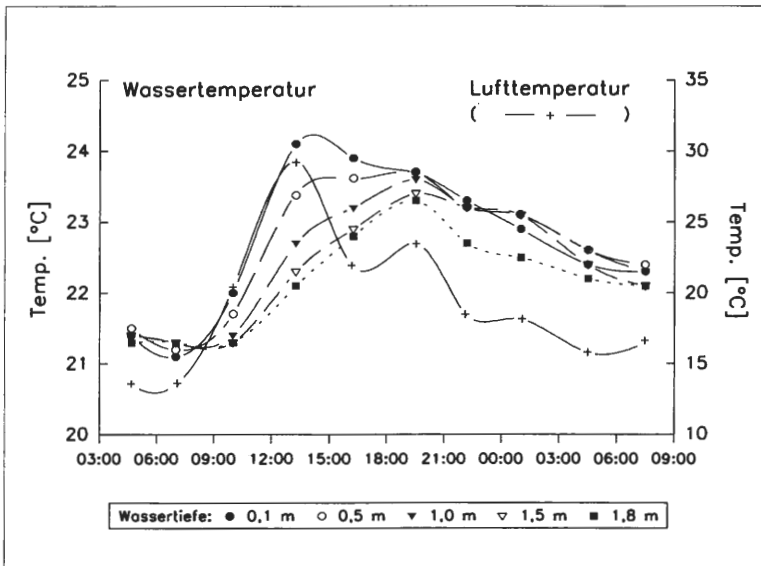


Abb. 38: Tagesgang der Lufttemperatur [°C] am bzw. der Wassertemperatur [°C] im Münsterschen Aasee von 4.30 Uhr am 30.07.1992 bis 7.30 Uhr am 31.07.1992.

13,2 mg/l doppelt so hoch wie am Grund. Auch die Abnahme gegenüber der Messung von 19.30 Uhr des Vortages fällt dort erheblich weniger dramatisch aus.

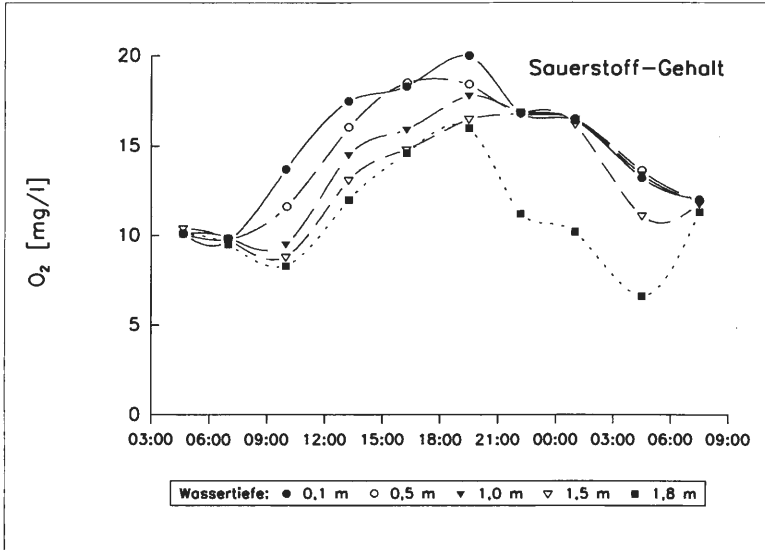


Abb. 39: Tagesgang der Sauerstoffkonzentration [mg/l O₂] des Münsterschen Aasees von 4.30 Uhr am 30.07.1992 bis 7.30 Uhr am 31.07.1992.

Die Sauerstoffsättigungsganglinien (Abb. 40) verdeutlichen die unterschiedlichen Tagesphasen. Extreme Übersättigungen von bis zu 234 % in 0,1 m Wassertiefe um 19.30 Uhr des 30.7.92 sind das Produktionsresultat des in den oberen Wasserschichten befindlichen Phytoplanktons. Demgegenüber steht ein Sättigungsdefizit um 4.30 Uhr des fol-

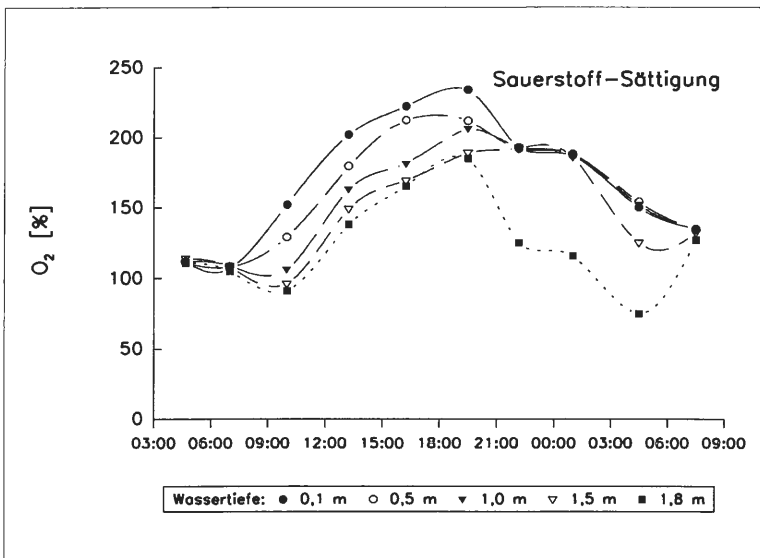


Abb. 40: Tagesgang der Sauerstoffsättigung [%] des Münsterschen Aasees von 4.30 Uhr am 30.07.1992 bis 7.30 Uhr am 31.07.1992.

genden Tages am Gewässergrund (1,8 m) mit 75 %. Neun Stunden vorher wurden dort noch 185 % Übersättigung registriert. Die extreme Sauerstoffzehrung in den Nachtstunden ist auf die Atmungsaktivität aller Organismen einschließlich der Produzenten zurückzuführen.

4.1.4 Schwermetallanalysen (Sediment; s. Tab. 2 u. Abb. 41)

Die toxische Wirkung von Schwermetallen hängt nicht allein von ihrem Gehalt in der Umwelt ab. Dafür ist vielmehr ein multikausaler Faktorenkomplex verantwortlich. Die Verfügbarkeit, das heißt vor allem die Löslichkeit der unterschiedlichen Schwermetallelemente, ist hierbei einer der entscheidenden Faktoren. Die Mobilitätsreihe (vgl. BLUME & BRÜMMER 1987) zeigt die diesbezügliche Relation zwischen den hier behandelten Schwermetallen:



Cadmium ist in seinen Eigenschaften also als sehr mobil zu bezeichnen, während Blei durch ein hohes Maß an Immobilität gekennzeichnet ist. Der Geoakkumulations-Index (I_{geo}) eignet sich dagegen vor allem dazu, Aussagen bezüglich der Zunahme von Schwermetallen zu treffen. Die anthropogen bedingte Zunahme steht hierbei im Vordergrund des Interesses.

- Für **C h r o m** liegt der Anreicherungsfaktor im alten Aasee bei 1,5 und beim neuen bei 1,4. Sowohl im neuen als auch im alten Aasee werden die I_{geo} -Klassen 0 und 1 erreicht, was einer mit Chrom unbelasteten Sedimentqualität entspricht.

- **K o b a l t** ist von allen untersuchten Schwermetallelementen das mit dem geringsten Anreicherungs- und Belastungsausmaß im Oberflächensediment. Der Anreicherungsfaktor beträgt 1. Das heißt, es hat faktisch keine Anreicherung mit Kobalt stattgefunden. Dementsprechend kann der gesamte Aasee in die I_{geo} -Klasse 0 für Kobalt eingestuft werden.

- Die Anreicherung mit **N i c k e l** beträgt für beide Aaseeteile 1,4. Nach Kobalt ist der Aasee am wenigsten mit Nickel belastet. In der Regel wird die I_{geo} -Klasse 0 angetroffen, was einer praktisch unbelasteten Situation mit Nickel entspricht.

- **K u p f e r** ist das Schwermetallelement, welches die höchsten Anreicherungsfaktoren aufweist. Sie liegen im alten Aasee mit durchschnittlich 6,7 deutlich noch über denen des neuen Aasees mit durchschnittlich 4,8. Der alte Aasee weist somit eine mäßige bis starke Belastung mit Kupfer auf (I_{geo} -Klasse 3), die Kupferbelastung des neuen Aasees fällt mit I_{geo} -Klasse 2 dagegen mäßig aus.

- Die durch **Z i n k** bedingte Belastungssituation ähnelt der des Kupfers. Mit Anreicherungsfaktoren von 6,2 (ASA) und 4,5 (ASN) wird auch hier wieder die höhere Belastung des alten gegenüber des neuen Aasees erkennbar. Auch das Ausmaß der Anreicherung mit Zink ist vergleichbar mit der des Kupfers (s. o.). Die entsprechende Einstufung in das I_{geo} -Klassen-System bedeutet für den alten Aaseeteil eine mäßige bis starke Belastung mit Zink (I_{geo} -Klasse 3) und für den neuen Teil eine mäßige Belastung (I_{geo} -Klasse 2).

- Beim **C a d m i u m** liegt die durchschnittliche Anreicherung für den alten Aasee bei 4,9 und für den neuen bei 3,0. Die Cadmiumbelastung ist als mäßig (I_{geo} -Klasse 2) für den alten und als unbelastet bis mäßig belastet (I_{geo} -Klasse 1) für den neuen Aaseeteil zu bezeichnen. Obwohl die Belastung durch Cadmium im Vergleich zum Kupfer und zum Zink um jeweils eine I_{geo} -Klasse geringer ausfällt, zeigen vor allem die Anreicherungsfaktoren eine insgesamt deutliche Cadmiumzunahme. Gleichzeitig ist auch hier der tendenzielle Anstieg vom neuen zum alten Aaseeteil hin deutlich sichtbar.

- Das **B l e i** ist in der Feinkornfraktion der Oberflächensedimente des neuen Aasees um durchschnittlich 2,3mal, in der des alten um 3,4mal stärker angereichert. Damit fällt ASN

in die I_{geo} -Klasse 1 (unbelastet bis mäßig belastet) und ASA in die I_{geo} -Klasse 2 (mäßig belastet). Wiederum ist die Tendenz - hier für Blei - vom neuen zum alten Aasee hin feststellbar.

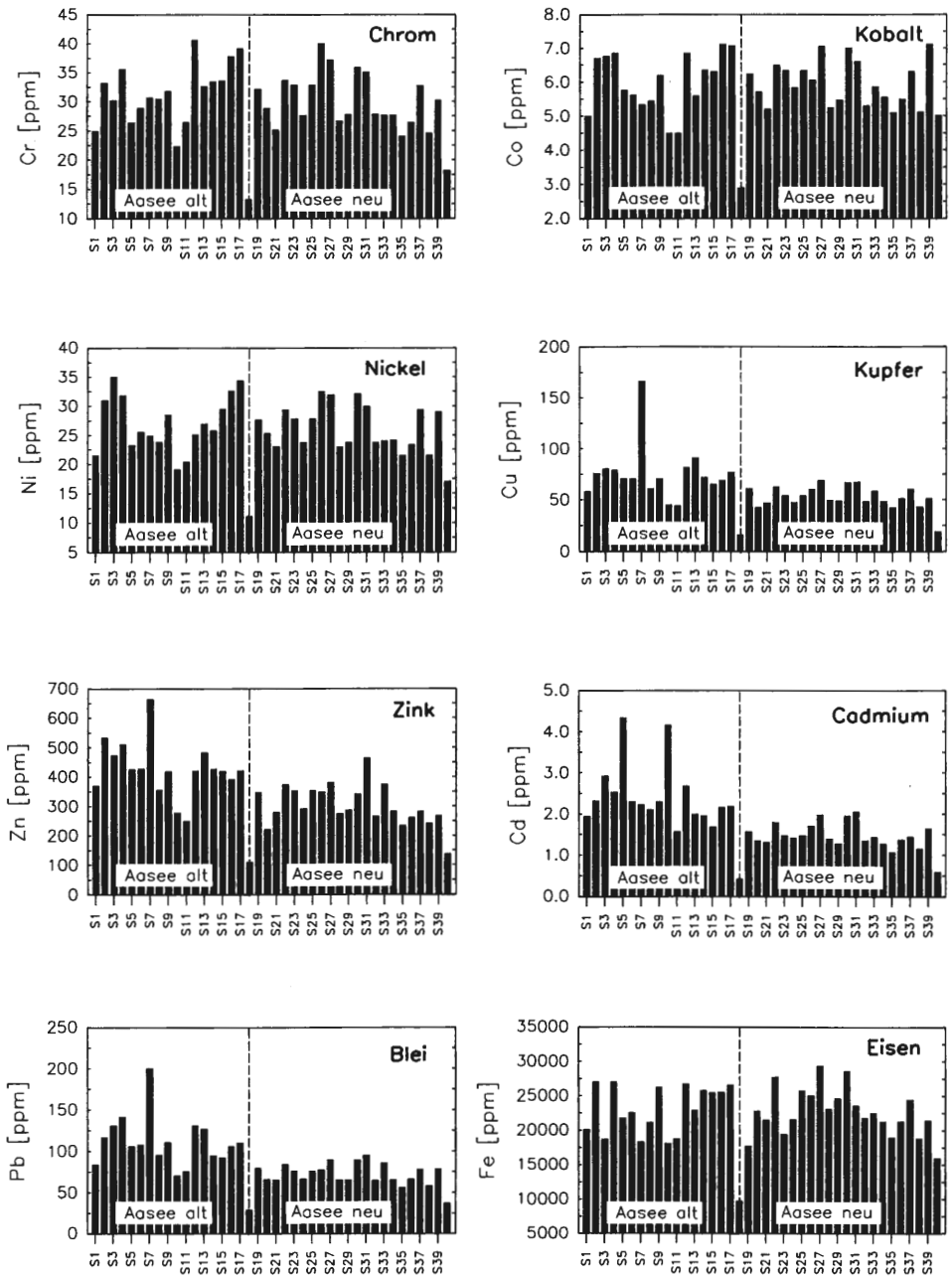


Abb. 41: Schwermetallgehalte [ppm] von Chrom, Kobalt, Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium, Blei und Eisen in der Feinkornfraktion < 63 μm (FK) der Oberflächensedimente des Münsterschen Aasees (1993).

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß zwei deutlich voneinander differenzierbare Schwermetallgruppen auszumachen sind:

1. Chrom, Kobalt und Nickel; hinsichtlich dieser Elemente sind die Sedimente des Aasees als kaum oder unbelastet einzuordnen.
2. Kupfer, Zink, Cadmium und Blei; bei diesen Schwermetallen sind eindeutige Anreicherungen feststellbar. Vor allem für Kupfer und Zink liegt eine mäßige bis starke Belastung vor. Bei Cadmium und Blei fällt sie etwas geringer aus und muß als insgesamt mäßig belastet bezeichnet werden. Es fällt in dieser Gruppe außerdem auf, daß das Anreicherungs-niveau in den Sedimenten des alten Aasees gegenüber denen des neuen Aasees im Schnitt etwas höher liegt.

4.1.5 Remobilisierungspotential des im Gewässersediment deponierten Phosphors

Phosphor ist ein essentieller Pflanzennährstoff. In unbelasteten Gewässern limitiert er die Primärproduktion (Minimumfaktor) und infolgedessen auch das Wachstum der nachgeschalteten Ebenen im Nahrungsnetz. Demzufolge bestimmt der Phosphorgehalt in entscheidender Weise den trophischen Zustand eines Gewässers (vgl. VOLLENWEIDER & KERESKES 1980). Die meisten anderen Nährstoffe liegen dagegen natürlicherweise in ausreichenden Konzentrationen vor.

Phosphor wird von den Pflanzen hauptsächlich in Form des gelösten anorganischen Phosphats (ortho-Phosphat) aufgenommen. Gleichzeitig macht diese Phosphatfraktion innerhalb des Gesamtphosphats normalerweise den geringsten Anteil aus. Hierfür sind verschiedene Ursachen innerhalb des Phosphorkreislaufes verantwortlich:

1. Unter oxidativen Bedingungen kann das freie anorganische Phosphat bei Anwesenheit von Kationen wie Eisen, Mangan, Aluminium und Calcium zu entsprechenden Verbindungen zusammentreten. Diese sind vergleichsweise schwer löslich und fallen aus.
2. Phosphat kann auch adsorbiert vorliegen. Anorganische Partikel wie z. B. $\text{Fe}(\text{OH})_3$, CaCO_3 oder Tonmineralien oder organische Substanzen mit komplex gebundenem Fe^{3+} bzw. Al^{3+} dienen hierbei als Adsorbentien.
3. Desweiteren ist Phosphat in organischen Verbindungen enthalten. Hierbei kommt es in gebundener Form, z. B. als Nukleinsäure oder in gelöster Form, z. B. als Glukose-1-Phosphat vor.

Zumindest ein Teil der in Fällungs- und Adsorptionsprodukten sowie in abgestorbenen Organismen enthaltene Phosphor gelangt durch Absinken in das Gewässersediment und wird damit dem Wasserkörper zeitweise, bei ausreichend tiefen Seen teilweise auch endgültig entzogen. Der auf diese Weise im Sediment deponierte Phosphor kann durch Rücklösungsprozesse dem Wasserkörper wieder zugeführt werden und damit den Vorgang der Eutrophierung beschleunigen. Dieser Effekt wird auch als Phosphorfalle bezeichnet (KLEE & LORENZ 1989).

Für die Remobilisierung des Phosphors aus dem Sediment sind mehrere Faktoren verantwortlich. Neben den morphometrischen und geogenen Bedingungen sind dies vor allem der pH-Wert, der Sauerstoffgehalt, die Redoxverhältnisse und die örtlichen Strömungsbedingungen (EINSELE 1936, MORTIMER 1941/42, TESSENOW 1972, ANDERSEN 1975, FREVET 1979/80, STEINBERG 1989, HUPFER 1995). Darüber hinaus wird die Phosphor-Remobilisierung durch die von Makroorganismen wie Tubificiden (s. Kap. 4.1.7, Abb. 51) oder Chironomidenlarven hervorgerufene Bioturbation gefördert (GALLEP et al. 1978, MATISOFF et al. 1985, STARKEL 1985, FRENZEL 1990). Aber auch durch Mikroorganismen

bedingte Prozesse, können erheblichen Einfluß auf den Phosphorhaushalt im Sediment ausüben. Als Beispiele seien hier der bakterielle Abbau von frisch sedimentierter organischer Substanz (vgl. TESSENOW 1979) und der Phosphorstoffwechsel besonders spezialisierter Arten wie *Acinetobacter calcoaceticus* genannt.

Zur Untersuchung des Phosphat-Remobilierungs-Potentials der Aaseesedimente wurden Rücklösungsversuche in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt in der Versuchsatmosphäre und in Abhängigkeit vom Einfluß mechanischer Einwirkung der Sedimente durch turbulente Wasserbewegungen durchgeführt. Die Versuchsdauer betrug 48 Stunden.

Die entsprechenden Probenahmen der Sedimente, jeweils im alten und neuen Aasee, erfolgten im September 1994 an den Standorten SR_{alt} und SR_{neu} (vgl. Abb. 8).

Aus methodischen Gründen werden die Ergebnisse für die Versuchsreihe ohne hydromechanische Einwirkung getrennt von der Versuchsreihe unter hydromechanischer Einwirkung dargestellt. Der Vergleich beider Versuchsreihen erfolgt innerhalb der Zusammenchau dieses Kapitels.

Phosphor-Remobilisierung ohne hydromechanische Einwirkung

Die geringsten Phosphorkonzentrationen (Abb. 42) wurden zu Beginn der Versuchsreihe gemessen (Basiswerte = Kontrollen). Nach der für alle Versuchsansätze vorgeschalteten sechzehn-stündigen Absetzphase unter atmosphärischen Sauerstoffbedingungen (21 % O₂) lagen die Phosphatbasiswerte (t = 0 Std.) zwischen 0,10 und 0,17 mg/l P. 48 Stunden später waren vor allem bei den anoxischen Versuchsansätzen erhebliche Phosphatzunahmen festzustellen. So stieg der Phosphorgehalt in den Ansätzen aus dem alten Teil des Aasees (SR_{alt}) von 0,10 auf 0,45 mg/l P an, was einer Zunahme von 350 % entspricht. In den Ansätzen aus dem neuen Teil des Aasees (SR_{neu}) war ein noch höherer Anstieg von 0,17 auf 1,07 mg/l P zu verzeichnen, eine Zunahme von 529 %. Im absoluten Vergleich der anoxischen Versuchsansätze nach 48 Stunden waren die Phosphatgehalte bei SR_{neu} mit 1,07 mg/l P 2,4 mal so hoch wie bei SR_{alt} mit 0,45 mg/l P.

Auch die Versuchsergebnisse der aeroben Ansätze nach 48 Stunden zeigen eine Zunahme der Phosphatgehalte, was sich auch mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen deckt

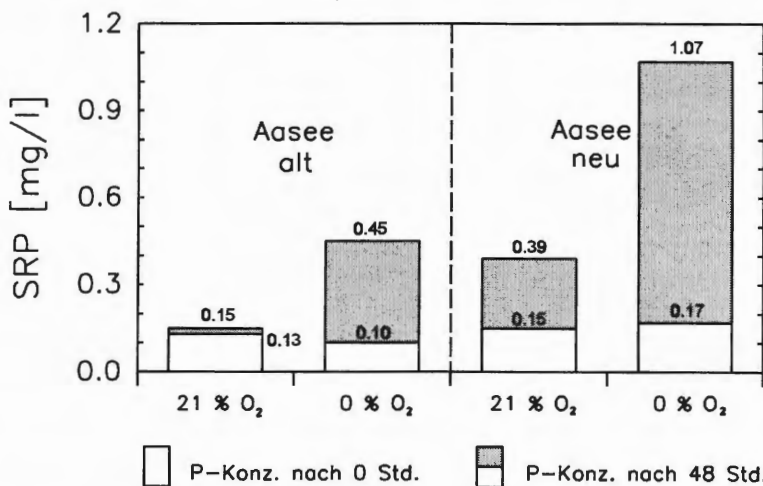


Abb. 42: Remobilisierungspotential der Sedimente des Münsterschen Aasees für Phosphor (SRP = soluble reaktive phosphorus) in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt in der Versuchsatmosphäre und unter Ausschluß hydromechanischer Einwirkungen.

(vgl. RIPL 1982). Erwartungsgemäß fiel die Phosphatremobilisierung hier jedoch sehr viel geringer aus als bei den anoxischen Versuchsansätzen. So erhöhten sich die Phosphorkonzentrationen in den Ansätzen aus dem alten Teil des Aasees (SR_{alt}) von 0,13 auf 0,15 mg/l P. Die Remobilisierungsrate für Phosphor liegt dort dementsprechend bei 15 %. In den Ansätzen aus dem neuen Teil des Aasees (SR_{neu}) erhöhte sich der Phosphatspiegel des aeroben Ansatzes von 0,15 auf 0,45 mg/l P und steigerte sich damit um 200 %.

Im Vergleich zu SR_{alt} (0,15 mg/l P) lag der Phosphorpegel von SR_{neu} nach 48 h unter aeroben Bedingungen mit 0,39 mg/l P 2,6 mal so hoch.

Phosphor-Remobilisierung unter hydromechanischer Einwirkung

Auch bei dieser Versuchsserie (Abb. 43) wiesen die Kontrollen ($t = 0$ Std.) die vergleichsweise geringsten Phosphorkonzentrationen auf. Bei SR_{alt} lagen sie bei 0,25 und 0,26 mg/l P, bei SR_{neu} bei 0,40 und 0,41 mg/l P. Allerdings sind damit im Vergleich zum alten Aasee die Phosphorbasiswerte des neuen Aasees um 59 % höher.

Nach 48 Stunden ist wie bei der Versuchsreihe ohne hydromechanische Einwirkung insbesondere bei den anoxischen Versuchsansätzen eine beträchtliche Zunahme an löslich reaktivem Phosphat (SRP) zu verzeichnen. Im alten Aasee (SR_{alt}) stieg der Gehalt von 0,25 auf 0,77 mg/l P, im neuen Aasee (SR_{neu}) von 0,40 auf 1,14 mg/l P an. Die Remobilisierungsraten der anoxischen Versuchsansätze liegen damit bei 208 % für SR_{alt} und bei 185 % bei SR_{neu} .

Mit 1,14 mg/l P ist die absolute Phosphorkonzentration (SRP) nach 48 Stunden Anoxie im neuen Aasee anderthalb mal so hoch wie im alten. Bei den aeroben Ansätzen unter hydromechanischer Einwirkung ist im Gegensatz zu der Versuchsserie ohne hydromechanischer Einwirkung (s.o.) ein nur sehr geringer Phosphorzuwachs bzw. sogar eine - wenn auch geringe - Abnahme an SRP registrierbar. Im alten Aasee (SR_{alt}) sank der Phosphorgehalt nach 48 Stunden von 0,26 auf 0,22 mg/l P was einer Abnahme von 15 % entspricht. Im neuen Aasee (SR_{neu}) nahm er um 8 % von 0,38 auf 0,41 mg/l P geringfügig zu.

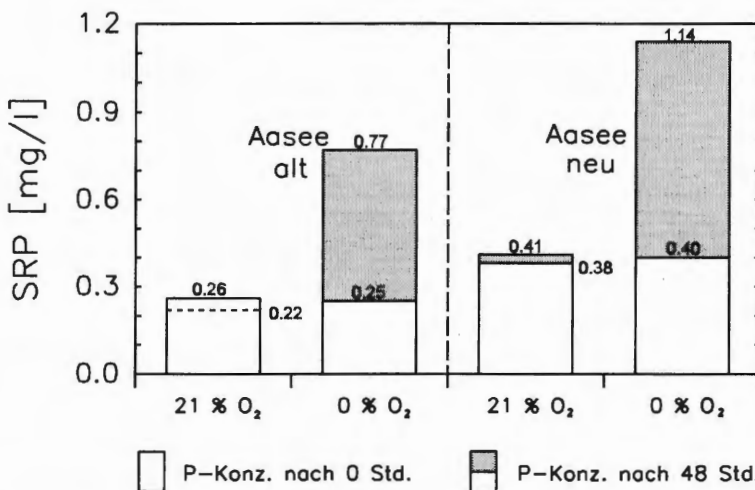


Abb. 43: Remobilisierungspotential der Sedimente des Münsterschen Aasees für Phosphor (SRP = soluble reaktive phosphorus) in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt in der Versuchsatmosphäre und unter Einwirkungen hydromechanischer Kräfte zu Beginn der Versuchsserie (standardisierte Strömungssimulation).

Im Vergleich zu SR_{alt} (0,22 mg/l P) erreichte SR_{neu} nach 48 h unter aeroben Bedingungen mit 0,41 mg/l P einen um 1,9 mal höheren Phosphorpegel.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß erhebliche Mengen des im Aaseesediment deponierten Phosphors als reaktives lösliches Phosphat (SRP) remobilisiert werden können und damit dem Stoffwechsel der Produzenten wieder zur Verfügung stehen. In Abhängigkeit vom Sauerstoffhaushalt, von durch Turbulenzen verursachten hydromechanischen Einwirkungen auf die Sedimentoberfläche und von der Art des Sedimentes sind folgende Remobilisierungsintensitäten für Phosphor beobachtbar:

1. Unter anoxischen Bedingungen ist die Intensität der Phosphor-Remobilisierung aus dem Aaseesediment am größten. Die maximalen Zuwachsraten in 48 Stunden betragen für den alten Aasee (SR_{alt}) 350 % und für den neuen Aasee (SR_{neu}) 529 %.
2. Auch unter aeroben Bedingungen wird Phosphor aus dem Sediment freigesetzt. Hier liegen die maximalen Zuwachsraten für den alten Aasee (SR_{alt}) bei 15 % und für den neuen Aasee (SR_{neu}) bei 160 %.
3. Allein durch Turbulenzen verursachte mechanische Einwirkungen auf die Sedimentoberfläche bewirken einen Remobilisierungsschub, der eine Phosphorzuwachsrate von 104 % für SR_{alt} und 153 % für SR_{neu} zur Folge hat.
4. Unter den gewählten Versuchsbedingungen ist aus den Sedimenten des neuen Aasees mindestens 48 % mehr Phosphor zu remobilisieren als aus dem Sediment des alten Aasees.
5. Der im Sediment des neuen Aasees deponierte Phosphor ist leichter zu remobilisieren - beispielsweise allein durch den Einfluß hydromechanischer Einwirkungen - als der des alten Aasees.
6. Der Vergleich der Anoxiansätze zeigt, daß sich die qualitative Zusammensetzung der Phosphorfraktionen in den Sedimenten des alten Aasees von der des neuen Aasees unterscheidet. Während sich nämlich der Gehalt an remobilisierbarem Phosphor durch hydro-mechanische Einwirkung im alten Aasee zusätzlich von 0,45 auf 0,77 mg/l P um 71 % erhöht, ist im neuen Aasee lediglich eine Steigerung um 7 % von 1,07 auf 1,14 mg/l P möglich.

4.1.6 Plankton

Die Untersuchungen beziehen sich auf die funktionellen Planktongruppen des Phyto-, Zoo- und Mycoplanktons. Das Bakterioplankton wurde aus methodischen Gründen nicht berücksichtigt. Das nur mit zwei Arten (*Fusarium aquaeductum* u. *Leptomitus lacteus*) vertretene Mycoplankton wurde als Stamm „Mycophyta“ innerhalb des Kapitels „Phytoplankton“ aufgeführt.

Insgesamt wurden 288 Taxa aus 10 Stämmen, 19 Klassen und 36 Ordnungen registriert.

Phytoplankton

162 (164) determinierte Taxa aus 5 (6) Stämmen, 9 (11) Klassen und 18 (20) Ordnungen bilden die Gesamtheit des aus dem Aasee stammenden Phytoplanktons (Tab. 4).

Die Klassen der Chlorophyceae und Bacillariophyceae stellen mit 54 (33 %) bzw. 36 Taxa (22 %) mehr als die Hälfte aller Vertreter des Phytoplanktons (Abb. 44). Es folgen die Cyanophyceae mit 16, die Euglenophyceae mit 15, die Conjugatophyceae mit 14 und die Chrysophyceae mit 12 Taxa. Xanthophyceae, Dinophyceae und Oedogonophyceae wei-

Tab. 4: Artenliste des Phytoplanktons des Münsterschen Aasees (1992 - 1994).

St. CYANOPHYTA	<i>Phacus tortus</i>	<i>Crucigenia rectangularis</i>
Kl. Cyanophyceae	<i>Trachelomonas</i> spp.	<i>Dictiosphaerium</i>
(Blualgen)		<i>ehrenbergium</i>
Ord. Chroococcales	St. DINOPHYTA	<i>Dictiosphaerium</i>
<i>Coelosphaerium</i>	Kl. Dinophyceae	<i>pulchellum</i>
<i>kützingianum</i>	(Dinoflagellaten)	<i>Micractinium pusillum</i>
<i>Gomphosphaeria</i>	Ord. Peridiniales	<i>Oocystis marssonii</i>
<i>naegeliana</i>	<i>Ceratium hirundinella</i>	<i>Oocystis parva</i>
<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Glenodinium cinctum</i>	<i>Oocystis solitaria</i>
<i>Microcystis flos-aquae</i>	<i>Gymnodinium aeruginosum</i>	<i>Pediastrum angulosum</i>
<i>Microcystis viridis</i>	<i>Gymnodinium</i> spp.	<i>Pediastrum boryanum</i>
	<i>Peridinium tabulatum</i>	<i>Pediastrum clathratum</i>
Ord. Oscillatoriales	<i>Peridinium</i> spp.	<i>Pediastrum duplex</i>
<i>Lyngbia contorta</i>		<i>Pediastrum gracillimum</i>
<i>Oscillatoria formosa</i>	St. CHLOROPHYTA	<i>Pediastrum integrum</i>
<i>Oscillatoria lacustris</i>	Kl. Chlorophyceae	<i>Pediastrum simplex</i>
<i>Oscillatoria limosa</i>	(Grünalgen)	<i>Pediastrum sturmii</i>
<i>Oscillatoria tenuis</i>	Ord. Volvocales	<i>Pediastrum tetras</i>
<i>Oscillatoria</i> spp.	(Grünmonaden)	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
	<i>Chlamydomonas angulosa</i>	<i>Scenedesmus acutus</i>
Ord. Nostocales	<i>Chlamydomonas reinhardi</i>	<i>Scenedesmus armatus</i>
<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Eudorina elegans</i>	<i>Scenedesmus bijugatus</i>
<i>Aphanizomenon gracile</i>	<i>Gonium pectorale</i>	<i>Scenedesmus longispina</i>
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Pandorina morum</i>	<i>Scenedesmus obliquus</i>
<i>Nostoc linckia</i>	<i>Volvox aureus</i>	<i>Scenedesmus opoliensis</i>
<i>Nostoc</i> spp.	<i>Volvox globator</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
		<i>Schroederia spiralis</i>
St. EUGLENOPHYTA	Ord. Chlorococcales	<i>Selenastrum bibrainum</i>
Kl. Euglenophyceae	(kokkale Algen)	<i>Siderocelis elegans</i>
(Augenflagellaten)	<i>Actinastrum hantzschii</i>	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>
Ord. Euglenales	<i>Ankistrodesmus acicularis</i>	<i>Tetraedron muticum</i>
<i>Euglena acus</i>	<i>Ankistrodesmus angustus</i>	<i>Tetrastrum</i> spp.
<i>Euglena ehrenbergi</i>	<i>Botryococcus braunii</i>	
<i>Euglena gracilis</i>	<i>Chlorella vulgaris</i>	Ord. Ulotrichales
<i>Euglena intermedia</i>	<i>Chlorococcum infusionum</i>	(Zellfadenalgen)
<i>Euglena oxyuris</i>	<i>Chlorococcum</i>	<i>Ulothrix tenuissima</i>
<i>Euglena pisciformes</i>	<i>multinucleatum</i>	<i>Ulothrix zonata</i>
<i>Euglena spirogyra</i>	<i>Chlorococcum</i> spp.	<i>Ulothrix</i> spp.
<i>Euglena tripteris</i>	<i>Chodatella armata</i>	
<i>Euglena variabilis</i>	<i>Coelastrum cambricum</i>	Kl. Oedogoniophyceae
<i>Euglena viridis</i>	<i>Coelastrum microporum</i>	Ord. Oedogoniales
<i>Phacus longicauda</i>	<i>Coelastrum reticulatum</i>	(Kappenring-Grünalgen)
<i>Phacus oscillans</i>	<i>Coelastrum sphaericum</i>	<i>Oedogonium crispum</i>
<i>Phacus pleuronectes</i>	<i>Crucigenia fenestrata</i>	<i>Oedogonium</i> spp.

Fortsetzung Tab. 4:

Kl. Conjugatophyceae (Jochalgen)	Ordn. Heterosiphonales <i>Vaucheria sessilis</i>	<i>Diatoma vulgare</i> <i>Fragilaria construens</i> <i>Fragilaria crotonensis</i>
Ordn. Mesotaeniales <i>Spirotaenia obscura</i>	Kl. Chrysophyceae (Goldalgen)	<i>Gomphonema olivaceum</i> <i>Gyrosigma attenuatum</i>
Ordn. Desmidiiales (Zieralgen)	Ordn. Chryomonadales <i>Chrysococcus rufescens</i>	<i>Meridion circulare</i> <i>Navicula cryptocephala</i>
<i>Closterium acerosum</i>	<i>Dinobryon cylindricum</i>	<i>Navicula pupula</i>
<i>Closterium aciculare</i>	<i>Dinobryon divergens</i>	<i>Navicula spp.</i>
<i>Closterium acutum</i>	<i>Dinobryon sertularia</i>	<i>Nitzschia acicularis</i>
<i>Closterium ehrenbergii</i>	<i>Dinobryon sociale</i>	<i>Nitzschia angustata</i>
<i>Closterium kützingii</i>	<i>Dinobryon stipitatum</i>	<i>Nitzschia linearis</i>
<i>Closterium lunula</i>	<i>Dinobryon spp.</i>	<i>Nitzschia sigmoidea</i>
<i>Closterium moniliferum</i>	<i>Mallomonas acaroides</i>	<i>Pinnularia gibba</i>
<i>Closterium pronom</i>	<i>Mallomonas caudata</i>	<i>Pinnularia viridis</i>
<i>Euastrum spp.</i>	<i>Syncrypta volvox</i>	<i>Stauroneis anceps</i>
<i>Staurastrum gracile</i>	<i>Synura uvella</i>	<i>Surirella angustata</i>
<i>Staurastrum paradoxum</i>	<i>Uroglena volvox</i>	<i>Surirella ovata</i>
<i>Staurastrum tetracerum</i>	Kl. Bacillariophyceae = Diatomeae (Kieselalgen)	<i>Surirella robusta splendida</i> <i>Synedra acus</i>
Ordn. Zygnemales (Faden-Jochalgen)	Ordn. Centrales <i>Cyclotella comta</i>	<i>Synedra ulna</i> <i>Synedra vaucheriae</i>
<i>Spirogyra spp.</i>	<i>Cyclotella kützingiana</i>	<i>Tabellaria fenestrata</i> <i>Tabellaria flocculosa</i>
St. CHRYSOPHYTA	<i>Melosira varians</i>	St. MYCOPHYTA
Kl. Xanthophyceae (Gelbgrünalgen)	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Kl. Oomycetes
Ordn. Heterococcales <i>Mischococcus confervicola</i>	Ordn. Pennales <i>Amphipleura pellucida</i>	Ordn. Leptomitales <i>Leptomitus lacteus</i>
<i>Ophiocytium capitatum</i>	<i>Anomoneis sphaerophora</i>	Fungi imperfecti (= Deuteromycetes)
<i>Ophiocytium cochleare</i>	<i>Asterionella formosa</i>	Ordn. Moniliales <i>Fusarium aquaeductum</i>
<i>Tetraedriella quadriseta</i>	<i>Caloneis amphisbaena</i>	
Ordn. Heterotrichales <i>Tribonema monochloron</i>	<i>Cocconeis pediculus</i>	
<i>Tribonema vulgare</i>	<i>Cymatopleura elliptica</i>	
	<i>Cymatopleura solea</i>	
	<i>Diatoma elongatum</i>	

sen jeweils nur 7, 6 und 2 Taxa auf. Aus den in Abb. 44 nicht aufgeführten Klassen der Mycophyta wurden 2 Arten bestimmt.

Die charakteristischen Phytoplankter des Aasees entstammen den Klassen Cyanophyceae, Euglenophyceae, Chlorophyceae, Conjugatophyceae, Xanthophyceae, Chrysophyceae und Bacillariophyceae. Kennzeichnend für sie sind einerseits die dominierenden Individuendichten und andererseits die kontinuierliche Präsenz.

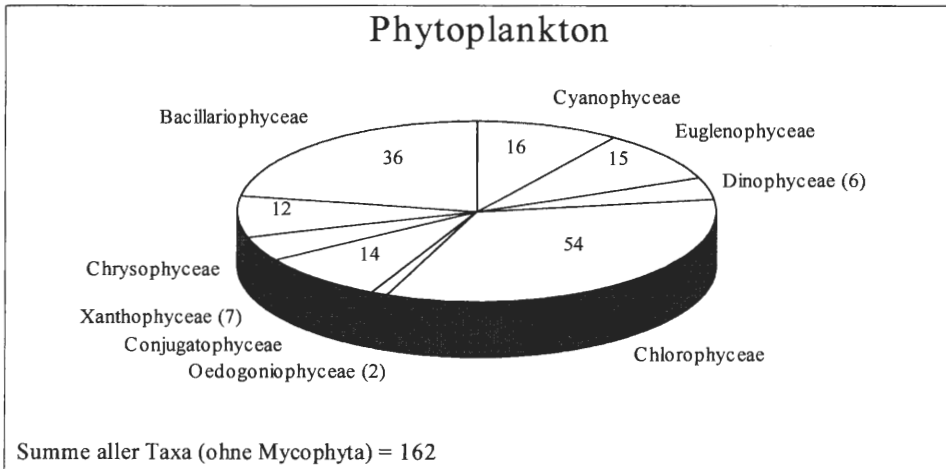


Abb. 44: Artenspektrum der verschiedenen Klassen des Phytoplanktons im Münsterschen Aasee (1992 - 1994).

Cyanophyceae (Abb. 45)

Die Blaualgen fielen sowohl 1993 als auch 1994 besonders durch entsprechende Blütenbildungen auf. Allerdings sind in beiden Jahren zwei völlig unterschiedliche Entwicklungen zu beobachten. 1993 waren vor allem *Aphanizomenon flos-aquae*, *Aphanizomenon gracile*, *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Microcystis flos-aquae* und *Microcystis viridis* an den Blaualgenblüten beteiligt. Alle fünf Arten traten parallel von Anfang Mai bis Anfang November 1993 in Erscheinung, wobei die Spitzenwerte z. T. zeitlich versetzt registriert wurden. Die maximalen Individuen- bzw. Koloniedichten lagen für *Aphanizomenon flos-aquae* bei 163 Kol./l (Juli 1993), für *Aphanizomenon gracile* bei 37.944 Ind./l (Juni 1993), für *Coelosphaerium kuetzingianum* bei 188 Kol./l (September 1993), für *Microcystis flos-aquae* bei 202 Kol./l (Juni 1993) und für *Microcystis viridis* bei 116 Kol./l (Juni 1993).

1994 sind die Blütenbildner des Vorjahres bis auf vereinzelte Kolonien von *Aphanizomenon flos-aquae* und *Coelosphaerium kuetzingianum* fast vollständig verschwunden. Dagegen fand ab Ende Mai eine explosionsartige Blüte von *Oscillatoria lacustris* statt, die Ende Juni '94 in einem Maximum von 280.000 Ind./l gipfelte. Mitte Juli '94 war sie schon wieder beendet. Im Gegensatz zu 1993, wo die Blaualgenblüte fast ein halbes Jahr dauerte, nahm sie 1994 nur anderthalb Monate in Anspruch.

Stichproben von Mitte Juli 1995 ließen wiederum heftige Blaualgenblüten von *Aphanizomenon flos-aquae* und *Aphanizomenon gracile* erkennen. Für *Aphanizomenon flos-aquae* wurde mit 8.100 Kol./l eine „Kolonie“-Dichte erreicht, die fast 50mal so hoch war wie das Maximum dieser Art aus dem Jahre 1993. Die zunächst unsystematisch erscheinende Dynamik der Blaualgenentwicklung in den Jahren 1993 und 1994 muß demnach in größeren zeitlichen Zusammenhängen als einem Jahr gesehen werden.

Euglenophyceae

Die Euglenophyceae (Abb. 47) bestehen fast ausschließlich aus Arten der Gattungen *Phacus* und *Euglena*. Abgesehen von einer kurzen Phase Anfang April 1994 waren die Euglenophyceen regelmäßig anzutreffen. Das Jahresmaximum für 1993 wurde im August mit 5.851 Ind./l erreicht. An dieser Blüte waren beinahe alle aufgeführten Arten dieser Klas-

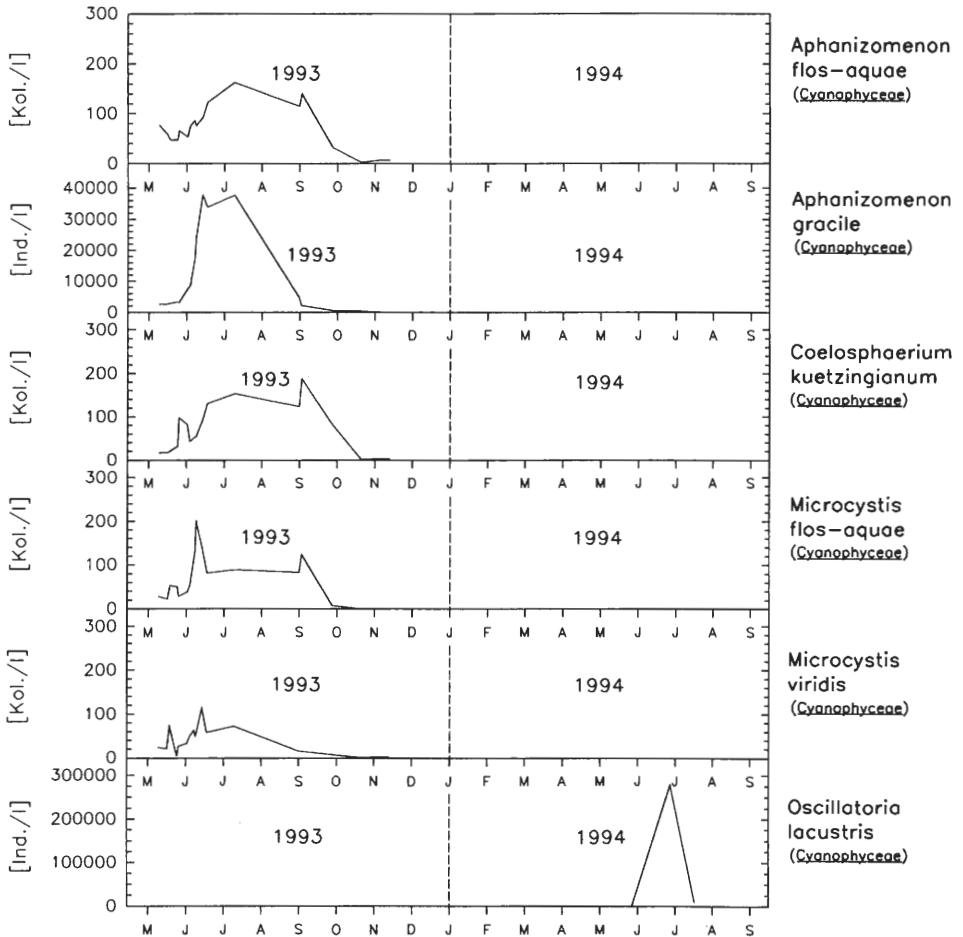


Abb. 45: Dominierende Blaualgenarten (Cyanophyceae) des Münsterschen Aasees im Zeitraum Mai 1993 bis August 1994.

se beteiligt. Das Maximum von 1994 übertraf Ende Mai mit 209.079 Ind./l das des Vorjahres fast 36mal. Im Gegengenzug zu 1993 waren für diese extreme Euglenophyceenblüte jedoch ausschließlich *Euglena viridis* und *Euglena variabilis* verantwortlich.

Chlorophyceae

Typisch für die artenreichste Klasse des Phytoplanktons, die Chlorophyceae, sind vor allem die Arten aus den Gattungen *Pediastrum* und *Scenedesmus*. Stellvertretend werden hier die Ganglinien für *Pediastrum boryanum* und *Pediastrum duplex* dargestellt (Abb. 47). Die beiden Arten waren mit kurzzeitigen Ausnahmen während des gesamten Beobachtungszeitraumes präsent. Die Blütezeiten für 1993 dehnten sich von Anfang Mai bis September aus. Die größte Individuendichte beträgt bei *P. boryanum* 10.159 Ind./l (Juli '93) bei *P. duplex* 12.136 Ind./l (Juni '93). Die zwischenzeitlichen Blüteeinbrüche besonders im Juni '93 waren in erster Linie niederschlagsbedingt (vgl. Abb. 2). 1994 fiel die Pediastrinblüte nicht ganz so heftig aus und dauerte nur einen Monat. Die Maxima lagen bei 3.948 Ind./l (Mai '94) für *P. boryanum* und 8.554 Ind./l (Mai '94) für *P. duplex*.



Abb. 46: Die unverwechselbaren, kolonieartigen Bündel der Blaualgenart *Aphanizomenon flos-aquae* prägen das mikroskopische Bild. Der dominierende Gesamteindruck bei Wasserblüten, färbt das Wasser grün-blau. Im Münsterschen Aasee wurde *A. flos-aquae* in den Jahren 1993 und 1995 in besonders hohen Dichten festgestellt (Vergr. = 500x).

Conjugatophyceae

Closterium pronum als häufigster Vertreter der Conjugatophyceae war 1993 von Mai bis Ende Juli und 1994 von Anfang April bis Ende Juli zu beobachten (Abb. 47). Maximal wurden 1993 8.777 Ind./l erreicht. Im darauffolgenden Jahr markierte ein 22mal höheres Maximum mit 192.591 Ind./l (Mai '94) den Höhepunkt der '94er *Closterium*-Blüte.

Xanthophyceae

Die Xanthophyceae werden besonders durch *Ophiocytium capitatum* (Abb. 47) repräsentiert. Diese Art war im Verlauf des gesamten Untersuchungszeitraumes vorhanden. Während die Blütezeit sich 1993 von Ende Mai bis Anfang November erstreckte (Maximum: 43.012 Ind./l), fiel sie 1994 deutlich geringer aus (Maximum: 18.557 Ind./l) und hielt nur von Ende April bis Ende Juni an.

Chrysophyceae

Die Chrysophyceae werden durch *Synura uvella* dominiert (Abb. 47). Ihre Entwicklung erstreckt sich 1993 nahezu auf den gesamten Beobachtungszeitraum. Im Mai und im Juni werden kleinere Peaks bis zu 86 Ind./l erreicht. Die Jahresmaxima im November '93 liegen bei 143 und 159 Ind./l. 1994 treten die Chrysophyceae bzw. *Synura uvella* von Anfang April bis Ende Juli auf. Die höchsten Individuendichten waren Ende April mit 217 Ind./l zu verzeichnen.

Bacillariophyceae (Abb. 47)

Zu Beginn der quantitativen Planktonuntersuchung hatten die Bacillariophyceae bereits einen Konzentrationshöhepunkt. Hierin enthalten ist auch das Maximum von *Amphipleura pellucida* (Abb. 47) mit 423 Ind./l (Juni 1993). Ab Juli spielte diese Kieselalge keine Rolle mehr, und 1994 trat sie überhaupt nicht auf. Die Kieselalgen in ihrer Gesamtheit

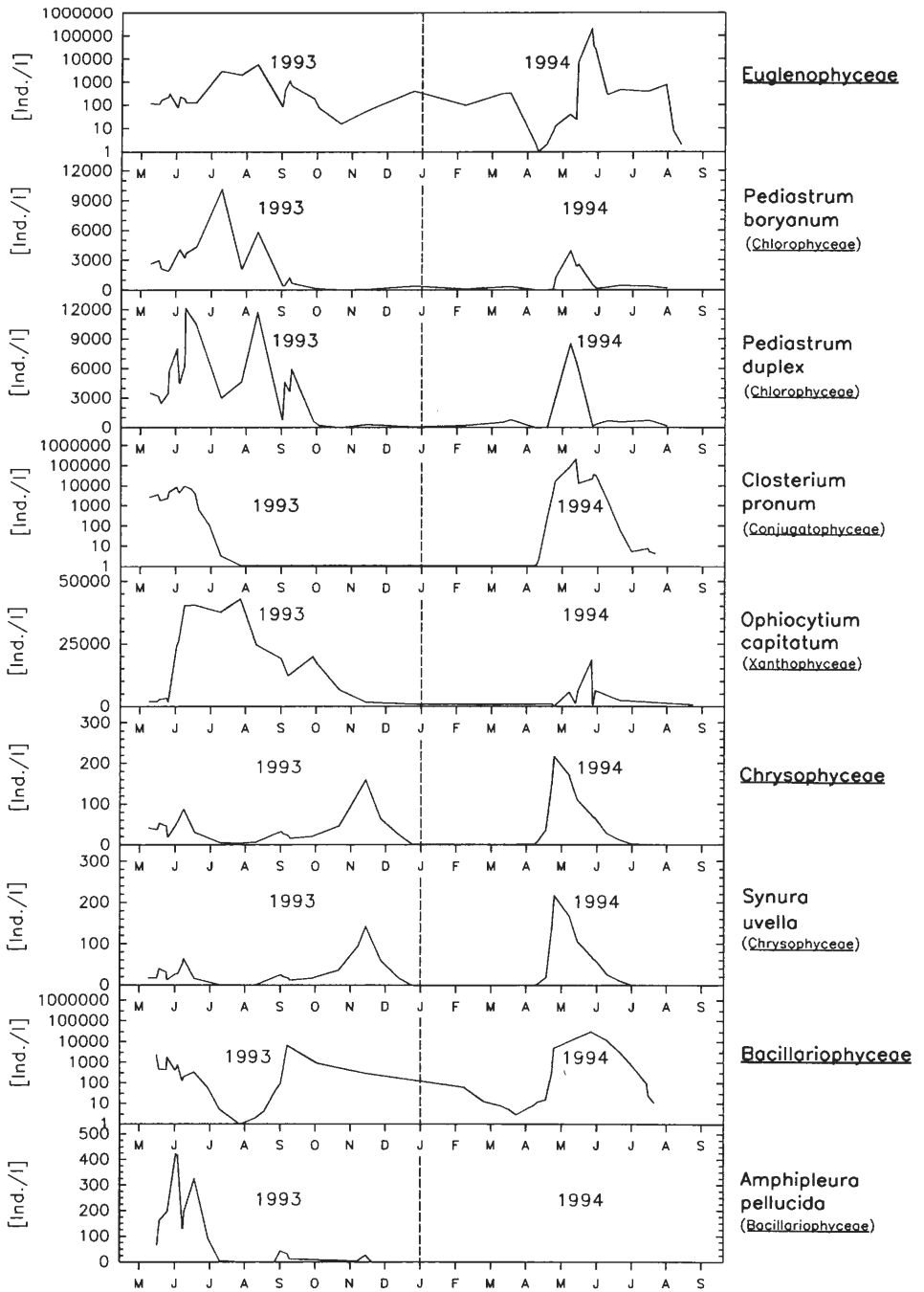


Abb. 47: Dominierende Phytoplankter des Münsterschen Aasees im Zeitraum Mai 1993 bis August 1994.

waren während der gesamten Untersuchung vorhanden. Das Maximum lag 1993 bei 6.919 Ind./l (September). 1994 wurde es Ende Mai durch eine Blüte von *Synedra acus* verursacht und war mit 31.547 Ind./l viereinhalb mal so hoch wie das von 1993.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß 1993 Blüten verschiedener Phytoplanktongruppen über vergleichsweise lange Zeiträume zu beobachten waren. Abgesehen von den Bacillariophyceae und den Chrysophyceae war dies vor allem von Juni bis September 1993 der Fall. Die '93er Situation war zudem durch die parallelen Blüten mehrerer Blaualgenspezies geprägt. 1994 hingegen bot sich ein anderes Bild. Die Blütezeiten erstrecken sich bei der Mehrzahl der Taxa über eine zeitlich deutlich geringere Spanne als 1993. Außerdem fielen mit Ausnahme der Cyanophyceae die Maxima aller übrigen Blütenbildner in den Zeitraum Mai bis Juni 1994. Die Cyanophyceae bildeten im Gegensatz zu 1993 Anfang Juli 1994 eine kurze und heftige Blüte, die nur von einer Art, *Oscillatoria lacustris*, verursacht wurde. Die Blaualgenarten des Vorjahres traten dagegen nicht in Erscheinung. 1995 ähnelte die Blaualgensituation qualitativ der von 1993. Quantitativ war sie jedoch noch massiver ausgeprägt.

Zooplankton

Die 124 determinierten Taxa des Zooplanktons (Tab. 5) verteilen sich auf 4 Stämme, 8 Klassen und 16 Ordnungen.

Die Rotatoria als artenreichste Klasse machen mit 49 Taxa 40 % des Zooplanktons aus (Abb 48). Die Ciliaten und das Crustaceenplankton stellen mit jeweils 29 und 27 Taxa 23 % bzw. 22 %. Die Rhizopoda sind mit 14 Taxa zu 11 % an der Zooplanktonzönose des Aasees beteiligt. Die Klassen Zoomastigia, Gastrotricha, Nematodes und Clitellata weisen mit ein bis maximal zwei Taxa die artenärmsten Spektren auf.

Anmerkung: Hinsichtlich der Nematoden sind zwar 20 Arten für den Aasee beschrieben worden, jedoch gilt von diesen nur *Diplogaster rivalis* als typische Süßwasserart (vgl. SIEVERT 1993).

Die für den Aasee typischen Taxa des Zooplanktons gehören zu den Klassen der Rotatoria und der Crustacea. Die hier stellvertretend aufgeführten Taxa waren sowohl 1993 als auch 1994 anzutreffen.

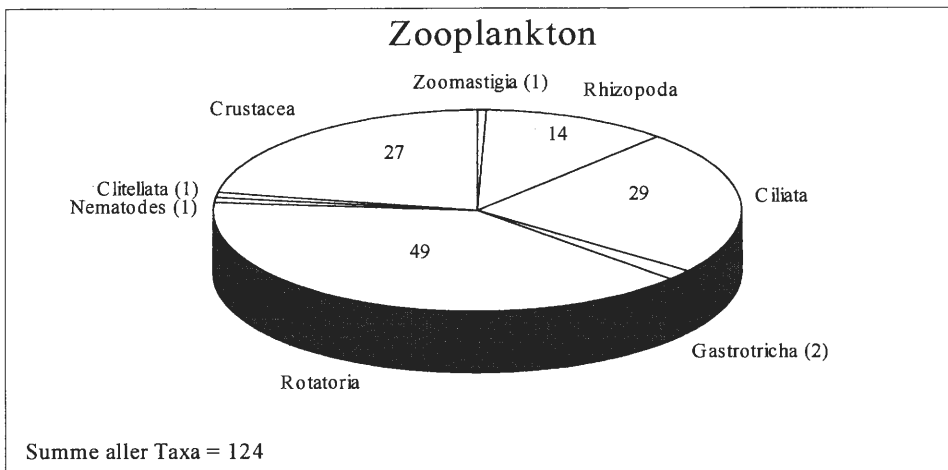


Abb. 48: Artenspektrum der verschiedenen Klassen des Zooplanktons im Münsterschen Aasee (1992 - 1994).

Tab. 5: Artenliste des Zooplanktons des Münsterschen Aasees (1992 - 1994).

St. PROTOZOA	<i>Urozona bütschlii</i>	<i>Brachionus diversicornis</i>
Kl. Zoomastigia		<i>homoceras</i>
(Zooflagellaten)	Ordn. Peritricha	<i>Brachionus leydigi</i>
Ordn. Protomonadida	<i>Campanella umbellaria</i>	<i>Brachionus leydigi</i>
<i>Bodo saltans</i>	<i>Carchesium pectinatum</i>	<i>tridentatus</i>
	<i>Epistylis rotans</i>	<i>Brachionus quadridentatus</i>
Kl. Rhizopoda	<i>Vorticella campanula</i>	<i>Brachionus urceolaris</i>
(Wurzelfüßer)	<i>Vorticella convallaria</i>	<i>Brachionus spp.</i>
Ordn. Amoebida	<i>Vorticella similis</i>	<i>Cephalodella forficata</i>
(Nacktamöben)	<i>Zoothamnium</i>	<i>Cephalodella gibba</i>
	<i>ramosissimum</i>	<i>Colurella obtusa</i>
Ordn. Testacea		<i>Colurella unicata</i>
(Schalenamöben)	Ordn. Spirotricha	<i>Conochilus unicornis</i>
<i>Arcella artocrea</i>	<i>Euplotes charon</i>	<i>Encentrum mustela</i>
<i>Arcella discoides</i>	<i>Euplotes patella</i>	<i>Epiphanes brachionus</i>
<i>Arcella hemisphaerica</i>	<i>Oxytricha fallax</i>	<i>Epiphanes senta</i>
<i>Arcella megastoma</i>	<i>Stentor polymorphus</i>	<i>Filinia longiseta limnetica</i>
<i>Arcella vulgaris</i>	<i>Strombidinopsis gyrans</i>	<i>Filinia longiseta longiseta</i>
<i>Awerintzewia cyclostoma</i>	<i>Strombidium viride</i>	<i>Filinia longiseta passa</i>
<i>Cyphoderia margaritacea</i>	<i>Strombidium gyrans</i>	<i>Filinia longiseta spp.</i>
<i>Diffflugia acuminata</i>	<i>Tintinnidium fluviatile</i>	<i>Kellicottia longispina</i>
<i>Nadinella tonella</i>	<i>Tintinnopsis lacustris</i>	<i>Keratella cochlearis</i>
<i>Nebela griseola</i>		<i>Keratella quadrata</i>
	St. NEMATHELMINTHES	<i>Keratella ticinensis</i>
Ordn. Heliozoa	Kl. Rotatoria (Rädertiere)	<i>Notholca squamula</i>
(Sonnentierchen)	Ordn. Bdelloidea	<i>Polyarthra dolichoptera</i>
<i>Actinophris sol</i>	(Egelrädertiere)	<i>Polyarthra major</i>
<i>Actinosphaerium eichhornii</i>	<i>Rotaria neptunia</i>	<i>Polyarthra remata</i>
<i>Clathrulina elegans</i>	<i>Rotaria rotatoria</i>	<i>Polyarthra vulgaris</i>
		<i>Polyarthra spp.</i>
Kl. Ciliata (Wimpertiere)	Ordn. Monogononta	<i>Pompholyx complanata</i>
Ordn. Holotricha	<i>Asplanchna brightwelli</i>	<i>Pompholyx sulcata</i>
<i>Askenasia volvox</i>	<i>Asplanchna girodi</i>	<i>Rhinoglena frontalis</i>
<i>Chilodonella cucullulus</i>	<i>Asplanchna priodonta</i>	<i>Rhinoglena neptunia</i>
<i>Coleps hirtus</i>	<i>Asplanchna spp.</i>	<i>Synchaeta oblonga</i>
<i>Didinium balbianii</i>	<i>Asplanchnopus multiceps</i>	<i>Synchaeta pectinata</i>
<i>Didinium nasutum</i>	<i>Brachionus angularis</i>	<i>Synchaeta tremula</i>
<i>Frontonia leucas</i>	<i>Brachionus angularis</i>	<i>Testudinella parva</i>
<i>Paramecium aurelia</i>	<i>bidens</i>	<i>Trichotria pocillum</i>
<i>Paramecium bursaria</i>	<i>Brachionus calyciflorus</i>	
<i>Paramecium caudatum</i>	<i>amphiceros</i>	Kl. Gastrotricha
<i>Phascolodon vorticella</i>	<i>Brachionus calyciflorus</i>	(Bauchhärlinge)
<i>Trachelius ovum</i>	<i>pala</i>	Ordn. Chaetonotoidea
<i>Trachelophyllum sigmoides</i>	<i>Brachionus diversicornis</i>	<i>Chaetonotus macrochaetus</i>

Fortsetzung Tab. 5:

<i>Lepidoderma squamatum</i>	<i>Alona quadrangularis</i>	U.Kl. Copepoda
	<i>Alona rectangularis</i>	(Ruderfußkrebse)
Kl. Nematodes	<i>Bosmina coregoni</i>	Ordn. Cyclopoida
(Fadenwürmer)	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Cyclops spp.</i>
Ordn. Rhabditida	<i>Camptocercus rectirostris</i>	<i>Eucyclops spp.</i>
<i>Diplogaster rivalis</i>	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	<i>Macrocyclus spp.</i>
	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	<i>Megacyclus spp.</i>
St. ANNELIDA	<i>Daphnia cucullata</i>	<i>Mesocyclops spp.</i>
Kl. Clitellata	<i>Daphnia longispina</i>	
Ordn. Oligochaeta	<i>Daphnia magna</i>	U.Kl. Branchiura
(Wenigborster)	<i>Daphnia pulex pulex</i>	(Fischläuse)
<i>Stylaria lacustris</i>	<i>Leptodora kindtii</i>	<i>Argulus foliaceus</i>
	<i>Macrothrix laticornis</i>	
St. ARTHROPODA	<i>Moina brachiata</i>	
Kl. Crustacea	<i>Pseudochydorus globosus</i>	
U.Kl. Phyllopoda	<i>Scapholeberis mucronata</i>	
(Blattfußkrebse)	<i>Sida crystallina</i>	
U.Ordn. Cladocera	<i>Simocephalus vetulus</i>	
(Wasserflöhe)		
<i>Acroperus harpae</i>	U.Kl. Ostracoda	
<i>Alona costata</i>	(Muschelkrebse)	

Rotatoria

Für die Klasse der Rotatoria sind neben anderen besonders die Arten *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis* und *Keratella quadrata* kennzeichnend (Abb. 49). *Brachionus calyciflorus* war 1993 von Mai - wo mit 116 Ind./l das Jahresmaximum erreicht wurde - bis Anfang Juli anzutreffen. Danach taucht diese Art erst wieder ab Februar 1994 auf. In diesem Jahr erreichte *Brachionus calyciflorus* im Monat Juni ein Maximum, daß mit 301 Ind./l mehr als zweieinhalbmal so hoch ausfiel wie 1993. Ab Ende Juli ist die Art verschwunden.

Keratella cochlearis war von Anfang Mai bis Anfang September 1993 und von Anfang April bis Mitte Juli 1994 zu beobachten. Die größte Individuendichte wurde 1993 im Juni mit 81 und 1994 im Mai mit 199 Ind./l vorgefunden.

Die Entwicklung von *Keratella quadrata* verlief 1993 ähnlich wie bei der vorhergehenden Schwesterart. Der Höchstwert in diesem Jahr lag Anfang Juni bei einem Gehalt von 114 Ind./l. 1994 war *K. quadrata* nur über eine relativ kurze Zeitspanne von Anfang April bis Anfang Juni vertreten. Das entsprechende Maximum fiel mit 44 Ind./l deutlich geringer aus (- 60 %) als in dem Jahr davor.

Crustacea

Die Crustaceen werden fast ausschließlich durch Arten der Unterordnung Cladocera und der Ordnung Cyclopoida repräsentiert. Bei den Cladoceren dominieren *Bosmina longirostris* und die Arten der Gattung *Daphnia* (Abb. 49). *Bosmina longirostris* ist in beiden Untersuchungsjahren immer präsent und kann innerhalb des Zooplanktons als eine der Leitformen des Aasees angesehen werden.

Während 1993 die Präsenz von *Bosmina longirostris* recht gleichmäßig über das Jahr verteilt ist (Maximum Anfang September: 58 Ind./l), bildete sich im Juli 1994 eine „Bosminenblüte“ aus, die in einem Maximum von 1.058 Ind./l gipfelte.

Das Auftreten von *Daphnia spec.* ähnelte 1993 dem von *Bosmina longirostris*. Auch die Individuendichte ist vergleichbar (Maximum Anfang September 54 Ind./l). 1994 entwickelte sich die Daphnienpopulation von April an nahezu stetig und erreichte zum Ende des Untersuchungszeitraumes, Mitte August, 141 Ind./l.

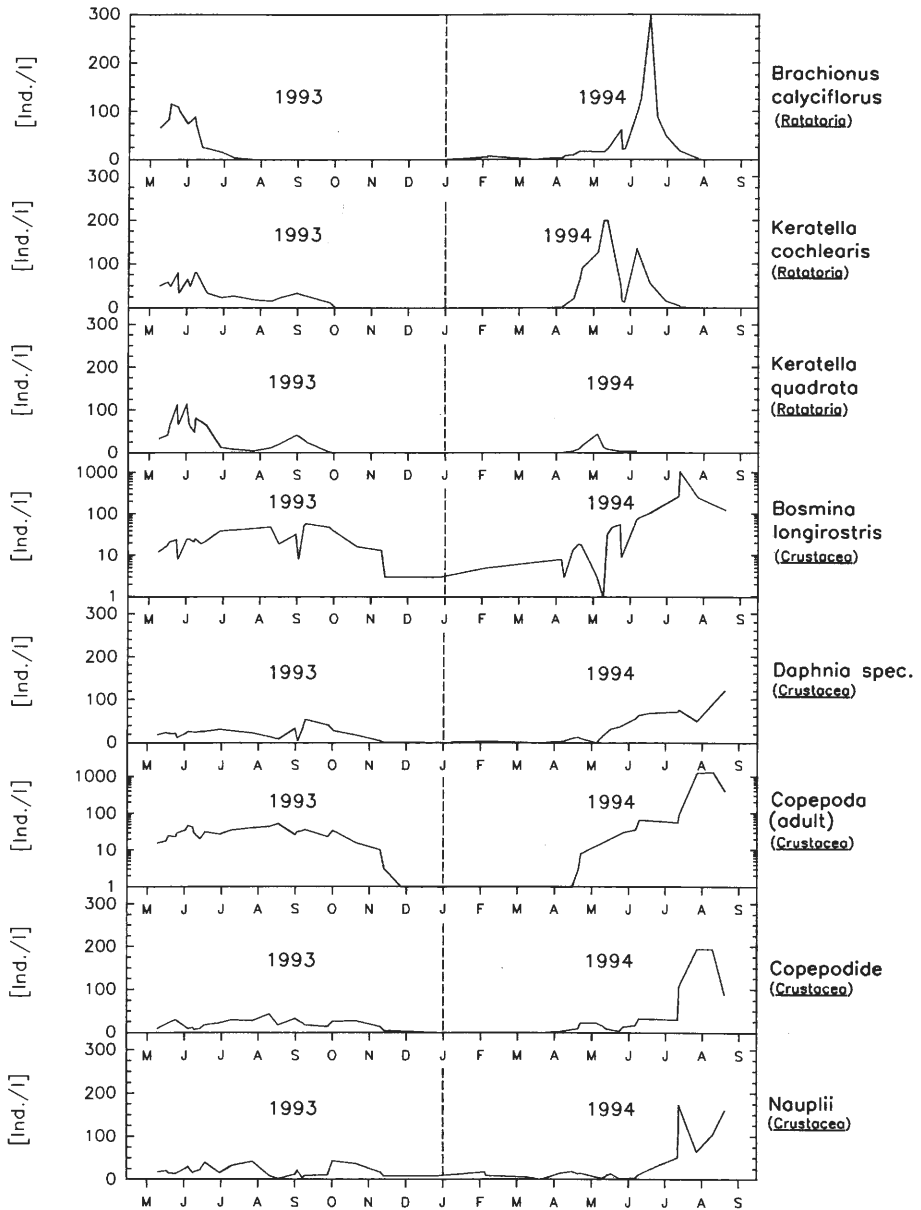


Abb. 49: Dominierende Zooplankter des Münsterschen Aasees im Zeitraum Mai 1993 bis August 1994.



Abb. 50: Die Cladocerenart *Bosmina longirostris* könnte als Leit- oder Charakterart für das Zooplankton des Münsterschen Aasees angesehen werden; sie ist fast immer in erklälichen Dichten präsent (Vergr. = 185x).

Die Copepoden werden hier in ihrer Gesamtheit aufgeführt, wobei zwischen adulten Copepoden, Copepodiden und Naupliuslarven differenziert wird.

Die adulten Copepoden entwickeln sich 1993 relativ gleichmäßig und sind bis Ende Dezember anzutreffen. Maximal werden 52 Ind./l erreicht (August '93). 1994 treten ab Mitte April wieder adulte Stadien auf. Es kommt zu einer rasant ansteigenden Entwicklung mit einem extremen Maximum von 1.287 Ind./l (Anfang August '94). Bei den Copepodid- und Naupliusstadien sind 1993 ähnliche Entwicklungen wie bei den adulten Individuen zu beobachten. Die Maxima weisen mit 43 Ind./l bei den Copepodiden (August '93) und 44 Ind./l bei den Nauplii (Anfang Oktober '93) ähnlich dimensionierte Individuendichten wie die adulten Stadien auf. 1994 ist bei den Copepodiden und Nauplii ebenfalls eine parallel zu den Adulttieren ansteigende Entwicklung von Anfang Juni bis zum Ende der Untersuchung zu bemerken. Absolut gesehen fällt sie jedoch deutlich geringer aus. Die Höchstwerte betragen für die Copepodide 195 Ind./l (August '94) und für die Nauplii 174 Ind./l (Juli '94).

Für das Zooplankton läßt sich abschließend festhalten:

Die Rotatorien waren 1993 über einen längeren Zeitraum als 1994 zu beobachten. Dafür bildeten sie jedoch 1994 höhere Maxima aus. Ihre Verteilung fiel 1993 dementsprechend gleichmäßiger und länger, 1994 sprunghafter und kürzer aus.

Auch beim Crustaceenplankton gestaltete sich die Jahresdynamik von 1993 gleichmäßiger als 1994. Jedoch bildeten die adulten Copepoden und *Bosmina longirostris* 1994 viel extremere Maxima aus. *Bosmina longirostris* kristallisierte sich als eine der Leitformen des Aaseeplanktons heraus.

4.1.7 Makrozoobenthon

Das Makrozoobenthon des Aaseepfundals beschränkt sich auf *Chironomus* spp. aus der Plumosus-Gruppe und auf Arten aus der Oligochaetenfamilie der Tubificidae, z. B. *Tubifex* spp. und *Limnodrilus* spp..

Für die Zuordnung von *Chironomus* spp. wurden neben dem Larvenmaterial auch frischgeschlüpfte Imagines und deren Exuvien herangezogen.

Die genannten Taxa gehören Familien an, von denen viele Vertreter fähig sind, längere Zeit Sauerstoffmangel zu überdauern. Ihr Energiestoffwechsel läuft dann anaerob ab (vgl. z. B. SCHÖTTLER 1975, WILPS & ZEBE 1976).

Bezeichnend für die Makrozoobenthongesellschaft des Aasees sind zum einen die Artenarmut und zum anderen der Individuenreichtum, wie dies exemplarisch in Abb. 51 für die Gruppe der Tubificiden demonstriert ist.



Abb. 51: Undulierende Tubificiden (Schlammröhrenwürmer) in ihren Wohnröhren an der Oberfläche von Aaseesediment in einem Versuchsgefäß (Münsterscher Aasee 1994).

4.2 Ergebnisse der Untersuchung des Wassereinzugsgebietes des Aasees

4.2.1 Wasseranalysen

Unter dem Wassereinzugsgebiet des Aasees sind in diesem Untersuchungsteil die in den Aasee einmündenden Fließgewässer im engeren Sinne zu verstehen. Gemeint sind die Münstersche Aa, der Meckelbach und der Gievenbach. Für die entscheidenden Aussagen wird im Folgenden auf die Standorte AaM, MB und GB näher eingegangen (sämtliche Ergebnisse, auch der übrigen Standorte GBu, MB Ro, KA Ro und MB Au, s. VEST 1997).

Der Spektrale Absorptionskoeffizient bei 436 nm ($SAK_{436\text{ nm}}$)
Die drei Ganglinien für Gievenbach, Aa und Meckelbach (Abb. 52) verlaufen weitgehend parallel und in gleichen Größenordnungen. Die Mittelwerte bewegen sich 1993 zwischen

2,1 m⁻¹ (GB) und 1,3 m⁻¹ (AaS, MB). Auffällig sind Spitzenwerte, die im Juli und im Dezember 1993 bei allen drei Fließgewässern auftraten. Die Maxima wurden hierbei mit 9,5 m⁻¹ und 5,6 m⁻¹ im Gievenbach gemessen.

Der Spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK_{254 nm})

Die Tendenzen verlaufen beim SAK_{254 nm} (Abb. 53) relativ ähnlich wie bei den Ganglinien für den SAK_{436 nm}. 1993 betrug der höchste Jahresmittelwert 17,5 m⁻¹ (GB), der niedrigste 15,8 m⁻¹ (AaS).

Auch hier wurden, wie schon oben, die Höchstwerte in den Monaten Juli und Dezember 1993 im Gievenbach gemessen. Sie betragen 36,0 m⁻¹ und 41,0 m⁻¹.

Die Wassertemperatur

Die Wassertemperaturen (Abb. 54) lagen 1993 im Mittel zwischen 10,4 °C (GB) und 10,7 °C (MB). Alle drei Ganglinien sind insgesamt fast deckungsgleich. Maximal wurden 20,7 °C (AaS, Juni 1993) und 20,9 °C (AaS, Juni 1994) gemessen. Die Minima wurden ebenfalls in beiden Jahren in der Aa vorgefunden: 2,2 °C (Februar 1993) und 2,8 °C (Januar 1994).

Der pH-Wert

Das pH-Niveau (Abb. 55) aller drei Fließgewässer liegt im Jahresdurchschnitt 1993 zwischen 7,6 (MB) und 7,8 (AaS). Damit befinden sie sich im schwach alkalischen Milieu. Tendenziell werden im Sommer höhere Werte als im Winter erreicht. Der niedrigste pH-Wert betrug 6,7 (GB, März 1993) der höchste 8,3 (AaS, August 1993).

Insbesondere die Aa erreicht weiter unterhalb (AaM) zeitweise Höchstwerte, die weit über dem genannten Maximum der Stelle AaS im August 1993 liegen. So wurde beispielsweise im Mündungsbereich der Aa in den Aasee (AaM) am 22.08.1994 um 17.00 Uhr MESZ ein absoluter Spitzenwert von 9,6 gemessen. An der gleichen Stelle war 9 Stunden zuvor um 8.00 Uhr noch ein pH von 9,1 festgestellt worden. Zum Vergleich: Die Allgemeine Güteanforderung (LWA 1991) läßt eine Spanne von pH 6,5 - 8,5 zu. Vor allem hinsichtlich der Auswirkungen auf das Ammonium-Ammoniak-Gleichgewicht (vgl. hierzu auch Ausf. in Kap. 4.1.2) handelt es sich hierbei um relevante Maximalwerte. So wurde am 22.08.1994 im Bereich der Aamündung (AaM) ein massives Fisch- und Entensterben beobachtet.

Die Redoxspannung

Aa, Meckelbach und Gievenbach weisen insgesamt ähnliche Redoxwerte auf (Abb. 56). Sie pendeln im Extrem zwischen 324 mV (MB, Februar 1993) und 454 mV (GB, März 1993; MB, Mai 1993). Durchschnittlich liegen sie 1993 zwischen 399 mV (MB) und 395 mV (AaS, GB).

Die elektrolytische Leitfähigkeit

1993 zeigt der Jahresmittelwert für den Meckelbach mit 867 µS/cm deutlich höhere elektrolytische Leitfähigkeiten an als für die Aa und für den Gievenbach (Abb. 57). Der Maximalwert wurde im Juni 1993 mit 1.219 µS/cm im Meckelbach (MB) gemessen, der Minimalwert im Juli 1993 mit 150 µS/cm im Gievenbach (GB). Nach der EG-Richtlinie für die Trinkwassergewinnung (LWA 1991) gelten Leitfähigkeitswerte von >1000 µS/cm als Warnsignal.

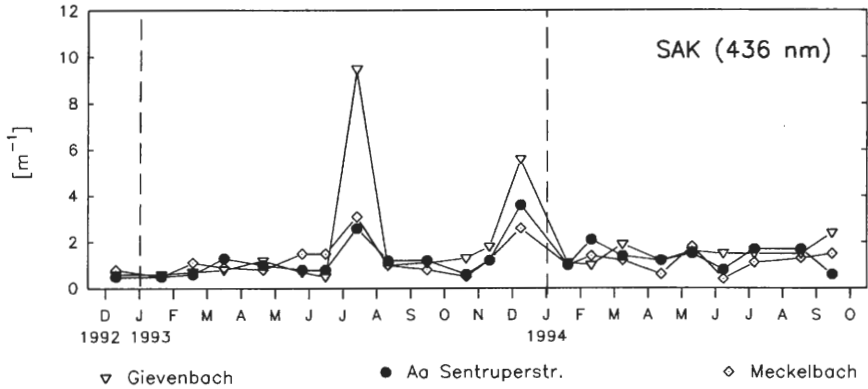


Abb. 52: Spektraler Absorptionskoeffizient (436 nm) der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [m^{-1}].

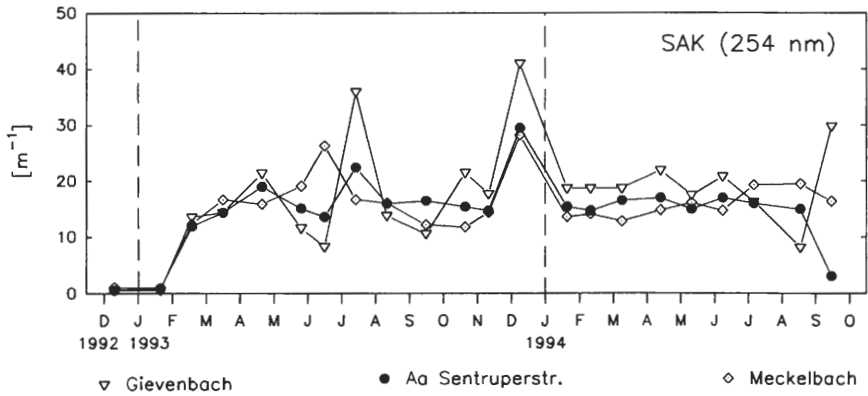


Abb. 53: Spektraler Absorptionskoeffizient (254 nm) der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [m^{-1}].

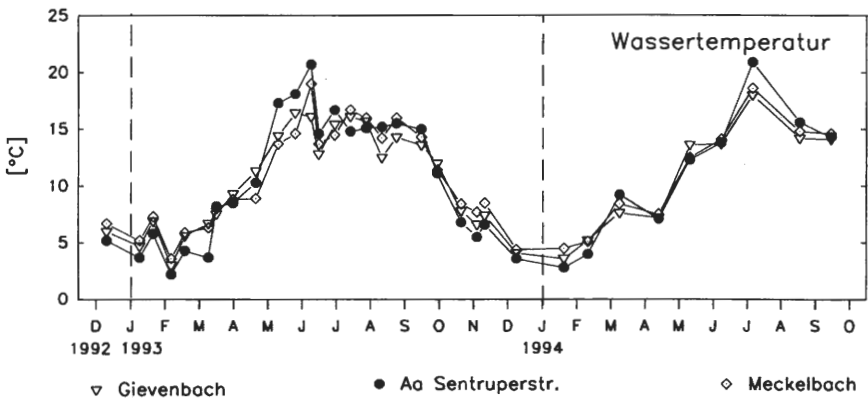


Abb. 54: Wassertemperatur der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [$^{\circ}C$].

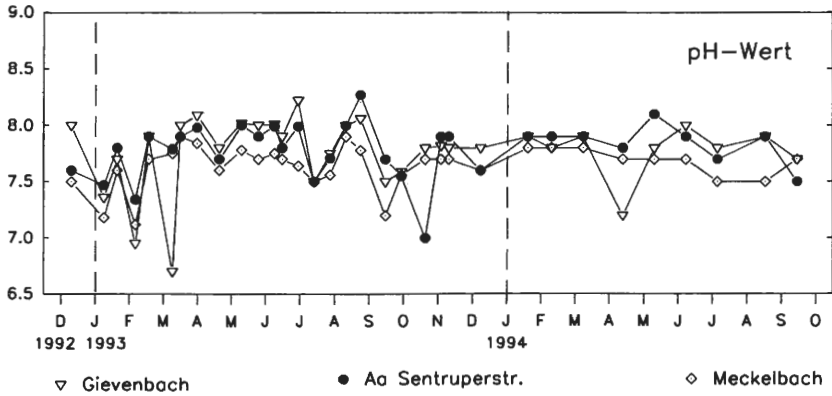


Abb. 55: pH-Werte der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994.

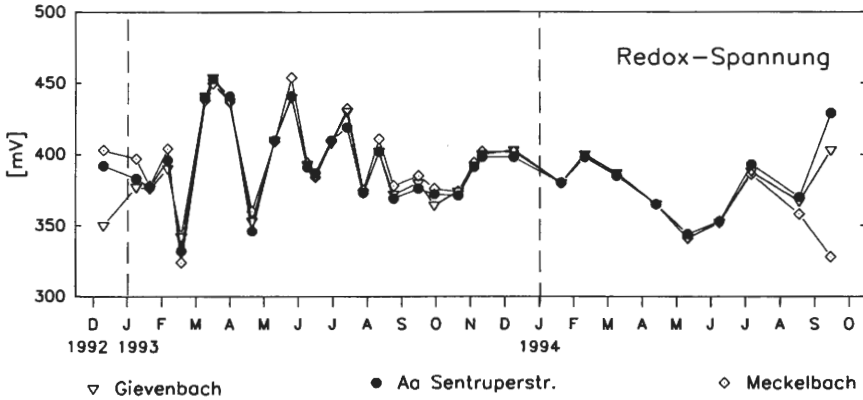


Abb. 56: Redoxspannung der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mV].

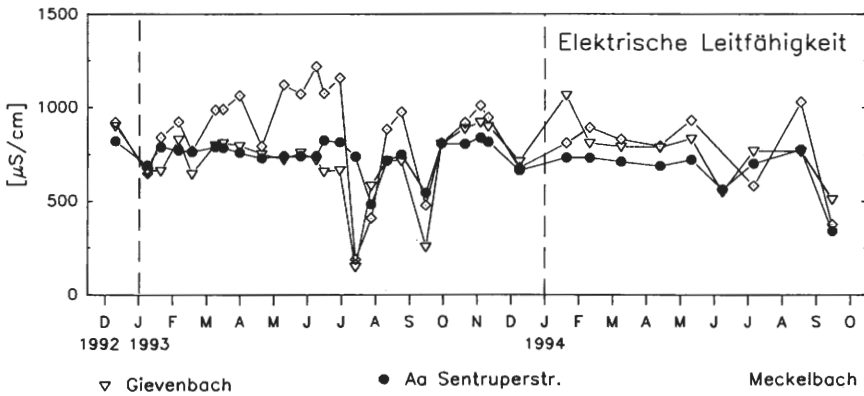


Abb. 57: Elektrolytische Leitfähigkeit der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [$\mu\text{S}/\text{cm}$].

Die unterschiedlichen Charakteristika der drei Fließgewässer werden besonders bei der Betrachtung der Jahresamplituden offenkundig. Sie hängen u. a. von der Gewässergröße - und damit von der Wassermenge (vgl. Kap. 4.2.2) - und von den Einleiterdichten ab. Für 1993 z. B. betragen sie 355 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in der Aa (AaS), 772 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Gievenbach (GB) und 1.031 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Meckelbach (MB).

Der Sauerstoff

Die Sauerstoffversorgung (Abb. 58 u. 59) ist im Gievenbach (GB) am höchsten. 1993 lag sie im Mittel bei 10,6 mg/l O_2 (95 %). Am niedrigsten waren die Sauerstoffverhältnisse im Meckelbach (MB). Dort wurden für 1993 8,1 mg/l O_2 (73 %) ermittelt. Die Aa (AaS) lag mit 9,6 mg/l O_2 (86 %) dazwischen.

Die allgemein knappere Sauerstoffsituation im Meckelbach (MB) wird durch die Minima noch deutlicher. Sie wurden im Juni 1993 und im Juni 1994 gemessen und betragen 4,1 mg/l O_2 (40 %) bzw. 4,8 mg/l O_2 (47 %). Der Grenzwert der Allgemeinen Güteanforderungen (LWA 1991) liegt bei ≤ 6 mg/l O_2 . Auch die Aa (AaS) lag mit ihren Sauerstoffgehalten zeitweise deutlich unterhalb dieser Marge, z. B. im Juni 1994 mit 5,6 mg/l O_2 (60 %). Im weiteren Verlauf der Aa im Bereich der Aaseemündung (AaM) wurde im Juli 1994 ein Minimum mit 3,6 mg/l O_2 (37 %) gemessen. Es ist damit noch niedriger als jenes des Meckelbaches (MB, s.o.).

Der Biochemische Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen Zehrung ohne ATH als Nitrifikationshemmer (Abb. 60)

Die Ganglinien aller drei Fließgewässer verlaufen weitgehend parallel. Mit Durchschnittswerten von 4,7 mg/l O_2 1993 wies der Meckelbach (MB) deutlich höhere Belastungen mit leicht abbaubaren organischen Substanzen auf als die Aa (AaS) mit 2,5 mg/l O_2 und der Gievenbach (GB) mit 2,0 mg/l O_2 . Während sich über die meiste Zeit hin der BSB₅ im Bereich von 0,5 bis knapp 5,0 mg/l O_2 bewegte, wurden im Februar 1993 bei allen drei Gewässern erhöhte Werte von 7,9 bis 11,9 mg/l O_2 registriert. Zusätzlich fallen vor allem Spitzen des Meckelbaches (MB) auf, die die oben genannte „Baseline“ von maximal 5,0 mg/l O_2 mit Maxima von 19,3 mg/l O_2 im Juni 1993 und 10,1 mg/l O_2 im Juli 1994 deutlich überlagern.

Der Biochemische Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen Zehrung mit ATH als Nitrifikationshemmer (Abb. 61)

Die BSB₅-Situation mit ATH gleicht nahezu derjenigen ohne. Allerdings weist der Meckelbach im Unterschied zu den vorhergehenden BSB₅-Jahresgängen ohne ATH keine zusätzlichen Spitzen auf. Die Mittelwerte liegen 1993 bei allen drei Fließgewässern bei 2,3 mg/l O_2 . Bis auf die Maxima im Februar 1993, die zwischen 10,4 und 12,3 mg/l O_2 liegen, wird während der gesamten Untersuchungszeit der Richtwert der Allgemeinen Güteanforderungen (LWA 1991) von ≤ 5 mg/l O_2 nicht überschritten.

Der Chemische Sauerstoffbedarf

Die Durchschnittswerte des chemischen Sauerstoffbedarfs der Fließgewässer liegen 1993 zwischen 18 bis 23 mg/l O_2 (Abb. 62). Maximal wurden Spitzenwerte von 36 mg/l O_2 im Gievenbach (GB, September 1994), 43 mg/l O_2 im Meckelbach (MB, Juni 1993) und 95 mg/l O_2 in der Aa vorgefunden (AaS, September 1994). Letzterer Maximalwert stellt allerdings eine Ausnahmerecheinung dar.

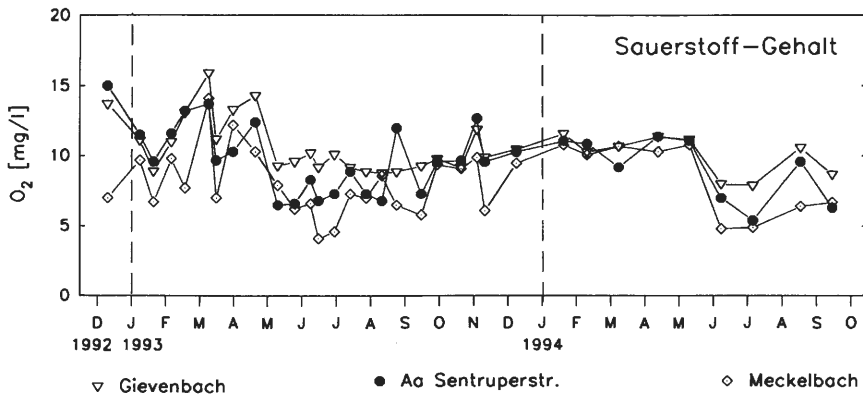


Abb. 58: Sauerstoffkonzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l O₂].

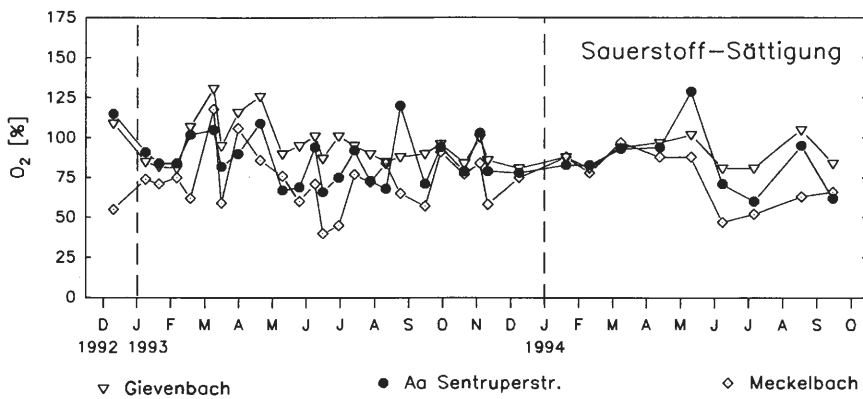


Abb. 59: Sauerstoffsättigung der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [% O₂].

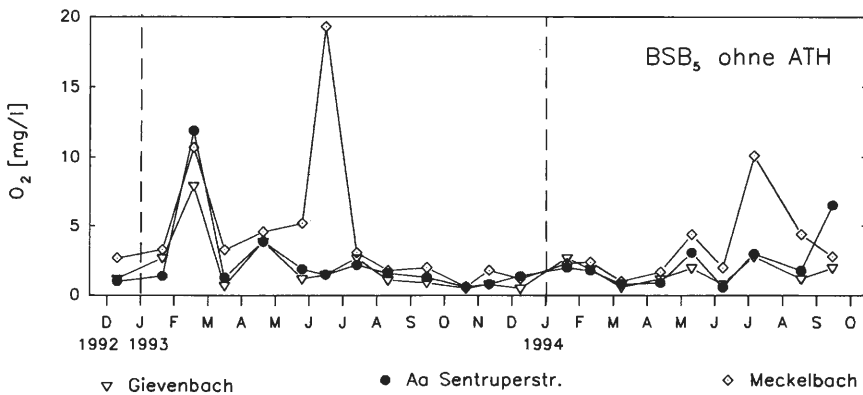


Abb. 60: BSB₅ ohne ATH (Allylthioharnstoff) der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l O₂].

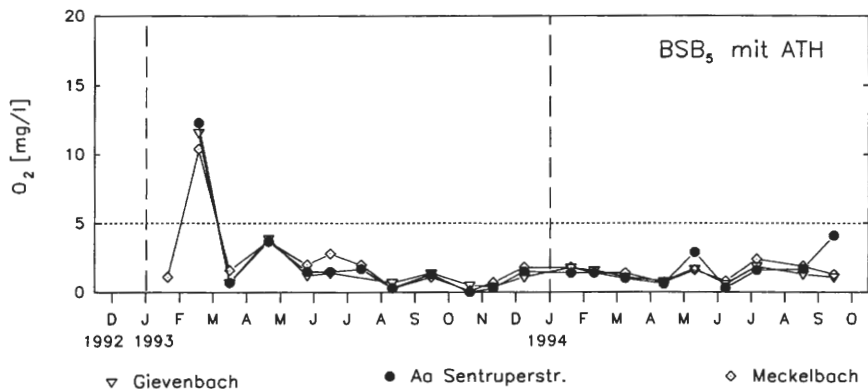


Abb. 61: BSB₅ mit ATH (Allylthioharnstoff) der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l O₂].
 AGA-Grenzwert: ≤ 5 mg/l O₂ (vgl. LWA 1991).

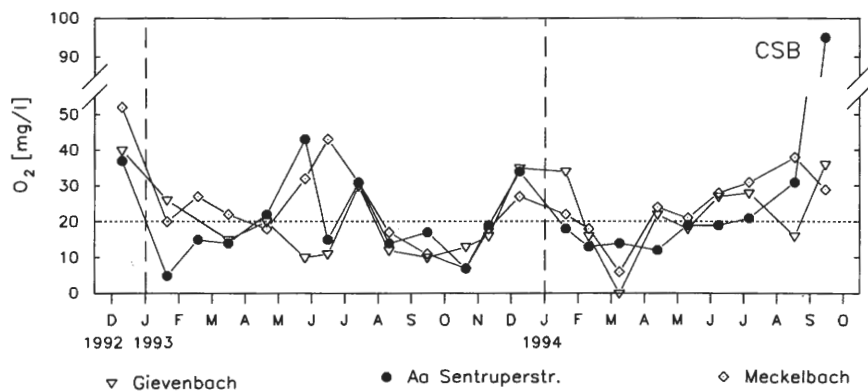


Abb. 62: CSB der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l O₂].
 AGA-Grenzwert: ≤ 20 mg/l O₂ (vgl. LWA 1991).

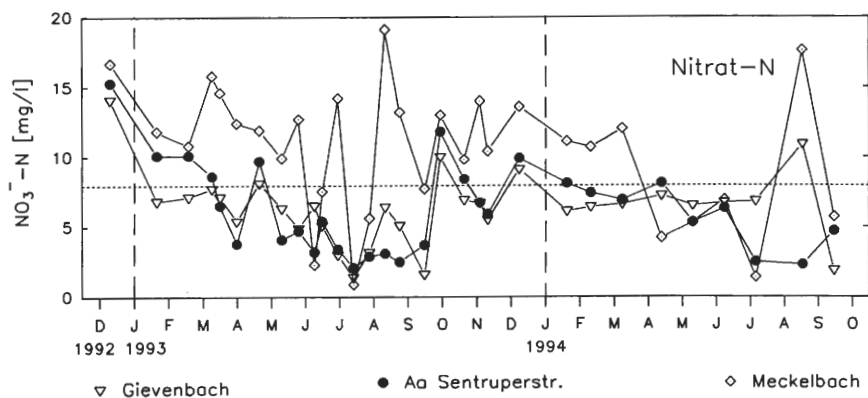


Abb. 63: Nitratkonzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l NO₃-N].
 AGA-Grenzwert: ≤ 8 mg/l NO₃-N (vgl. LWA 1991).

Insgesamt betrachtet sind die Unterschiede zwischen den Gewässern nicht sehr groß. Auffallend ist allerdings, daß die CSB-Werte aller drei Fließgewässer regelmäßig, teilweise erheblich, über dem AGA-Grenzwert von $\leq 20 \text{ mg/l O}_2$ (LWA 1991) liegen.

Das Nitrat

Nitrat spielt neben dem Phosphat die wichtigste Rolle als Eutrophierungsfaktor. Die Nitratkonzentrationen (Abb. 63) liegen 1993 im Mittel bei $5,6 \text{ mg/l N}$ (GB), $6,0 \text{ mg/l N}$ (AaS) und $11,0 \text{ mg/l N}$ (MB). Während Aa und Gievenbach vergleichbare Konzentrationen aufweisen, liegt der Meckelbach mit $11,0 \text{ mg/l N}$ deutlich darüber. Dies belegen auch die Maximalwerte: Der Meckelbach (MB) erzielte $19,1 \text{ mg/l N}$ im August 1993 und $17,6 \text{ mg/l N}$ im August 1994. Bei Aa und Gievenbach beliefen sich die höchsten Nitratgehalte auf Werte zwischen $8,1$ und $11,8 \text{ mg/l N}$.

Der Gievenbach ist dem Nitratgehalt zufolge in die Belastungsstufe III einzuordnen (KLEE 1991), während Aa und Meckelbach in die Belastungsstufe III - IV fallen. Im Vergleich mit der Forderung der AGA (LWA 1991) von $\leq 8 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ liegt der Meckelbach fast grundsätzlich deutlich darüber, aber auch die Aa überschreitet diesen Grenzwert fast regelmäßig, während er beim Gievenbach meistens nicht erreicht wird.

Das Nitrit

Die Bedeutung des Nitrits (Abb. 64) liegt vor allem in seiner Relevanz als Toxin. Für Fische wirkt Nitrit toxisch ab Konzentrationen von $0,2 - 0,3 \text{ mg/l N}$; in Ausnahmefällen reichen sogar schon $0,01 \text{ mg/l N}$ aus (GUNKEL 1994).

Während Gievenbach und Aa 1993 durchschnittlich zwischen $0,05$ und $0,07 \text{ mg/l N}$ aufwiesen, waren es für den Meckelbach $0,30 \text{ mg/l N}$. Die Amplituden der Nitritkonzentrationen betragen für den Gievenbach $0,02 - 0,13 \text{ mg/l N}$, für die Aa $0,01 - 0,23 \text{ mg/l N}$ und für den Meckelbach sogar $0,06 - 1,28 \text{ mg/l N}$.

Insgesamt betrachtet ist die Nitritsituation vor allem im Meckelbach (MB) alarmierend. Er weist sehr häufig toxische Nitritgehalte auf und ist nach KLEE (1991) der Belastungsstufe IV, also der Stufe mit der größtmöglichen Belastung zuzuordnen. Aber auch die beiden anderen Fließgewässer, Gievenbach und Aa erfüllen keinesfalls die von der EG-Richtlinie für Fischgewässer (LWA 1991) geforderten Richtwerte von $< 0,003 \text{ mg/l NO}_2\text{-N}$ für Salmoniden-Gewässer bzw. von $< 0,009 \text{ mg/l NO}_2\text{-N}$ für Cypriniden-Gewässer.

Das Ammonium

Für das Ammonium ergeben sich 1993 für Gievenbach (GB) und Aa (AaS) Jahresdurchschnittswerte, die zwischen $0,17$ und $0,18 \text{ mg/l N}$ liegen (Abb. 65). Der Jahresdurchschnittswert des Meckelbaches (MB) von $1,27 \text{ mg/l N}$ für 1993 zeigt eine Belastungssituation, die um den Faktor 7 höher ist. Die Schwankungsbreiten betragen für den Gievenbach (GB) $0,02 - 0,61 \text{ mg/l N}$, für die Aa (AaS) nicht nachweisbare Ammoniumkonzentrationen bis maximal $0,59 \text{ mg/l N}$ und für den Meckelbach $0,10 - 5,40 \text{ mg/l N}$. Auch diese Sachverhalte machen den qualitativen Unterschied der Belastungssituationen von Gievenbach und Aa einerseits und Meckelbach andererseits noch mal deutlich. Der Meckelbach erfüllt hierbei in keiner Weise den AGA-Grenzwert von $\leq 1 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ (LWA 1991); er entspricht der Belastungsstufe III-IV, während Gievenbach und Aa in die Belastungsstufe II zuzuordnen sind (KLEE 1991).

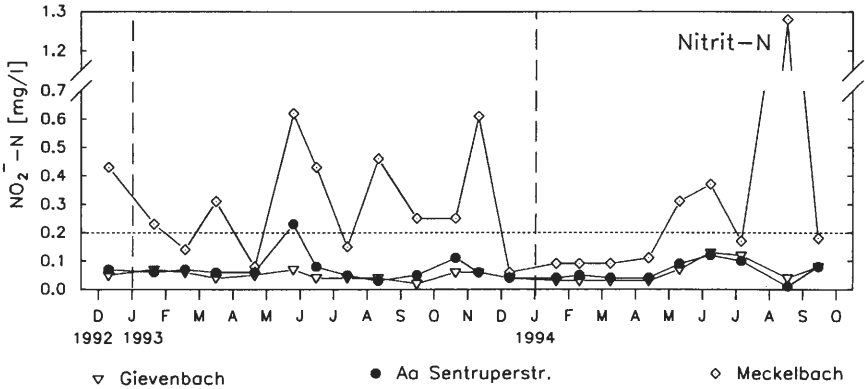


Abb. 64: Nitritkonzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$].
 fischtöxische Konzentration: $\geq 0,2$ mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ (vgl. GUNDEL 1994).

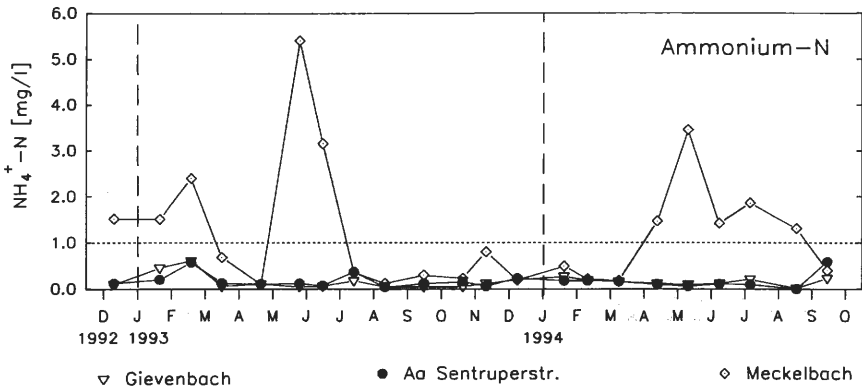


Abb. 65: Ammoniumkonzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$].
 AGA-Grenzwert: ≤ 1 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ (vgl. LWA 1991).

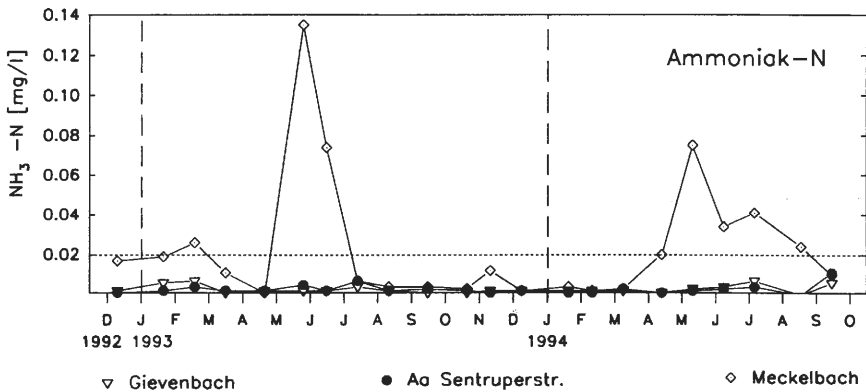


Abb. 66: Ammoniakkonzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$].
 EG-Grenzwert für Fischgewässer $< 0,02$ mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ (= $0,024$ mg/l NH_3 ; vgl. LWA 1991).

Das Ammoniak

Die Bildung von Ammoniak ist abhängig vom Ammonium-Ammoniak-Gleichgewicht (vgl. Kap. 4.1.2.), welches durch die Temperatur und vor allem durch den pH moduliert wird.

Mit durchschnittlich 0,025 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ (1993) weist der Meckelbach (MB) 8mal soviel Ammoniak auf wie Gievenbach (GB) und Aa (AaS) mit jeweils 0,003 mg/l N (Abb. 66). Die starke Belastung des Meckelbaches durch Ammoniak im Vergleich mit den anderen beiden Fließgewässern zeigen auch die unterschiedlichen Amplituden. Während sie für Gievenbach und Aa von nicht nachweisbaren Konzentrationen bis maximal 0,011 mg/l N reichen, macht sie beim Meckelbach 0,001 bis 0,135 mg/l N aus. Der Grenzwert der EG-Richtlinie für Fischgewässer (LWA 1991) von 0,02 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ wurde hierbei vom Meckelbach regelmäßig überschritten.

Das ortho-Phosphat (SRP = lösliches reaktives Phosphat)

Am niedrigsten ist der mittlere ortho-Phosphat-Gehalt (Abb. 67) für 1993 im Gievenbach (GB) mit 0,07 mg/l P. Es folgt der Meckelbach (MB) mit 0,15 mg/l P. In der Aa (AaS) wurde 1993 der höchste Jahresdurchschnittswert ermittelt; er betrug 0,34 mg/l P. Damit ist er fast 5mal so hoch wie im Gievenbach und etwa zweimal so hoch wie im Meckelbach. Während im Gievenbach Höchstkonzentrationen von 0,21 mg/l P und im Meckelbach von 0,33 mg/l P gemessen wurden, lag das Maximum der Aa bei 0,94 mg/l P.

Das Gesamtphosphat (TP = Gesamtphosphor)

Die Relationen beim Gesamtphosphatgehalt der Fließgewässer (Abb. 68) entsprechen etwa denen der ortho-Phosphatgehalte. So wurden 1993 für den Gievenbach (GB) 0,09 mg/l P ermittelt, für den Meckelbach (MB) 0,21 mg/l P und für die Aa (AaS) 0,41 mg/l P. Die Allgemeinen Güteanforderungen (LWA 1991) sehen einen Grenzwert von $\leq 0,3$ mg/l P vor. Die Aa liegt deutlich darüber, während Gievenbach und Meckelbach den Grenzwert nicht erreichen.

Maximal wurden Werte von 0,24 mg/l P beim Gievenbach, 0,30 mg/l P beim Meckelbach und 1,88 mg/l P bei der Aa gemessen.

Das Borat (Abb. 69)

Im Schnitt liegen die Borgehalte 1993 für den Gievenbach bei 0,01, für die Aa bei 0,04 und für den Meckelbach bei 0,10 mg/l B. Der natürliche geogene Boratgehalt liegt bei 0,01 mg/l B (DIETZ 1975). Der Gievenbach entspricht im Prinzip diesem Wert und kann somit als interner Vergleichsstandard angesehen werden. Dagegen liegt die Aa um den Faktor 4 und der Meckelbach sogar um den Faktor 10 darüber. Spitzenwerte von 0,18 mg/l B bei der Aa und 0,40 mg/l B beim Meckelbach unterstreichen den Befund und deuten auf Belastungen durch Haushaltsabwässer hin. Beim Gievenbach wurden lediglich Maximalwerte von 0,03 mg/l B gemessen.

Das Calcium

Die Calciumgehalte der drei Fließgewässer (Abb. 70) erreichten naturgemäß recht hohe Werte, da es sich um Carbonatbäche handelt. Die Werte lagen 1993 im Mittel bei 113 mg/l für den Gievenbach (GB), für die Aa (AaS) bei 125 mg/l und für den Meckelbach (MB) bei 109 mg/l. Je nach Witterungslage schwankten die Calciumkonzentrationen von 22 bis 196 mg/l. Alle drei Ganglinien verlaufen parallel und meist fast deckungsgleich.

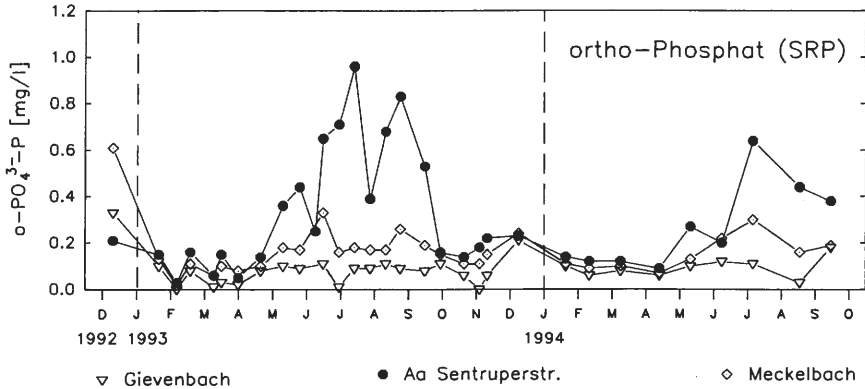


Abb. 67: ortho-Phosphatphosphorkonzentration (SRP = soluble reactive phosphorus) der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l P].

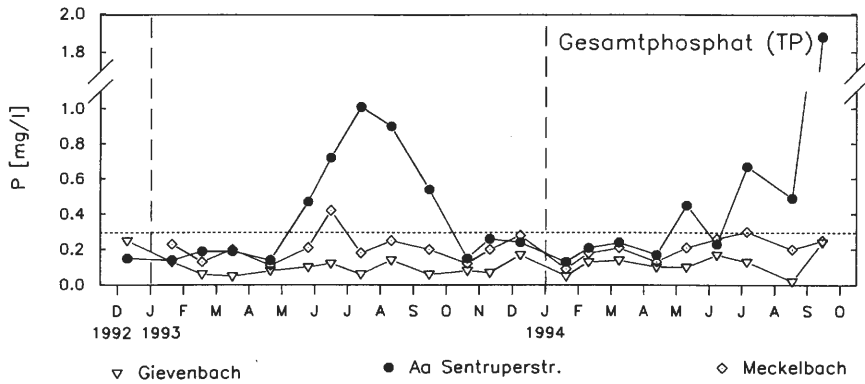


Abb. 68: Gesamtphosphorkonzentration (TP = total phosphorus) der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l P]; ... AGA-Grenzwert: $\leq 0,3$ mg/l P (vgl. LWA 1991).

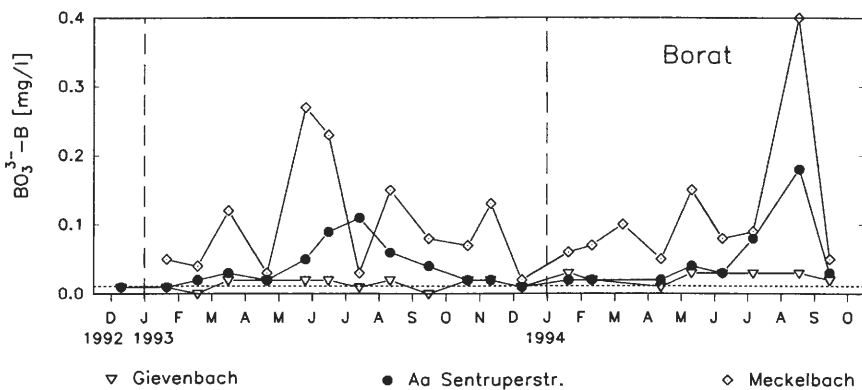


Abb. 69: Boratkonzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l B]; ... natürlicher, geogener Boratgehalt in Quell- u. Grundwässern: 10 mg/l B (vgl. DIETZ 1975).

Das Magnesium

Die Magnesiumkonzentrationen (Abb. 71) befanden sich in einer Spanne von maximal 22 mg/l und Minimalgehalten unterhalb der Nachweisgrenze. Die Durchschnittskonzentrationen für Magnesium bewegten sich 1993 im Bereich von 4,8 (AaS) und 8 mg/l (MB).

Das Hydrogencarbonat

Die Ganglinien der drei Fließgewässer für Hydrogencarbonat (Abb. 72) verlaufen weitgehend parallel und bewegen sich in den gleichen Dimensionen. Im Jahresdurchschnitt 1993 wurden Konzentrationen zwischen 257 und 306 mg/l vorgefunden.

Das Carbonat

Carbonat (Abb. 73) spielte bei den Fließgewässern fast keine Rolle. Es konnte lediglich für den Gievenbach (GB) im Juni 1993 einmalig ein Wert von 25,2 mg/l ermittelt werden.

Das Chlorid

1993 betrug die Chloridkonzentrationen (Abb. 74) im Mittel für den Gievenbach 44 mg/l, für die Aa 44 mg/l und für den Meckelbach 66 mg/l. Demnach waren Gievenbach und Aa in die Belastungsstufe III, der Meckelbach in die Belastungsstufe III - IV einzuordnen (KLEE 1991). Die Amplituden sind teilweise erheblich. Sie betragen für den Gievenbach 9 - 134 mg/l, für die Aa 30 - 67 mg/l und für den Meckelbach 13 - 124 mg/l.

Das Eisen

Die Gehalte an Eisen lagen im Jahresdurchschnitt 1993 zwischen Werten von 0,08 und 0,11 mg/l $\text{Fe}^{2+/3+}$ (Abb. 75). Maximal wurden Gesamteisengehalte von 0,44 mg/l im Gievenbach, 33 mg/l in der Aa und 21 mg/l im Meckelbach registriert. Die gemessenen Mindestgehalte betragen wenigstens 0,01 mg/l. Hinsichtlich des Verhältnisses von Eisen-II : Eisen-III waren i. d. R. die Eisen-II-Gehalte anderthalbmal höher als die Eisen-III-Gehalte (Abb. 76 u. 77).

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die zum Teil sehr hohen Nährstoffkonzentrationen die entscheidenden Klassifizierungskriterien für die in den Aasee entwässernden Fließgewässer sind. Die sich hieraus ergebenden Belastungssituationen sind gestuft zu betrachten:

1. Der Meckelbach: Um ihn war es am schlechtesten bestellt. Vor allem die anorganischen Stickstoffverbindungen machen zu schaffen. Nach dem vierstufigen Belastungsstufensystem von KLEE (1991) muß der Meckelbach der Belastungsstufe III-IV zugeordnet werden. Die außerordentliche Belastung durch toxische Konzentrationen an Nitrit sind in diesem Zusammenhang besonders gravierend.

2. Die Münstersche Aa: Sie fällt durch vergleichsweise hohe Phosphatgehalte auf. Dies entspricht zwar lediglich der Belastungsstufe II-III, darf aber nicht darüber hinwegtäuschen, daß sie in der Regel doppelt so hohe Phosphatgehalte aufweist wie der Meckelbach und etwa viermal so hohe wie der Gievenbach.

Hinsichtlich der Stickstoffkomponenten ist eine eindeutige Belastungssituation gegeben. So ist die Aa bezüglich des Nitrates z. B. in die Belastungsstufe III-IV mit Tendenz nach III einzuordnen.

3. Der Gievenbach: Er schneidet im Vergleich am besten ab. Vor allem bezüglich der

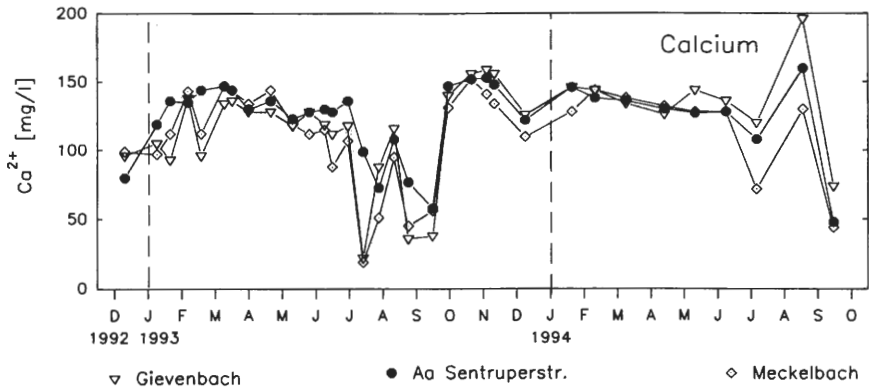


Abb. 70: Calciumkonzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l Ca].

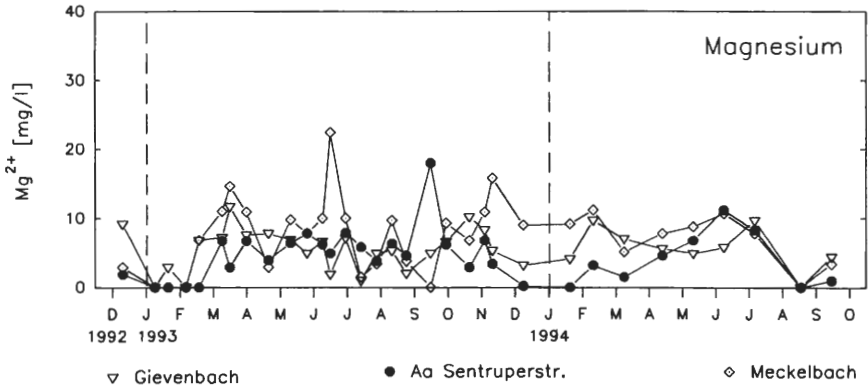


Abb. 71: Magnesiumkonzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l Mg].

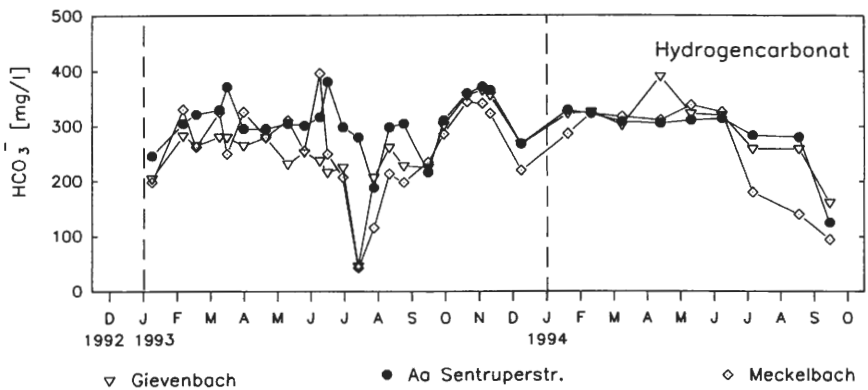


Abb. 72: Hydrogencarbonatkonzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l HCO₃].

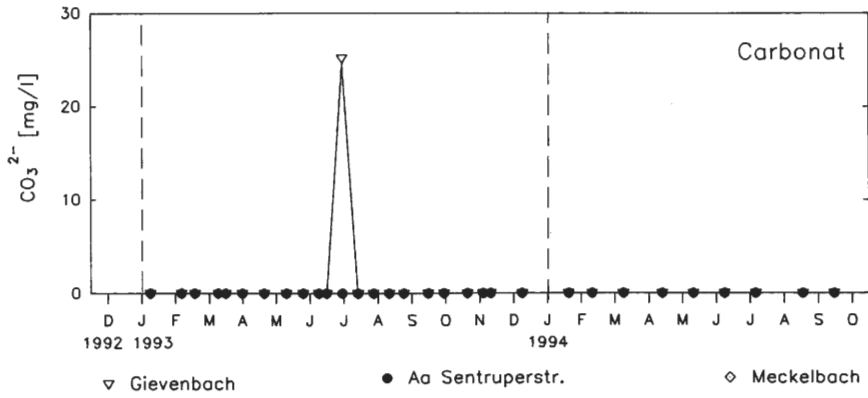


Abb. 73: Carbonatkonzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l CO₃].

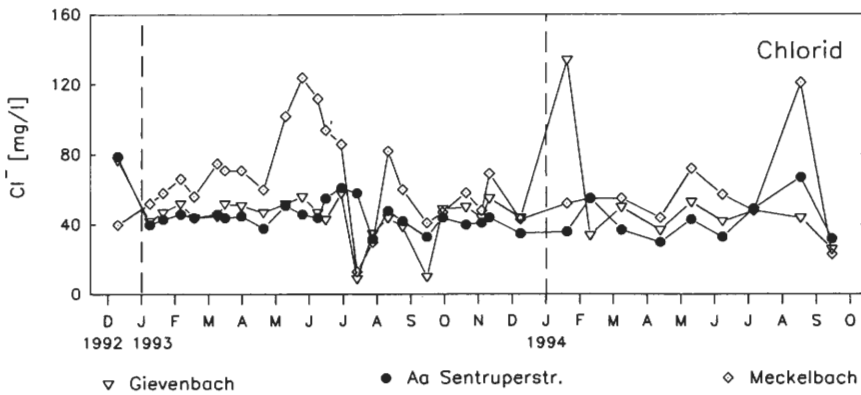


Abb. 74: Chloridkonzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l Cl].

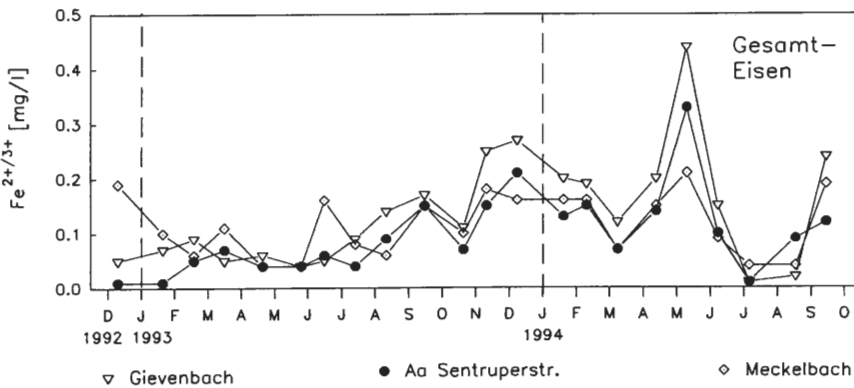


Abb. 75: Gesamt-Eisen-Konzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l Fe].

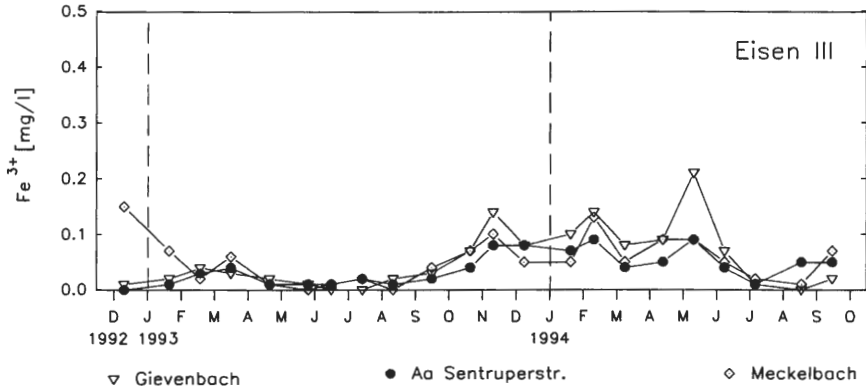


Abb. 76: Eisen-III-Konzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l Fe].

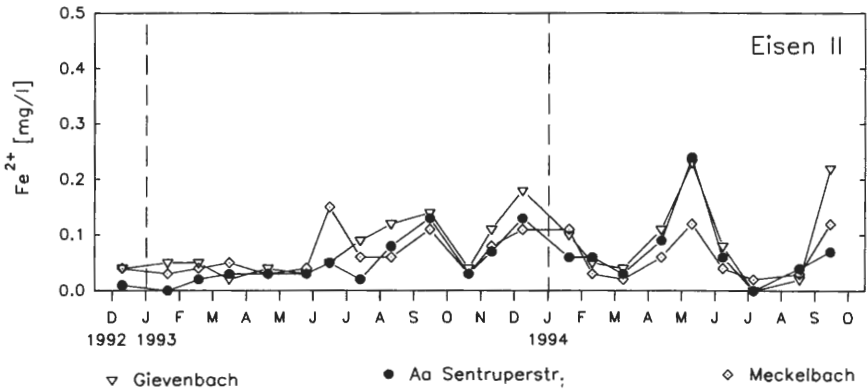


Abb. 77: Eisen-II-Konzentration der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis September 1994 [mg/l Fe].

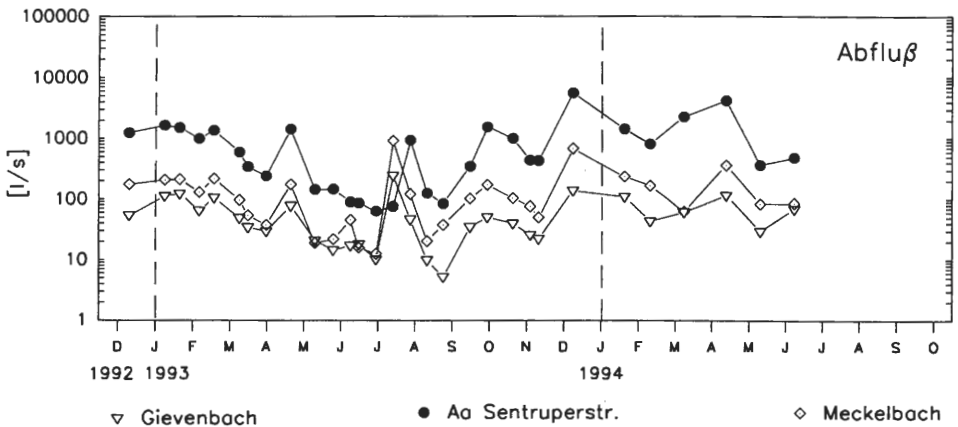


Abb. 78: Abflusssmengen (Q) der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis Juni 1994 [l/s].

Phosphatgehalte werden gute Verhältnisse angetroffen (Belastungsstufe I-II). Ein Blick auf das Nitrat zeigt aber auch hier eine eindeutige Belastungssituation (Stufe III-IV mit Tendenz nach III).

4. Bis zu 5-fach erhöhte Boratgehalte in der Aa und bis zu 12-fach erhöhte im Meckelbach weisen auf erhebliche Beeinflussungen anthropogenen Ursprungs, z. B. durch Haushaltsabwässer hin.

4.2.2 Abflußmessungen

Bei den Abflußjahresgängen der drei in den Münsterschen Aasee mündenden Fließgewässer (Abb. 78) ist die Abhängigkeit vom Niederschlag gut nachzuvollziehen (vgl. Abb. 2). Die nahezu parallel verlaufenden Ganglinien von Aa, Meckelbach und Gievenbach zeigen diesbezüglich einen tendenziell ähnlichen Verlauf. So werden in den Winterhalbjahren (1. November bis 30. April) 1992/93 und 1993/94 deutlich höhere Abflußmengen erreicht als im Sommerhalbjahr (1. Mai bis 31. Oktober) 1993. Markante Spitzen, wie zum Beispiel in den Monaten Juli und Oktober des Sommerhalbjahres 1993, treten ebenfalls parallel auf. Die Aa (AaS) liegt hierbei um Faktoren über den Abflüssen von Meckelbach und Gievenbach. Die mittleren Abflußmengen (MQ) der drei Fließgewässer Aa, Meckelbach und Gievenbach verdeutlichen dies (vgl. Tab. 6).

Tab. 6: Mittlere Abflussmengen (MQ) der drei Fließgewässer Aa, Meckelbach und Gievenbach sowie deren prozentuale Anteile (1993)

Fließgewässer	MQ [l/s]	Anteil [%]
AaS	838	80,0
MB	154	14,7
GB	56	5,3
$\Sigma_{(AaS+MB+GB)}$	1048	100,0

1993 beläuft sich die Summe der mittleren Abflußmengen (MQ) aller drei Fließgewässer auf 1048 l/s. Hierbei nimmt die Aa mit 838 l/s, was einem Anteil von 80 % entspricht, eine dominierende Stellung ein. Für die drei Fließgewässer ergibt sich folgende Abstufung:

$$MQ_{Aa} \gg MQ_{Meckelbach} > MQ_{Gievenbach}.$$

Allein hieraus ist das tatsächliche Abflußverhalten der drei Fließgewässer jedoch noch nicht erkennbar. Da neben den klimatischen Bedingungen, insbesondere die des Niederschlages, auch Faktoren wie Größe und strukturelle Beschaffenheit des Einzugsgebietes eine entscheidende Rolle spielen, gibt hier die Abflußspende (q) Aufschluß. Sie hängt vom Abfluß (Q) und von der Flächengröße des Einzugsgebietes (F) ab:

$$q = Q / F [l/(s \cdot km^2)].$$

Die Verhältnisse von Aa, Meckelbach und Gievenbach zeigen beim Vergleich der Abflußspenden im Gegensatz zu den Abflußmengen ein ganz anderes Bild (vgl. Tab. 7): 1993 beträgt die durchschnittliche Abflußspende (Mq) für den Meckelbach 13 l/(s • km²), während die Aa mit 9 l/(s • km²) deutlich darunter liegt. Der Gievenbach weist mit 8 l/(s • km²) ein ähnliches Abflußverhalten wie die Aa auf.

Tab. 7: Einzugsgebietsgröße und mittlere Abflußspenden (Mq) von Aa, Meckelbach und Gievenbach (1993).

Einzugsgebiet	Größe [km ²]	Mq [l/(s · km ²)]
AaS	89	9
MB	11	13
GB	7	8

4.2.3 Frachten

Die Frachtberechnungen der Fließgewässer beziehen sich auf den Zeitraum von Dezember 1992 bis einschließlich Juni 1994. Aus methodischen Gründen werden jedoch im Text dieses Kapitels ausschließlich die Frachten von 1993 kommentiert. Dabei finden folgende Kenngrößen Berücksichtigung: (Gesamt-)Fracht, Calcium, Hydrogencarbonat, anorganischer Gesamtstickstoff, Nitrat, Ammonium, ortho-Phosphat (SRP), Gesamtphosphat (TP) und Borat.

Die Gesamtfracht (Abb. 79)

Die Gesamtfracht (GF) hängt einerseits von der Abflußmenge (Q) (vgl. Kap 4.2.2), andererseits von der Gesamtmassenkonzentration (GK) aller im Wasser gelösten Ionen ab. Das Ausmaß der Gesamtmassenkonzentration kommt indirekt durch die elektrolytische Leitfähigkeit (K) (vgl. Kap 4.2.1) zum Ausdruck. Unter Berücksichtigung eines Proportionalitätsfaktors von 0,725 (HÖLTING 1992) ergeben sich folgende Umrechnungsformeln:

$$GK [mg/l] = K [\mu S \cdot cm^{-1}] \cdot 0,725 [mg \cdot l^{-1} \cdot cm \cdot \mu S^{-1}] \quad (1)$$

$$GF [g/s] = GK [mg \cdot l^{-1}] \cdot Q [l \cdot s^{-1}] \cdot 10^{-3} \quad (2)$$

Die Aa (AaS) wies 1993 mit einer durchschnittlichen Gesamtfracht von 437 g/s über 6mal soviel im Wasser gelöste Ionen wie der Meckelbach (MB: 70 g/s) und sogar fast 18mal soviel wie der Gievenbach (GB: 25 g/s) auf. Somit stammten 82,3 % der Fließgewässerfracht aus der Aa, 13,1 % aus dem Meckelbach und 4,6 % aus dem Gievenbach; dies entspricht einem Frachtenverhältnis von 18:3:1.

Für 1993 wurden die maximalen Frachten im Dezember mit 2.687 g/s in der Aa (AaS), 333 g/s im Meckelbach (MB) und 72 g/s im Gievenbach (GB) berechnet. Die niedrigsten Mengen liegen bei 3 g/s für den Gievenbach (GB, August '93), 11 g/s für den Meckelbach (MB, Juni '93) und 38 g/s für die Aa (AaS, Juni '93).

Das Calcium

Auf der Kationenseite macht hinsichtlich der Gesamtfracht das Calcium (Abb. 80) einen entscheidenden Anteil aus. 1993 wurden für die Aa (AaS) 108 g/s, für den Meckelbach 14 g/s und für den Gievenbach 6 g/s Calcium ermittelt. Demnach macht der Calciumanteil bei der Aa 24,7 %, beim Gievenbach 24,0 % und beim Meckelbach 20,0 % der Gesamtfracht aus.

Die Amplituden reichen von 0 bis 17 g/s beim Gievenbach (GB), von 1 bis 75 g/s beim Meckelbach (MB) und von 7 bis 682 g/s bei der Aa (AaS).

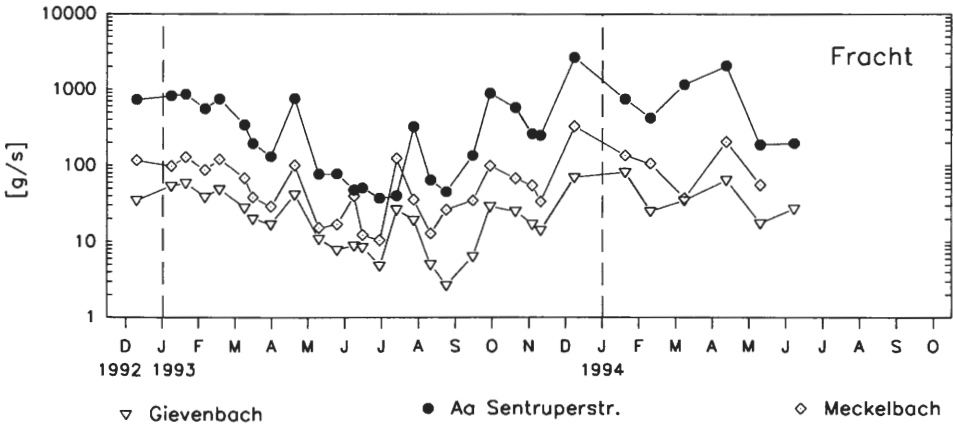


Abb. 79: (Gesamt-)Fracht der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis Juni 1994 [g/s].

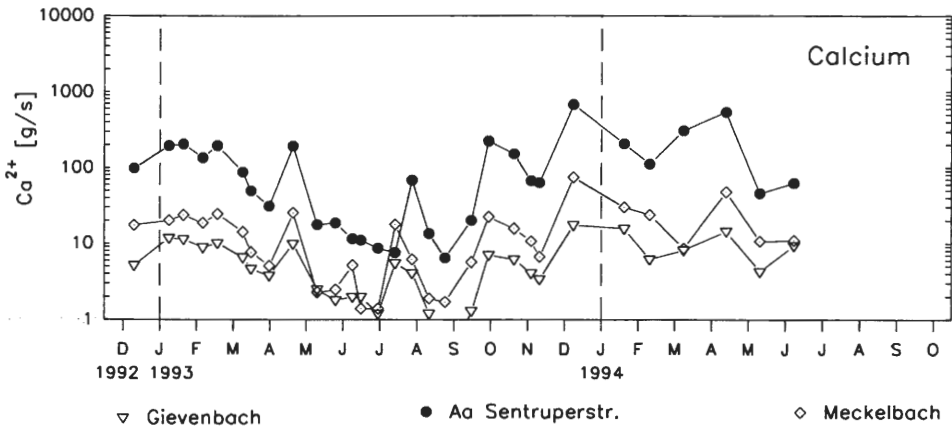


Abb. 80: Calciumfracht der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis Juni 1994 [g/s Ca].

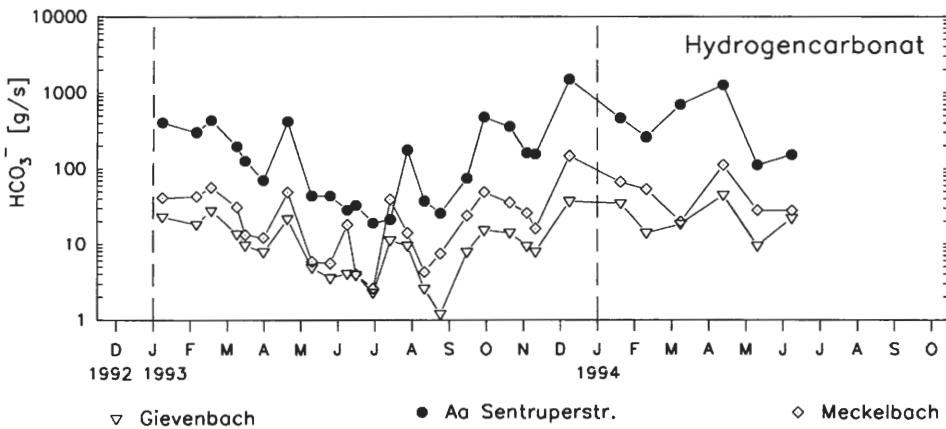


Abb. 81: Hydrogencarbonatfracht der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis Juni 1994 [g/s HCO_3^-].

Das Hydrogencarbonat (Abb. 81)

Bei den Anionen spielt das Hydrogencarbonat die gewichtigste Rolle. Im Mittel liegen die Hydrogencarbonatfrachten 1993 für die Aa bei 234 g/s, für den Meckelbach bei 30 g/s und für den Gievenbach bei 12 g/s. Dies entspricht bei der Aa 53,5 %, beim Meckelbach 42,9 % und beim Gievenbach 48,0 % der Gesamtfracht.

Auch beim Hydrogencarbonat traten die Spitzenfrachten für 1993 im Dezember auf. Sie wurden mit 1498 g/s bei der Aa (AaS), 149 g/s beim Meckelbach (MB) und 37 g/s beim Gievenbach (GB) registriert. Die geringsten Frachten der Aa liegen bei 19 g/s (AaS, Juni '93), die des Meckelbachs (MB, Juni '93) bei 3 g/s und die des Gievenbachs bei 1 g/s (GB, August '93).

Das Nitrat und der anorganische Gesamtstickstoff

Der anorganische Gesamtstickstoff (Abb. 82) setzt sich summarisch aus den Stickstofffrachten von Nitrat (Abb. 83), Nitrit und Ammonium (Abb. 85) zusammen. Er dient der Verdeutlichung der Frachtrelationen zwischen den genannten Komponenten. Dabei nimmt das Nitrat die dominierende Stellung ein.

Im Schnitt wurden 1993 an anorganischem Gesamtstickstoff für den Gievenbach 415 mg/s, für den Meckelbach 1.913 mg/s und für die Aa 9.852 mg/s berechnet. Die entsprechenden Nitratstickstofffrachten liegen bei 305 mg/s N (GB), 1.327 mg/s N (MB) und 6.952 mg/s N (AaS).

Dies entspricht folgenden Nitratstickstoffanteilen am Gesamtaufkommen des anorganischen Stickstoffs: Gievenbach 73,5 %, Meckelbach 69,4 % und Aa 70,6 %. Das bedeutet: Mindestens zwei Drittel des anorganischen Stickstoffs der Fließgewässer werden als Nitrat in den Aasee eingetragen.

Der Vergleich der Fließgewässer zeigt, das die Hauptmenge der anorganischen Stickstoffverbindungen mit 81,0 % aus der Aa (AaS) stammt. Meckelbach (MB) und Gievenbach (GB) sind mit jeweils 15,5 bzw. 3,6 % beteiligt. Die Verteilung des Nitrats entspricht der des anorganischen Gesamtstickstoffs: AaS 81,6 %, MB 15,8 % und GB 2,6%.

Bezogen auf die Gesamtfracht lassen sich die Anteile der Stickstoffverbindungen sehr gut anhand des Nitrats veranschaulichen (Abb. 84). Im Mittel liegen die Nitratfrachten 1993 für die Aa (AaS) bei 31, für den Meckelbach (MB) bei 6 und für den Gievenbach (GB) bei 1 g/s NO_3^- . Gemessen an den jeweiligen Gesamtfrachten der einzelnen Fließgewässer (s. o.) entspricht dies Anteilen von jeweils 7,1 % bei der Aa, 8,6 % beim Meckelbach und 4,0 % beim Gievenbach.

Das Ammonium

Die Ammoniumstickstofffrachten (Abb. 85) machen 1993 bei der Aa (AaS) 239, beim Meckelbach (MB) 136 und beim Gievenbach (GB) 18 mg/s N aus. Es stammen also 60,8 % der Ammoniumfracht der Fließgewässer aus der Aa, 34,6 % aus dem Meckelbach und 4,6 % aus dem Gievenbach.

Die Frachten spanne des Ammoniums reicht 1993 für die Aa (AaS) von 1.306 bis 5 mg/s N, für den Meckelbach (MB) von 524 bis 2 mg/s N und für den Gievenbach von 64 bis 1 mg/s N.

Das ortho-Phosphat (SRP = lösliches reaktives Phosphat)

1993 sind die durchschnittlichen ortho-Phosphat-Frachten der Aa (AaS) bei 166 mg/s P, die des Meckelbachs bei 26 mg/s P und die des Gievenbachs bei 5 mg/s P angesiedelt

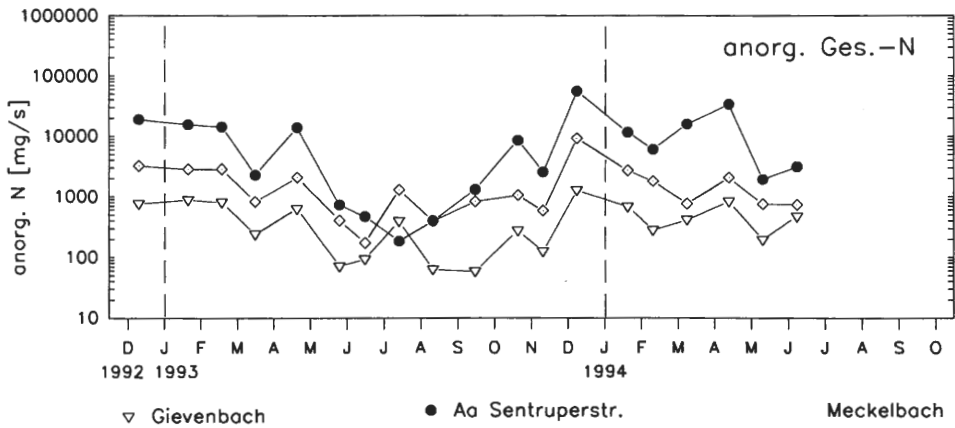


Abb. 82: Fracht des anorganischen Stickstoffs der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis Juni 1994 [mg/s N].

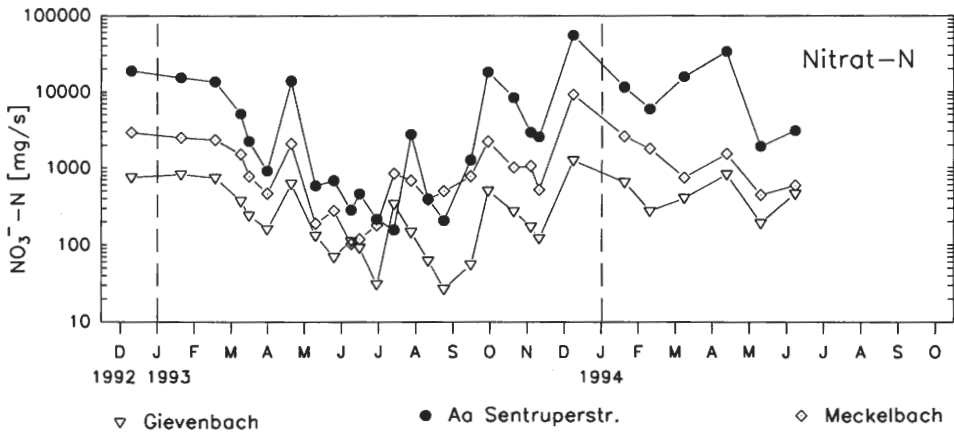


Abb. 83: Nitratstickstofffracht der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis Juni 1994 [mg/s N].

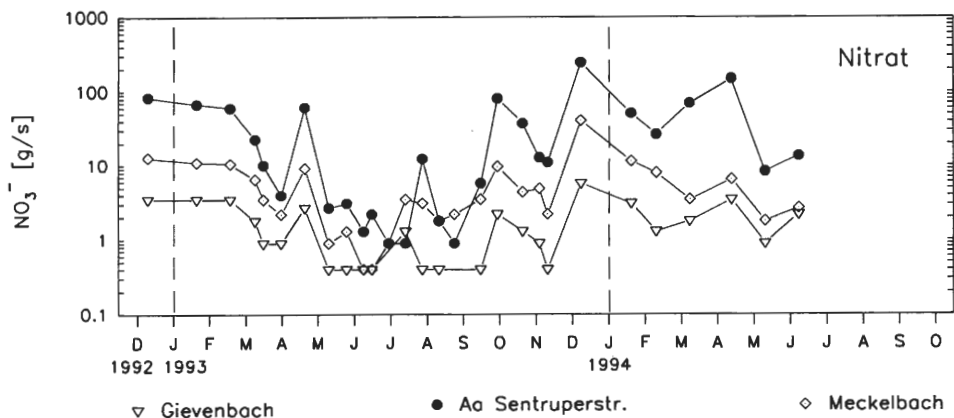


Abb. 84: Nitratfracht der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis Juni 1994 [g/s NO_3].

(Abb.86). Damit kommen 84,3 % aus der Aa (AaS), 13,2 % aus dem Meckelbach und 2,5 % aus dem Gievenbach.

Die Jahresamplituden für 1993 reichen bei der Aa (AaS) von 13 bis 1.290 mg/s P, beim Meckelbach von 2 bis 166 mg/s P und beim Gievenbach von 0 bis 29 mg/s P.

D a s G e s a m t p h o s p h a t (TP = Gesamtphosphor)

Die Frachtmittelwerte für das Gesamtphosphat (Abb. 87) belaufen sich 1993 auf 236 mg/s P für die Aa (AaS), 44 mg/s P für den Meckelbach (MB) und 7 mg/s P für den Gievenbach (GB). Es stammen also 82,2 % aus der Aa, 15,3 % aus dem Meckelbach und 2,4 % aus dem Gievenbach. Damit ist die prozentuale Frachtverteilung des Gesamtphosphates fast deckungsgleich mit der des ortho-Phosphats (s. o.). Die maximalen Gesamtphosphatfrachten erreichten 1993 Werte von 1.326 mg/s P (AaS), 189 mg/s P (MB) und 24 mg/s P (GB). Die geringsten Frachten lagen entsprechend bei 62, 5 und 1 mg/s P.

D a s B o r a t

Borat (Abb. 88) wurde 1993 mit durchschnittlich 18 mg/s B in der Aa (AaS), 9 mg/s B im Meckelbach (MB) und 1 mg/s B im Gievenbach ermittelt. 64,3 % der Boratfracht werden demnach über die Aa, 32,1 % über den Meckelbach und 3,6 % über den Gievenbach eingetragen.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, daß die Frachten der Fließgewässer entscheidend durch die Abflußmengen beeinflusst werden. Dementsprechend wird der größte Anteil über die Aa, und der kleinere Anteil über den Meckelbach und den Gievenbach eingetragen. Dennoch sind bei den verschiedenen Parametern zwei Frachtgruppen erkennbar:

1. Gesamtfracht, anorganischer Gesamtstickstoff, ortho- und Gesamtphosphat und Nitrat;
2. Ammonium und Borat. In der ersten Gruppe werden etwa 82 % der Frachten über die Aa, 15 % über den Meckelbach und 3% über den Gievenbach eingetragen. Das Frachtenverhältnis in dieser Gruppe liegt demnach bei 27:5:1. Bei der 2. Gruppe aus Ammonium und Borat werden etwa 63 % der Frachten über die Aa, 33 % über den Meckelbach und 4 % über den Gievenbach eingetragen. Hier beträgt das Frachtenverhältnis 16:8:1.

Das Frachtenverhältnis der 1. Parametergruppe entspricht in etwa dem Abflußverhältnis von 18:3:1. Das davon deutlich abweichende Frachtenverhältnis der 2. Parametergruppe ist auf die hohe Belastung des Meckelbaches zurückzuführen. Während die Gesamtfracht des Meckelbaches knapp ein Sechstel der der Aa beträgt, und damit in etwa die Abflußrealation (5:1) widerspiegelt, entspricht der Anteil des Ammoniums und des Borats im Meckelbach etwa dem der Hälfte aus der Aa.

4.2.4 Bilanzierung (Ionen-Input)

Die absoluten Stoffmengen verdeutlichen das ganze Ausmaß des Ioneneintrages in den Aasee. In diesem Zusammenhang sind neben der Gesamt-Masse aller gelösten Ionen vor allem die Massenbilanzen der Stickstoff- und Phosphorverbindungen von Bedeutung, da von ihnen der trophische Zustand eines Gewässers in maßgeblicher Weise abhängt.

Für den gesamten Untersuchungszeitraum von Dezember 1992 bis Juni 1994 wurden mit mehr als 74 Mio. m³ Wasser gut 34.000 t gelöste Ionensubstanz über die drei Fließgewässer Aa, Meckelbach und Gievenbach in den Aasee transportiert (vgl. Tab. 8). Bezogen

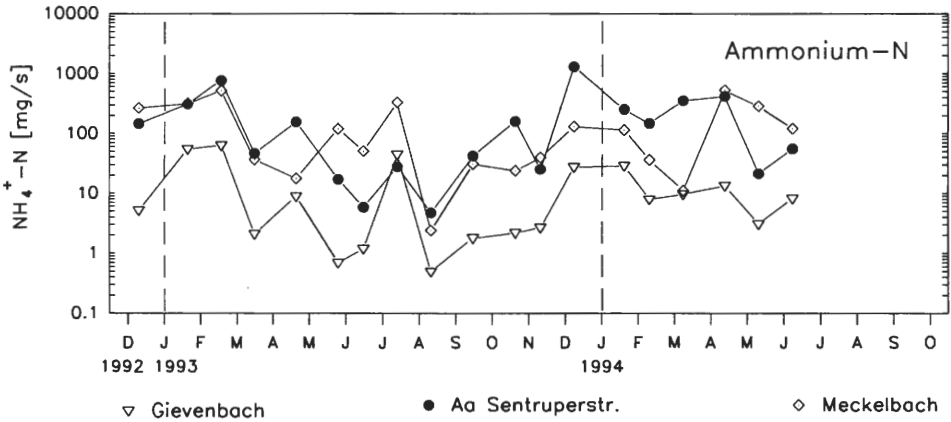


Abb. 85: Ammoniumstickstofffracht der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis Juni 1994 [mg/s N].

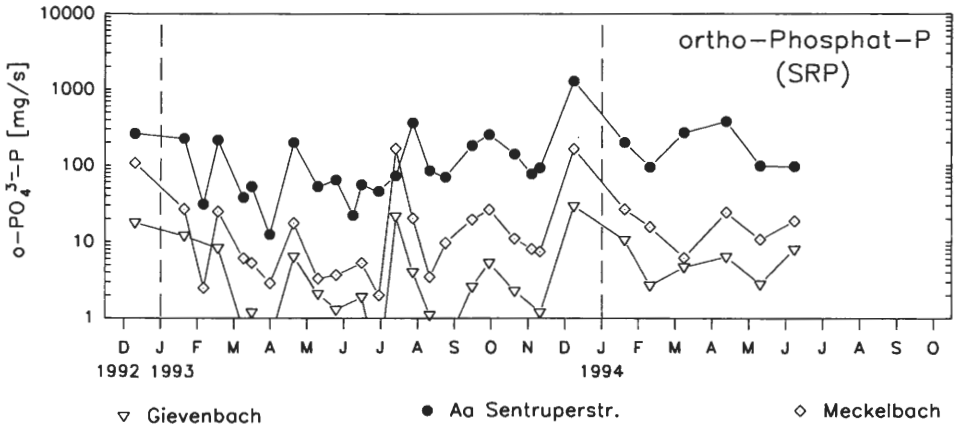


Abb. 86: ortho-Phosphatphosphorfracht (SRP = soluble reactive phosphorus) der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis Juni 1994 [mg/s P].

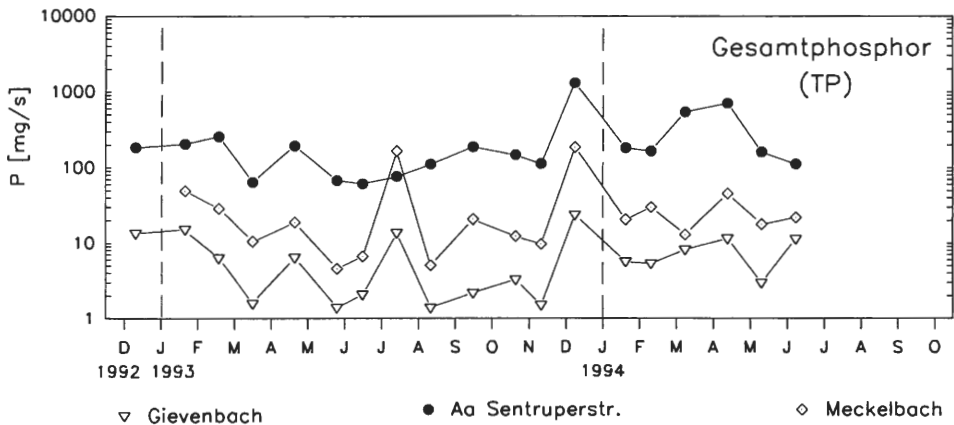


Abb. 87: Gesamtphosphorfracht (TP = total phosphorus) der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis Juni 1994 [mg/s P].

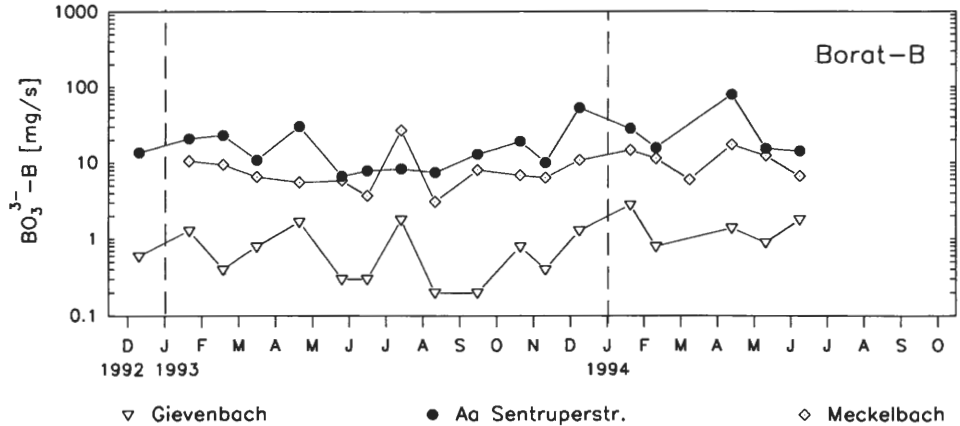


Abb. 88: Boratfracht der drei in den Münsterschen Aasee einmündenden Fließgewässer im Zeitraum Dezember 1992 bis Juni 1994 [mg/s B].

Tab. 8: Bilanz aller Wasser- und Ionen-Mengen der in den Münsterschen Aasee mündenden Fließgewässer für den Zeitraum Dezember 1992 bis Juni 1994.

Dez 1992 - Jun 1994					Jan 1993 - Dez 1993				
Ges.-Volumen	[cbm]		[%]		[cbm]		[%]		
AaS	60.900.306		82,0		32.738.836		78,4		
MB	9.802.431		13,2		6.764.472		16,2		
GB	3.521.475		4,7		2.271.643		5,4		
AaS+MB+GB	74.224.213		100,0		41.774.951		100,0		
Ges.-Masse	[t]		[%]		[t]		[%]		
AaS	28.326		83,3		15.265		82,6		
MB	4.201		12,4		2.428		13,1		
GB	1.476		4,3		796		4,3		
AaS+MB+GB	34.003		100,0		18.489		100,0		
Nitrat	[t N]	[t NO3]	[%]		[t N]	[t NO3]	[%]		
AaS	539	2.387	83,8		301	1.334	81,7		
MB	83	366	12,8		55	244	14,9		
GB	22	96	3,4		12	55	3,4		
AaS+MB+GB	643	2.850	100,0		369	1.633	100,0		
Ges.-N (anorg.)	[t N]		[%]		[t N]		[%]		
AaS	554		82,8		311		80,9		
MB	92		13,8		60		15,7		
GB	23		3,4		13		3,4		
AaS+MB+GB	668		100,0		384		100,0		
ortho-Phosphat	[t P]	[t PO4]	[%]		[t P]	[t PO4]	[%]		
AaS	10,7	32,8	83,5		7,0	21,6	83,1		
MB	1,7	5,4	13,6		1,2	3,7	14,2		
GB	0,4	1,1	2,9		0,2	0,7	2,8		
AaS+MB+GB	12,8	39,3	100,0		8,5	26,0	100,0		
Ges.-Phosphat	[t P]	[t PO4]	[%]		[t P]	[t PO4]	[%]		
AaS	12,8	39,4	85,2		7,4	22,8	82,4		
MB	1,9	5,7	12,4		1,4	4,2	15,3		
GB	0,4	1,1	2,4		0,2	0,6	2,3		
AaS+MB+GB	15,1	46,2	100,0		9,0	27,6	100,0		

auf das Jahr 1993 waren dies knapp 18.500 t Gesamt-Masse. Davon entstammen 82,6 % aus der Aa, 13,1 % aus dem Meckelbach und 4,3 % aus dem Gievenbach. Mit 1.633 t entfallen hiervon 8,8 % allein auf den Pflanzennährstoff Nitrat (NO_3^-). Das in natürlichen Gewässern als limitierender Faktor fungierende Phosphat wurde 1993 mit insgesamt 27,6 t (Gesamt- PO_4^{3-}) in den Aasee eingetragen. Der jeweils größte Anteil der Pflanzennährstoffe entstammt hierbei aus der Aa und macht beim anorganischen Gesamt-Stickstoff 80,9 % und beim Gesamt-Phosphor 82,4 % aus, während auf den Meckelbach 14,9 (anorg. Ges.-N) bzw. 15,3 % (Ges.-P) entfielen. Der Gievenbach spielte mit Anteilen von 2,3 % (Ges.-P) bzw. 3,4 % (anorg. Ges.-N) eine untergeordnete Rolle.

4.2.5 Makrozoobenthon

Das Inventar des Makrozoobenthons der drei Fließgewässer Aa, Meckelbach und Gievenbach wurde 1993 und 1994 an insgesamt 9 Probestellen aufgenommen. Die Bestandsaufnahmen wurden halbjährlich jeweils im Frühjahr und im Herbst durchgeführt.

Insgesamt wurden 188 Taxa aus 6 Stämmen, 10 Klassen und 24 Ordnungen registriert (Tab. 9). Die drei größten taxonomischen Einheiten sind die Insektenordnungen der Coleoptera und der Trichoptera sowie die Klasse der Gastropoda. Zusammen machen die Coleoptera mit 39 (20,7 %), die Trichoptera mit 29 (15,4 %) und die Gastropoda mit 27 Taxa (14,4 %) gut die Hälfte des gesamten Artaufkommens aus (Abb. 89). Die andere Hälfte verteilt sich auf die Ordnungen Hydroidea (1 Taxon = 0,5 %), Tricladida (9 Taxa = 4,8 %), Oligochaeta (6 Taxa = 3,2 %), Hirudinea (10 Taxa = 5,3 %), Araneae (1 Taxon = 0,5 %), Acari (1 Taxon = 0,5 %), Ephemeroptera (11 Taxa = 5,9 %), Plecoptera (1 Taxon = 0,5 %), Odonata (7 Taxa = 3,7 %), Megaloptera (1 Taxon = 0,5 %), Heteroptera (14 Taxa = 7,4 %) und Diptera (18 Taxa = 9,6 %) sowie auf die Klassen Trematoda (1 Taxon = 0,5 %), Crustacea (5 Taxa = 2,7 %), Bivalvia (5 Taxa = 2,7 %) und Pisces (2 Taxa = 1,1 %).

Saprobienindex (SI)

Auf der Basis der ermittelten Saprobienindices ergibt sich ein relativ enger Güteklassenbereich, der ausschließlich die Güteklassen II und II-III beinhaltet (Abb. 90). Damit befinden sich die Fließgewässer aus saprobiologischer Sicht im mäßig (β -mesosaprobe Stufe) bis kritisch belasteten Gewässergütebereich (β - bis α -mesosaprobe Stufe).

Die ermittelten Durchschnittswerte der Saprobienindices machen die Unterschiede an den einzelnen Standorten deutlich (Abb. 91).

Die *Münstersche Aa* befindet sich sowohl bei Aa ob. (Schonebeck) als auch bei Aa unt. (Haus Kump) mit einem durchschnittlichen SI von jeweils 2,29 und 2,28 gerade noch im β -mesosaprobe Bereich (G.-Kl. II). Demgegenüber weist die sehr naturnah strukturierte Aa in Höhe von Havixbeck (Aa 1) einen SI von 1,89 auf, tendiert hier also noch zum oligo- bis β -mesosaprobe Bereich (G.-Kl. I-II). Bereits in Höhe von Hohenholte (Aa 2) werden mit einem SI von 2,23 schon die gleichen Verhältnisse wie bei den weiter unterhalb liegenden Standorten Aa ob. und Aa unt. vorgefunden.

Der höchste durchschnittliche SI aller Standorte wurde beim *Meckelbach* etwas oberhalb der Ortslage Münster-Roxel (MB ob.) mit 2,54 (G.-Kl. II-III) ermittelt, was einer kritischen Belastung entspricht. Im Bereich seiner Mündung in die Aa bei Haus Kump befindet sich der Meckelbach mit einem SI von 2,30 genau auf der Grenze zwischen der β -mesosaprobe (G.-Kl. II) und der β - α -mesosaprobe Stufe (G.-Kl. II-III).

Taxon	Aa oberhalb				Aa unterhalb				Meckelbach oberhalb				Meckelbach unterhalb				Gievenbach oberhalb				Gievenbach unterhalb				Aa 1	Aa 2	Aa Einl	Ökologie	Rote Liste
	V 93	X 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	V 93	XI 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	V 93	X 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	X 94	X 94	X 94		
Hydroidea:																													
<i>Hydra spec.</i>	..				.																								
Tricladida:																													
<i>Dendrocoelum lacteum</i>									0		
<i>Dugesia gonocephala</i>																						...					2,3,4		
<i>Dugesia lugubris</i>										2,3,4,5		
<i>Dugesia polychroa</i>													2,3,4,5		
<i>Dugesia spp.</i>																											
<i>Dugesia tigrina</i>																									3,4,5		
<i>Polycelis nigra</i>			.											..													0		
<i>Polycelis (nigra/temuis) spec.</i>									.																		0		
<i>Polycelis temuis</i>					0		
Trematoda:																													
<i>Trichobilharzia szidati (L.) ?</i>	...																										38		
Oligochaeta:																													
<i>Eiseniella tetraedra</i>		0		
<i>Limnodrillus spp.</i>			0		
<i>Lumbriculus variegatus</i>	.																										0		
Oligochaeta non det.													.																
Tubificidae non det.						
Aelosomatidae:																													
<i>Aelosoma spp.</i>									..																				
Hirudinea:																													
<i>Batracobdella verructa</i>	...																										22		
<i>Erpobdella octoculata</i>	2,3,4,5		
<i>Erpobdella testacea</i>			13		
<i>Glossiphonia complanata</i>			22		
<i>Glossiphonia heteroclita</i>					..																						22,26		
<i>Haemopsis sanguisuga</i>								4,5,6		
<i>Helobdella stagnalis</i>													3,4,5,6		
<i>Hemiclepsis marginata</i>																	24		
<i>Piscicola geometra</i>																			2,3,4,5,26		
<i>Theromyzon tessolatum</i>														25		

Tab. 9: Inventar- und Abundanzliste des Makrozoobenthons, der Minsterschen Aa (Aa), des Meckelbachs (MB) und des Gievenbachs (GB), sowie den hieraus resultierenden Saprobienindices für die Jahre 1993 und 1994 an insgesamt 9 Standorten (Summe der Bestandsaufnahmen = 27).

Taxon	Aa oberhalb				Aa unterhalb				Meckelbach oberhalb				Meckelbach unterhalb				Gievenbach oberhalb				Gievenbach unterhalb				Aa 1	Aa 2	Aa Einl	Ökologie	Rote Liste
	V 93	X 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	V 93	XI 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	V 93	X 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	X 94	X 94	X 94		
Decapoda:																													
<i>Orconectes limosus</i>						..		.																				0	
Amphipoda:																													
<i>Gammarus fossarum</i>																									..			1,2,3,4,7	
<i>Gammarus pulex</i>	2,3,4,5,6	
Isopoda:																													
<i>Asellus aquaticus</i>													1,2,3,4,5,6,7,8	
<i>Proasellus coxalis</i>														1,2,3,6,7,8	
Araneae:																													
<i>Argyroneta aquatica</i>																													
Acari:																													
Hydracarina non det.					
Ephemeroptera:																													
{ <i>Baetis rhodani</i> (L.)}															[.]									[.]				3,4	
<i>Baetis vernus</i>						3,4	
<i>Caenis horaria</i>																4,5	
<i>Caenis luctuosa</i>																4	
<i>Centroptilum luteolum</i>																3,4,5	
<i>Centroptilum pennulatum</i>																									3	
<i>Cloeon dipterum</i>						4,5	
<i>Ephemera danica</i>							3,4	
<i>Habrophlebia fusca</i>				3,4	
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>																								..				3,4	
<i>Siphonurus aestivalis</i>																												4	
Plecoptera:																													
<i>Nemoura cinerea</i> (L.)												3,4,5	
{ <i>Nemoura cinerea</i> (L.)}				x															[.]									3,4,5	
Odonata:																													
<i>Aeshna cyanea</i>									.	.																		3,4,5,6,10	
<i>Calopteryx splendens</i>				3,4	
<i>Coenagrion puella</i>	...																											5,10	
<i>Enallagma cyathigerum</i>																5,10	
<i>Ischnura elegans</i>					3,4,5,8,9	
<i>Platycnemis pennipes</i>																					3,4,5	

Fortsetzung Tab. 9:

Taxon	Aa oberhalb				Aa unterhalb				Meckelbach oberhalb				Meckelbach unterhalb				Gievenbach oberhalb				Gievenbach unterhalb				Aa 1	Aa 2	Aa Einl	Ökologie	Rote Liste
	V 93	X 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	V 93	XI 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	V 93	X 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	X 94	X 94	X 94		
Odonata (Forts.):																													
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>		***		**																								3,4,5,10	
Megaloptera:																													
<i>Sialis lutaria</i>		***	***	***	.	.	.											**	.	.								4,5	
Coleoptera:																													
<i>Agabus bipustulatus</i>	***									**		***				**		.										5,6	
<i>Agabus didymus</i>	***							.					.															5,6	
<i>Agabus melanocornis</i>	***	.											.															10	
<i>Agabus paludosus</i>									***		.	.																3	
<i>Agabus spp. (L.)</i>								.	*	***	.	***	**																
<i>Anacaena bipustulata</i>			.	.																					.			5,6	
<i>Anacaena globulus</i>														.											.			2,3	
<i>Anacaena limbata</i>											.												.		.			5,6	
<i>Dryops spp.</i>																								.					
<i>Dytiscus spp. (L.)</i>															.														
<i>Elmis aenea</i>			.		.																	**		**				2,3,4	
<i>Elmis spp. (L.)</i>																						**							
<i>Gyrinus substriatus</i>		**	***																									0	
<i>Halipus fluviatilis</i>					.			.																				4,3	
<i>Halipus fulvicollis</i>								.																				10	
<i>Halipus heydeni</i>									.			.																5,6	
<i>Halipus laminatus</i>					.			**				**												**	**			5,6	
<i>Halipus lineatocollis</i>	***		.	.	.		**				.	**		.										**	**			5,3	
<i>Halipus spp. (L.)</i>					.							**													**	**			
<i>Helodes spp. (L.)</i>			***													***	**	***	.	**	**	**	***	.					
<i>Helophorus aquaticus</i>								.		**	.																		
<i>Helophorus flavipes/obscurus</i>																										***		5,6	
<i>Helophorus grandis</i>											.																	5,6	
<i>Helophorus spec.</i>																								**					
<i>Hydrobius fuscipes</i>			***					**	***		.				.							.						5,6	
<i>Hydroporus spp.</i>											.																		
<i>Hydroporinae (L.)</i>	***																												
<i>Ilybius fuliginosus (L.)</i>								**	.	.			**																
<i>Ilybius fuliginosus (L.)</i>					**					***		**			***	***								**					

Taxon	Aa oberhalb				Aa unterhalb				Meckelbach oberhalb				Meckelbach unterhalb				Gievenbach oberhalb				Gievenbach unterhalb				Aa 1	Aa 2	Aa Einl	Ökologie	Rote Liste
	V	X	IV	X	IV	X	IV	X	V	XI	IV	X	IV	X	IV	X	V	X	IV	X	IV	X	IV	X	X	X	X		
	93	93	94	94	93	93	94	94	93	93	94	94	93	93	94	94	93	93	94	94	93	93	94	94	94	94	94		
Coleoptera (Forts.):																													
<i>Ilybius spp. (L.)</i>																									.				
<i>Laccobius minutus</i>									.										.								5,6		
<i>Laccophilus hyalinus</i>													5,6		
<i>Laccophilus minutus</i>																									.		5,6		
<i>Limnius volckmari</i>																								...			3,4		
<i>Microcara testacea (L.)</i>																			6,13		
<i>Platambus maculatus (L.)</i>			3,4,5		
<i>Platambus maculatus (L.)</i>				3,4,5		
<i>Potammonectes depressus</i>							3,4		
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>					.	.																					3,4		
Heteroptera:																													
Corixidae non det. (L.)																											
<i>Gerris lacustris</i>											5,6		
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>																											(3),5,6		
<i>Nepa cinerea</i>			3,5,6		
<i>Notonecta glauca</i>	.	.		.																							0		
<i>Notonecta maculata</i>									.																		0		
<i>Plea leachi</i>							.																				0		
<i>Sigara dorsalis</i>	.																										3,5		
<i>Sigara falleni</i>				..																							3,5,6,(8)		
<i>Sigara lateralis</i>							.																				(5),6,8		
<i>Sigara spec.</i>				.																									
<i>Sigara striata</i>																						0		
<i>Velia caprai</i>				
<i>Velia spp. (L.)</i>														.									.						
Diptera:																													
Ceratopogonidae non det.							.																						
Chironominae non det.																						
Chironomini non det.					
"Chironomus plumosus Gruppe"																										
"Chironomus thurmi Gruppe"										
Culicidae non det.											..																		
<i>Dolichozepe albipes</i>																	12		

Fortsetzung Tab. 9:

Taxon	Aa oberhalb				Aa unterhalb				Meckelbach oberhalb				Meckelbach unterhalb				Gievenbach oberhalb				Gievenbach unterhalb				Aa 1	Aa 2	Aa Einl	Ökologie	Rote Liste
	V 93	X 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	V 93	XI 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	V 93	X 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	X 94	X 94	X 94		
Diptera (Forts.):																													
Limoniidae non det.												
Orthoclaadiinae non det.								
Prodiamesinae non det.							
Simulium aureum-Larve (Artengr.)														
Simulium aureum-Puppe (Artengr.)																	
Simulium spp.								
Stratiomyidae non det.							
Tabanidae non det.							.			.																			
Tanypodinae non det.					
Tanytarsini non det.																			
Tipula spp.									
Trichoptera:																													
eruciforme Trichoptera:																													
<i>Anabolia nervosa</i>															.												5,15		
<i>Athripsodes aterrimus</i>		.																									5,15,18,8		
<i>Beraeodes minutus</i>		.																									0		
<i>Enoicyla pusilla</i>																													
<i>Glyphotaelius pellucidus</i>	[.]		.	.					.					5,18,15		
<i>Goera pilosa</i>																								...			3,4,5,8		
<i>Halesus radiatus</i>															.												3,4,5,8		
<i>Halesus spec.</i>																	
<i>Ironoquia dubia</i>											.																15		
<i>Limnephilinae non det.</i>																													
<i>Limnephilus bipunctatus</i>												5,3,15		
<i>Limnephilus extricatus</i>											0,8		
<i>Limnephilus flavicornis</i>			.																								0,8		
<i>Limnephilus lunatus</i>					5,15,8		
<i>Limnephilus rhombicus</i>						0,8		
<i>Lithax obscurus</i>																									2,3,18		
<i>Micropterna (nycterobia?) spp.</i>																	.					.					[3,2]		
<i>Micropterna sequax</i>																											3,4		
<i>Micropterna/Stenophylax spp.</i>																				
<i>Mystacides longicornis/nigra</i>							..																				5,15,18,8		

Taxon	Aa oberhalb				Aa unterhalb				Meckelbach oberhalb				Meckelbach unterhalb				Gievenbach oberhalb				Gievenbach unterhalb				Aa 1	Aa 2	Aa Einl	Ökologie	Rote Liste
	V 93	X 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	V 93	XI 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	V 93	X 93	IV 94	X 94	IV 93	X 93	IV 94	X 94	X 94	X 94	X 94		
Trichoptera (Forts.):																													
<i>Mystacides cf nigra</i>					..																						5,15,18,8		
<i>Potamophylax rotundipennis</i>			.																								3		
<i>Setodes</i> spp.				.																									
campodeide Trichoptera:																													
<i>Cyrnus trimaculatus</i>																						3,5,15,8		
<i>Hydropsyche angustipennis</i>			3,4		
<i>Hydropsyche cf saxonica</i>			.																								3,4		
<i>Hydropsyche siltalai</i>			.																										
<i>Neureclipsis bimaculata</i>					.																						0,8		
<i>Tinodes (maculicornis/assimilis?) spec.</i>																										
Gastropoda:																													
<i>Acroloxus lacustris</i>																				5,6,13		
<i>Ancylus fluviatilis</i>													0		
<i>Anisus leucostoma</i>															..	.											0		
<i>Anisus spirorbis</i>												0		
<i>Anisus vortex</i>		[..]														.											4,5		
<i>Aplexa hypnorum</i>																	5,13		
<i>Bathyomphalus contortus</i>			.						[.]									0		
<i>Bithymia tentaculata</i>			3,4,5,8		
<i>Carychium minimum</i>												.																	
{ <i>Discus rotundatus</i> }																	[.]												
<i>Galba truncatula</i>								0		
<i>Gyraulus albus</i>		[.]			[.]			[..]		..		[..]	.	.						3,4,5,6		
<i>Lymnaea stagnalis</i>											0		
<i>Physa fontinalis</i>							0		
<i>Physella acuta</i>									.	[.]							0		
<i>Planorbarius corneus</i>		[.]					0		
<i>Planorbis planorbis</i>											0		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>												[..]						0		
<i>Radix ovata</i>				0		
<i>Segmentina nitida</i>																				[..]							5,6		
<i>Stagnicola glaber</i>						0		
{ <i>Succinea putris</i> }																							[.]						

Taxon	Aa oberhalb				Aa unterhalb				Meckelbach oberhalb				Meckelbach unterhalb				Gievenbach oberhalb				Gievenbach unterhalb				Aa 1	Aa 2	Aa Einl	Ökologie	Rote Liste
	V	X	IV	X	IV	X	IV	X	V	XI	IV	X	IV	X	IV	X	V	X	IV	X	IV	X	IV	X	X	X	X		
	93	93	94	94	93	93	94	94	93	93	94	94	93	93	94	94	93	93	94	94	93	93	94	94	94	94	94		
Gastropoda (Forts.):																													
<i>{Succinea spp. (juv.)}</i>																													
<i>{Succineidea non det.}</i>																													
<i>Valvata cristata</i>																						0	4		
<i>Valvata piscinalis</i>		[..]				.																				(3),4,5			
<i>Viviparus viviparus</i>									...																	3,4	3		
Bivalvia:																													
<i>Anodonta spec.</i>																													
<i>Sphaerium corneum</i>							..																			0			
<i>Sphaerium spec.</i>								
<i>Pisidium spp.</i>			
<i>Unio pictorum</i>														[..]												3,4	4		
Pisces:																													
<i>Gasterosteus aculeatus</i>																						.	x				3,4,5,6		
<i>Noemacheilus barbatus</i>																								x			3,4		
Saprobienindex (SI)	2,25	2,46	2,22	2,25	2,30	2,33	2,18	2,33	2,54	2,38	2,46	2,25	2,22	2,36	2,37	2,28	2,29	2,32	2,34	2,45	2,26	2,14	2,28	2,16	1,89	2,23	2,30		
Streuung	0,12	0,10	0,08	0,07	0,07	0,08	0,10	0,09	0,13	0,13	0,14	0,13	0,06	0,10	0,11	0,08	0,08	0,08	0,09	0,20	0,10	0,03	0,09	0,07	0,08	0,07	0,11		
Anzahl Saprobientaxa	8	19	15	15	21	21	12	13	15	12	12	5	14	14	13	9	11	11	10	6	6	8	6	8	13	10	4		
Anzahl aller Taxa	32	45	47	26	51	36	29	27	41	33	37	19	39	33	35	20	26	28	29	14	23	25	27	20	25	23	11		
Abundanz Saprobientaxa	16	39	29	35	46	42	29	30	33	31	20	16	31	36	28	28	28	31	23	19	21	18	16	19	32	23	8		
Abundanz aller Taxa	64	93	93	52	104	73	60	53	94	72	80	49	84	78	70	47	59	63	66	33	50	58	55	41	58	43	22		

Angaben zur Ökologie (nach Limnofauna Europaea, ILLIES 1978):

- 0 = Süßwasser allgemein, keine Spezialisierung
 1 = Grundwasser, Höhlen und Psammon
 2 = Quellen (Krenon)
 3 = Bäche und kleine Flüsse (Rhithron)
 4 = Flüsse und große Ströme (Potamon)
 5 = Seen (stehende Gewässer allgemein)
 6 = temporäre Kleingewässer, Pfützen, Teiche
 7 = Pflanzengewässer (Phytotelmen)
 8 = Brackwasser, Aestuarie
 9 = binnenländische Salzwässer (Salinen etc.)
 10 = Moore
- 12 = hydropetrische Zone
 13 = Sümpfe, feuchte Erde
 15 = in stehenden, häufig auch in langsam fließenden Gew.
 18 = normalerweise im Tiefland, ausnahmsw. im Gebirge
 22 = ektoparasitisch auf Mollusken
 24 = ektoparasitisch auf Fischen
 25 = ektoparasitisch auf Vögeln u. a. höheren Tieren
 26 = endoparasitisch in Mollusken
 38 = endoparasitisch nur in Vögeln

RL = Gefährdungskategorien der Roten Liste NRW (LÖLF, 1986)

Abundanzklassen nach DIN:

- vereinzelt (1) .
 wenig (2) ..
 wenig - mittel (3) ...
 mittel (4)
 mittel - viel (5)
 viel (6)
 massenhaft (7) █████
- Schalen- u. Köcherfunde,
 Imaginalstadien von
 reinen Larvalsproben []
 Larven (L.)
 Imagines (I.)
 qual. Vorkommen x

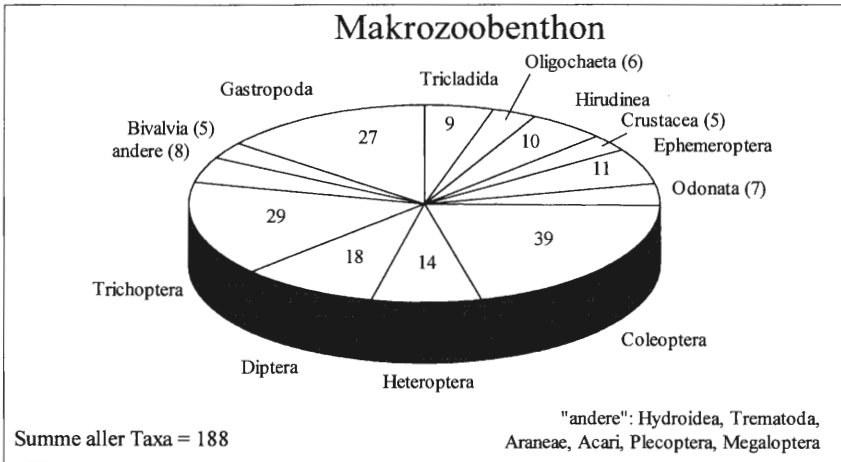


Abb. 89: Artenspektrum der verschiedenen taxonomischen Gruppen des Makrozoobenthons im Fließgewässereinzugsbereich des Münsterschen Aasees (1993 u. 1994).

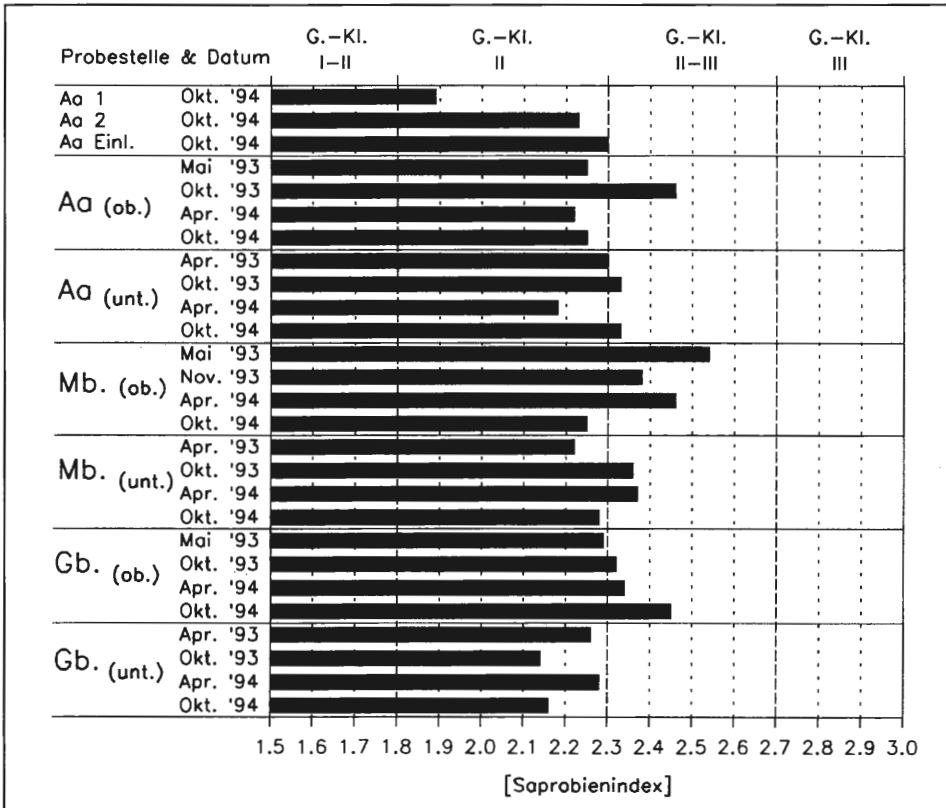


Abb. 90: Saprobienindices sämtlicher Probenahmestellen der in den Münsterschen Aasee mündenden Fließgewässer für die Jahre 1993 und 1994, sowie deren entsprechende Zuordnungen in das Gewässergüteklassensystem (Aa = Münstersche Aa; MB = Meckelbach; GB = Gievenbach; Einl. = Einleiter; ob. = Oberhalb; unt. = unterhalb; G.-Kl. = Güteklasse).

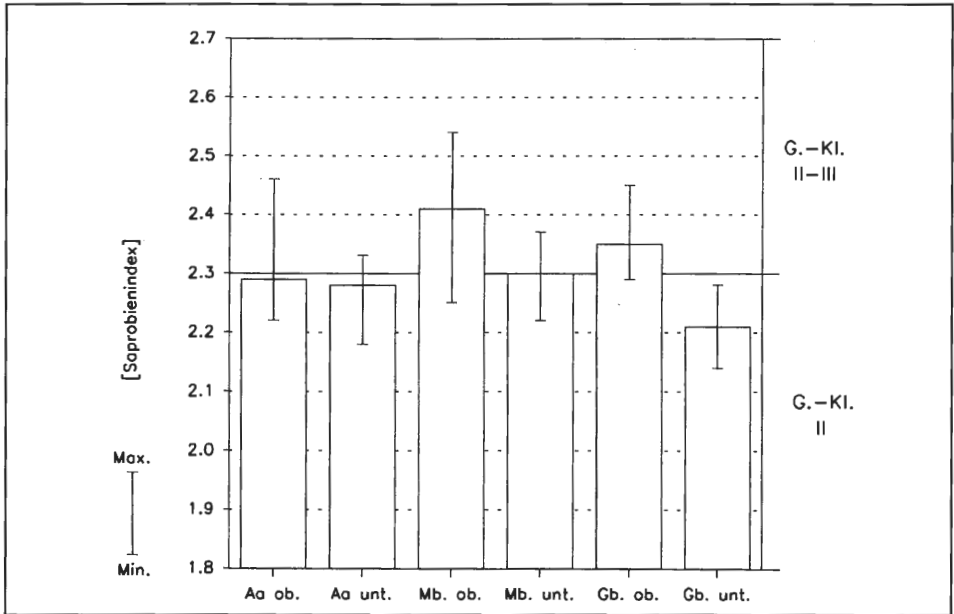


Abb. 91: Durchschnittswerte für den Saprobienindex (Bezugszeitraum: 1993 u. 1994) an den Standorten der in den Münsterschen Aasee mündenden Fließgewässer, sowie deren entsprechende Zuordnungen in das Gewässergüteklassensystem (Aa = Münstersche Aa; MB = Meckelbach; GB = Gievenbach; Einl. = Einleiter; ob. = oberhalb; unt. = unterhalb; G.-Kl. = Güteklasse).

Der durchschnittliche SI des G i e v e n b a c h s in Höhe des Stadtteils Gievenbeck (GB ob.) liegt mit 2,35 im β - α -mesosaprobe Bereich (G.-Kl. II-III). Dagegen beträgt er weiter unterhalb (GB unt.) - oberhalb des Allwetterzoos - nur noch 2,21, was der β -mesosaprobe Stufe (G.-Kl. II) entspricht.

Meckelbach und Gievenbach ist gemeinsam, daß wider Erwarten die oberhalb liegenden Standorte (MB ob. bzw. GB ob.) deutlich höhere Saprobienindices aufweisen, als die weiter unterhalb liegenden (MB unt. bzw. GB unt.).

Artendiversität und Artenfehlbetrag

Bezogen auf den gesamten Untersuchungszeitraum 1993 bis 1994 ist die Artendiversität bei der oberen Aa (Aa ob.) mit insgesamt 89 Taxa am höchsten (Abb. 92). Es folgen Aa unt. (81 Taxa), MB unt. (67 Taxa), MB ob. (56 Taxa), GB ob. (49 Taxa), Gb unt. (47 Taxa), Aa 2 (25 Taxa), Aa 1 (23 Taxa) und Aa Einl. (11 Taxa). Hierbei ist zu berücksichtigen, daß für die Standorte Aa 1, Aa 2 und Aa Einl. nur die Aufnahme im Herbst 1994 zugrunde liegt, während die vorgenannten Stellen über einen Zeitraum von zwei Jahren je viermal untersucht wurden.

Für die Standorte Aa unt., MB unt. und GB unt., sowie die Standorte Aa 2 und Aa ob. - bei den beiden zuletzt genannten Stellen konnte nur auf die Bestandsaufnahmen vom Herbst 1994 Bezug genommen werden - wurden die Artenfehlbeträge nach KOTHÉ (1962) errechnet (Tab. 10).

Vor allem die Artenfehlbetragsberechnungen für den gesamten Untersuchungszeitraum von 1993 bis 1994 zeigen einerseits eine Abnahme des Artenspektrums in der Münster-

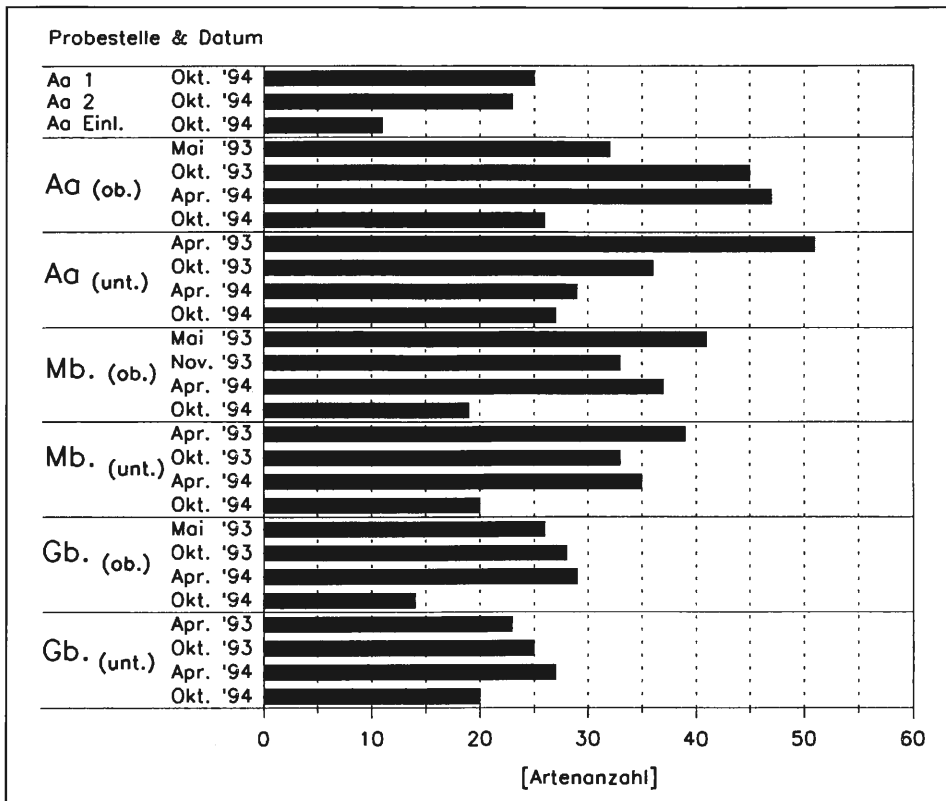


Abb. 92: Artendiversität sämtlicher Probenahmestellen der in den Münsterschen Aasee mündenden Fließgewässer für die Jahre 1993 und 1994 (Aa = Münstersche Aa; MB = Meckelbach; GB = Gievenbach; Einl. = Einleiter; ob. = Oberhalb; unt. = unterhalb).

Tab. 10: Artenfehlbeträge [%] der Probestellen Aa unt., MB unt. und Gb unt. im Zeitraum Frühjahr 1993 bis Herbst 1994, sowie der Probestellen Aa 2 und Aa ob. im Herbst 1994 (nach KOTHÉ 1962).

Probestelle	Frühj. '93	Herbst '93	Frühj. '94	Herbst '94	1993/94
Aa 2	-	-	-	8,0	-
Aa ob.	-	-	-	-13,0	-
Aa unt.	-59,4	20,0	38,3	-3,8	7,7
MB unt.	4,9	0,0	5,4	-5,3	-15,0
GB unt.	11,5	10,7	6,9	-42,9	2,0

schen Aa um 7,7 % und dem Gievenbach um 2,0 %, andererseits eine Zunahme beim Meckelbach (- 15,0 %). Obwohl damit noch nichts über die Qualität der Artenzusammensetzung ausgesagt ist, wird zumindest für den Meckelbach eine Parallele in Hinblick auf den Saprobienindex sichtbar, der dort von oberhalb (MB ob.) nach unterhalb (MB unt.) sank.

Die zum Teil erheblichen Schwankungen der auf die Einzelbestandsaufnahmen bezogenen Artenfehlbeträge sind u. a. auf Witterungsverhältnisse, insbesondere Hochwasserereignisse zurückzuführen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß sich die drei Fließgewässer innerhalb eines recht engen Güteklassenbereichs, nämlich von β - α -mesosaprobien (G.-Kl. II-III) bis β -mesosaprobien Verhältnissen (G.-Kl. II) bewegen. Bemerkenswert ist vor allem die Tatsache, daß die bei Meckelbach und Gievenbach oberhalb liegenden Standorte höhere Belastungen aufweisen, als die weiter unterhalb befindlichen. Beim Meckelbach ist dies auch hinsichtlich des negativen Artenfehlbetrages bei MB unt. deutlich erkennbar.

Wenn auch aus saprobiologischer Sicht die Unterschiede zwischen den verschiedenen Fließgewässern nicht so eklatant ausfallen wie bei den hydrochemischen und hydrophysikalischen Ergebnissen, so stimmen sie tendenziell doch überein.

Der qualitativ beste Standort Aa 1 könnte als Leitbild fungieren.

5. Diskussion

Gewässertypologie Aasee

Die wenigen in Nordwestdeutschland auf natürliche Weise entstandenen Seen, beispielsweise das Große Heilige Meer zwischen Recke und Hopsten (vgl. BUDE 1942, MÜGGE 1984, TERLUTTER 1995, POTT et al. 1996), weisen eine Wassertiefe von mindestens 10 Metern auf und gehören zu den dimiktischen Seen. Demgegenüber ist der Münstersche Aasee kein See im herkömmlichen Sinne; er weist einige Besonderheiten auf:

1. Der Aasee ist kein natürliches, sondern ein anthropogenes Gewässer.
2. Er mißt an den tiefsten Stellen maximal zwei Meter und ist damit sehr flach.
3. Ihm fehlt der gesamte Lebensraum des zonierten Litorals sowie dessen Biozönose.
4. Er ist kein isoliertes „Stillgewässer“, sondern als Teilkomponente des Fließgewässereinzugsgebietes der Münsterschen Aa anzusehen. Letztere durchfließt ihn im Hauptschluß in seiner gesamten Länge.
5. Er entspricht einem Mischtypus, denn in Abhängigkeit von der jeweiligen Niederschlagssituation und bedingt durch den Rückstau und die Aufweitung der Münsterschen Aa weist er sowohl die Eigenschaften eines Fließgewässers als auch den Charakter eines ungeschichteten Flachsees auf.
6. Innerhalb der intensiv genutzten Agrarregion des Kernmünsterlandes ist der Aasee zusätzlich von einem urbanen Umfeld umgeben.
7. Der Aasee wird auf verschiedene Weisen genutzt. Seine technische Funktion als großes Regenrückhaltebecken und seine soziale Funktion als größte Naherholungsstätte für Münsters Bevölkerung stellen hierbei die wichtigsten Nutzungsformen dar.

Nach der von August THIENEMANN aufgestellten Seentypenlehre (1913/14), welche prinzipiell auch heute noch Gültigkeit besitzt (LAWA 1985), müßte der Münstersche Aasee als Stillgewässer dem Binnensee Typ III zugeordnet werden. Zu dieser Kategorie gehören neben Talsperren flache Seen mit windbedingten Sommervollzirkulationen. Der Münstersche Aasee ist demnach ein polymiktischer Flachsee, dem das Hypo- und das Metalimnion fehlt.

Dem Typensystem für Flachgewässer nach WEIMANN (1942/43) folgend, entspricht der Münstersche Aasee am ehesten dem polytrophen *Aphanizomenon*- und *Scenedesmus*-Typ.

Da der Aasee in seiner ganzen Länge von der Aa durchflossen wird, besitzt er auch die Eigenschaften eines Fließgewässers, genauer eines rückgestauten Fließgewässers (vgl. KLAPPER 1992). Die Bezeichnung Aa-“See“ ist also falsch und irreführend.

Trophie

Nach den hier vorgelegten Untersuchungsergebnissen ist der Aasee in der fünfstufigen, von ultra-oligotroph bis hypertroph reichenden Trophieskala (vgl. VOLLENWEIDER & KEREKES 1982), in die Klasse 5, also hypertroph, einzuordnen (s. Abb. 93 u. 94). Das heißt der Aasee ist als übermäßig nährstoffreiches und dementsprechend hochproduktives Gewässer anzusehen. Hierfür sind neben vielen anderen Fakten folgende Sachverhalte ausschlaggebend:

1. Der durchschnittliche Gesamtphosphat-Gehalt liegt für ein mehr oder weniger stehendes Gewässer mit 0,24 mg/l P (1993) auf einem sehr hohen Level (vgl. Abb. 93).
2. Mit einer maximalen Gewässertiefe von zwei Metern werden extrem flache Verhältnisse vorgefunden.
3. Die durchschnittlichen Sichttiefe ist mit 0,6 m (1993) äußerst gering (vgl. Abb. 94; $\text{Secchi}_{\text{Max}} = 1,2 \text{ m}$; $\text{Secchi}_{\text{Min}} = 0,3 \text{ m}$).
4. Es treten regelmäßig Wasserblüten von Blaualgen (Cyanophyceae) auf.

Die Hypertrophie des Münsterschen Aasees ist Folge des permanent extremen Belastungspotentials, dem er ausgesetzt ist.

Die nun folgende Analyse der ökologisch bedenklichen Situation, in der sich der Aasee befindet, besteht aus zwei Schritten. Im ersten wird dem für die Hypertrophierung des Aasees hauptsächlich verantwortlichen Faktorenkomplex Nährstoffe auf den Grund gegangen. Die Stickstoff- und die Phosphorproblematik stehen hierbei im Vordergrund. Im zweiten Schritt ist auf die für den Aasee vor allem während des Sommerhalbjahres zu beobachtende typische Symptomatik einzugehen, welche sich besonders durch das stark alkalische Milieu, die prekäre Sauerstoffsituation, beträchtliche Wasserblüten und durch Vergiftungseffekte auszeichnet. Gleichzeitig soll der zwischen den beiden genannten Fak-

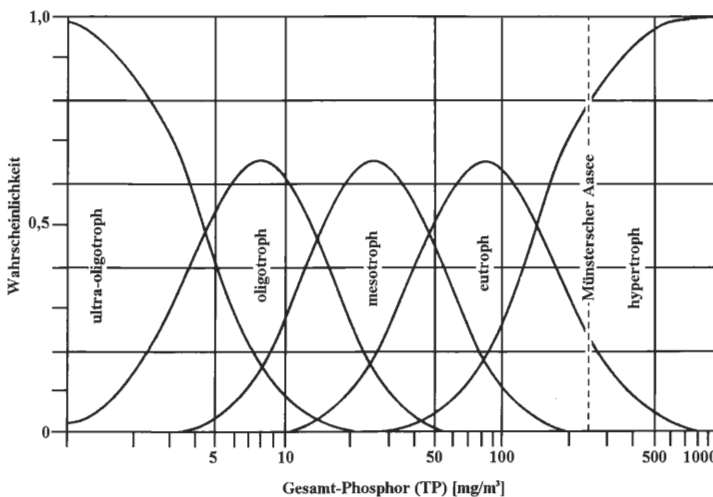


Abb. 93: Wahrscheinlichkeitsverteilung der trophischen Lage von Stillgewässern in Abhängigkeit vom Phosphorgehalt sowie die spezielle trophische Lage des Münsterschen Aasees für das Jahr 1993 (nach VOLLENWEIDER & KEREKES 1982, verändert).

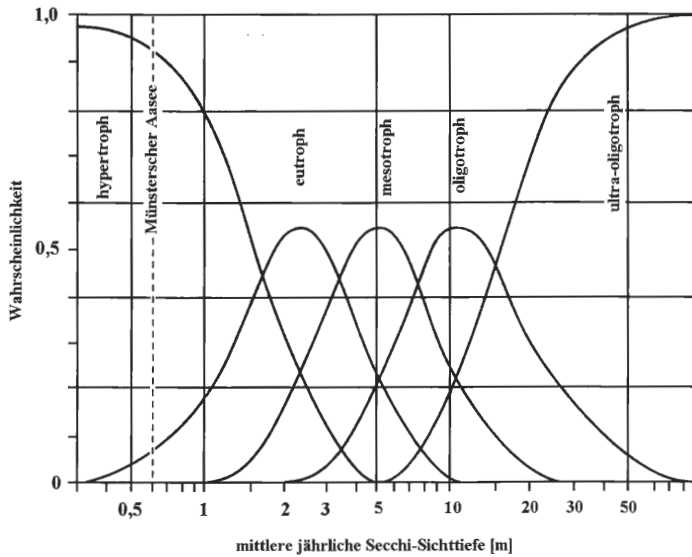


Abb. 94: Wahrscheinlichkeitsverteilung der trophischen Lage von Stillgewässern in Abhängigkeit von der mittleren jährlichen Secchi-Sichttiefe, sowie die spezielle trophische Lage des Münsterschen Aasees für das Jahr 1993 (nach VOLLENWEIDER & KERÉKES 1982, verändert).

torenkomplexen zumindest zeitweise bestehende direkte Kausalzusammenhang aufgezeigt werden.

Das Stickstoffproblem

Der Stickstoff ist vor allem auf Grund seiner Funktion als zentraler Baustein im Eiweißstoffwechsel aller Organismen von grundlegender Bedeutung. Für die trophische Situation eines Gewässers steht er hierbei in anorganischer Form als Ammonium und Nitrat im Mittelpunkt. Die Produzenten nutzen sowohl das Ammonium als auch das Nitrat als Stickstoffquelle. Mit Beginn der Primärproduktion im Frühjahr kann deshalb damit gerechnet werden, daß die Nitratkonzentrationen zum Sommer hin stetig abnehmen. Im Nitratjahresgang für den Aasee (vgl. Abb. 23) ist diese Entwicklung insbesondere für das Jahr 1993 eindrucksvoll belegt. Typisch ist hier auch der steile Wiederanstieg zum Oktober hin. Dieser ist auf zwei zeitgleich stattfindende Vorgänge zurückzuführen. Zum einen gewinnen gegen Ende der Vegetationsphase die Destruktionsprozesse gegenüber der Primärproduktion die Oberhand, zum anderen nehmen nach der Ernte im Herbst die Düngaktivitäten in der Landwirtschaft wieder deutlich zu. Auch 1994 ist diese Dynamik im Nitratjahresgang für den Aasee erkennbar. Sie wird jedoch durch die ungewöhnlich hohen Niederschläge ab Juli dieses Jahres nivelliert.

Hinsichtlich der Herkunft der stickstoffhaltigen Nährstoffe, insbesondere des Nitrats, müssen vor allem die in den Aasee einmündenden Fließgewässer bzw. deren Einzugsgebiete genannt werden. Ein Blick auf die entsprechenden Fließwasserjahresgänge der Nitratkonzentrationen (vgl. Abb. 63) zeigt, daß ihre Dynamik sehr der Situation im Aasee gleicht (vgl. Abb. 23). Besonders dominierend wirkt sich hierbei die Stickstoffentwicklung in der Aa aus. Von dort stammen mehr als 80 % der im Aasee gemessenen Nitratfracht (vgl. Tab. 8). Für das Jahr 1993 ergibt die Bilanz der anorganischen Stickstoffverbindungen einen Eintrag von 384 t N. Allein 369 t hiervon (96,1 %) entfielen auf den

Nitrat-Stickstoff (= 1.633 t NO₃⁻). Von Dezember 1992 bis Juni 1994 wurden insgesamt 668 t N an anorganischen Stickstoffverbindungen in den Aasee eingetragen.

Die Relation zwischen der Größe des Fließgewässereinzugsgebietes und dem Stoffmengenbeitrag verdeutlicht das Ausmaß der Belastung des Aasees durch stickstoffhaltige Nährstoffe: Das Einzugsgebiet der Münsterschen Aa hat in Höhe der Gievenbachmündung eine Ausdehnung von 103,33 km². Für 1993 betrug damit die Stickstoffemission des Einzugsgebietes Aasee 37,2 kg N pro Hektar. Das entspricht etwa der durchschnittlichen N-Düngung auf landwirtschaftlichen Flächen der alten Bundesrepublik Mitte der 50er Jahre (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN 1978, zit. nach KAULE 1991).

Eine wesentliche Ursache für den Stoffmengenbeitrag ist in der Intensivierung der Landwirtschaft zu suchen. Als Beleg hierfür soll die Situation im Kreis Coesfeld dienen, da sich auf dessen Gebiet die Quelle und das obere Einzugsgebiet der Münsterschen Aa befinden. Die Bilanz des Kreises weist für Gülle, Mist, Ernterückstände, Klärschlamm und Kompost einen Nährstoffanfall von insgesamt 6.529 t N pro Jahr bzw. von 58,9 kg pro Hektar und Jahr aus (vgl. EFEU EUREGIO INSTITUT 1995). Wird der für 1993 ermittelte Stickstoffbeitrag des Münsterschen Aasees von 37,2 kg/ha N dazu in Bezug gesetzt, so entspricht dies einem Anteil von 63,2 % des Nährstoffanfalles. Der tatsächliche prozentuale Wert dürfte allerdings darunter liegen, denn neben der landwirtschaftlichen Düngung sind hieran weitere bedeutende Nährstoffquellen wie z. B. die Einleitung kommunaler Kläranlagen oder die atmosphärischen Stickstoffimmissionen beteiligt. Der Vergleich beider Größen verdeutlicht jedoch das Ausmaß des Nährstoffbeitrags, der über die Fließgewässer in den Aasee gelangt, und erklärt insofern auch die ungebremste sommerliche Produktion des Gewässers, während andere Belastungspfade wie z. B. die innerstädtische Regenwasserkanalisation diesbezüglich eine eher untergeordnete Rolle spielen (vgl. VEST 1997).

Anmerkung: Zur besseren Vergleichbarkeit wurden die in der Studie des EFEU EUREGIO-INSTITUTS (1995) genannten Angaben - diese beziehen sich allein auf die landwirtschaftliche Nutzfläche im Kreis Coesfeld - auf die gesamte Kreisgebietsfläche umgerechnet. Hierbei wurde davon ausgegangen, daß 65,9 % aller Flächen im Sinne landwirtschaftlicher Nutzflächen bewirtschaftet werden. Dieser Prozentsatz ergibt sich aus dem Verhältnis von ca. 730 km² landwirtschaftlicher Nutzfläche zu 1.108 km² Gesamtfläche im Kreis Coesfeld. Dies gilt gleichermaßen für die Diskussion der stickstoff- wie der phosphorhaltigen Einträge aus dem landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet des Münsterschen Aasees.

Das Phosphatproblem

Der Phosphor hat innerhalb des Stoffwechselgeschehens neben anderen vor allem diese zwei Funktionen: Er ist Bestandteil der Nucleinsäuren, und er spielt eine entscheidende Rolle bei der Übertragung chemischer Energie. Für die Pflanzen ist er essentiell und wird in Form des ortho-Phosphates aufgenommen. Unter natürlichen Bedingungen wirkt Phosphor in aquatischen Systemen als limitierender Nährstoff. Er übt damit die Schlüssel-funktion für die Intensität der Bioproduktion aus, was die besondere Stellung des Phosphates als Eutrophierungsfaktor erklärt.

Im natürlichen See klassischer Ausprägung sind ähnlich wie beim Stickstoff auch hier zu Beginn der Vegetationsphase als Folge der Mineralisierung große Mengen an frei verfügbarem ortho-Phosphat vorhanden (Startphosphor). Parallel zur Zunahme der Produktion von Biomasse im Frühjahr nehmen die ortho-Phosphat-Ressourcen ab, und es kommt zur Stagnation bzw. zum Zusammenbruch der einzelnen P-verwertenden Nahrungsgemeinschaften. Selbst wenn andere Nährstoffe wie z. B. das Nitrat noch in ausreichender Menge vorhanden sind, ist keine Steigerung mehr möglich.

Die Jahresganglinien für die ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) des Aasees zeigen mit dem Einsetzen der Produktion zunächst, wie erwartet, eine Abnahme (Abb. 27). Dann jedoch, 1993 ab März und 1994 ab Mai, nehmen die Konzentrationen wieder stark zu und erreichen jeweils im September maximale Niveaus, die teilweise mehr als doppelt so hoch liegen wie die Winterkonzentrationen. Dies deckt sich mit den Angaben der einjährigen Untersuchung von JUNGE (1988), wonach die höchsten ortho-Phosphatgehalte des Aasees gleichfalls im September (1986) nachgewiesen wurden.

Für die Herkunft der zusätzlichen Phosphatressourcen sind mehrere Erklärungen zu nennen:

1. Der Großteil des Phosphors wird genauso wie bei den Stickstoffverbindungen über die Fließgewässer importiert. Die Dynamik der entsprechenden Jahresganglinien des Aasees (vgl. Abb. 27 u. 28) und der Fließgewässer (vgl. Abb. 67 u. 68) verlaufen nahezu parallel. Die entsprechende Bilanz für Gesamtphosphor weist 1993 einen über die Fließgewässer erfolgenden Eintrag von 9,0 t P auf (= 27,6 t PO_4^{3-} ; vgl. Tab. 8). Hiervon stammen 7,4 t P aus der Münsterschen Aa, was einem Anteil von 82,4 % entspricht. Insgesamt wurden von Dezember 1992 bis Juni 1994 15,1 t Phosphor (= 46,2 t PO_4^{3-}) über die Fließgewässer in den Aasee eingetragen. Auf das Jahr 1993 bezogen ergibt sich somit für das 103,33 km² große Einzugsgebiet eine Phosphoremission von 0,87 kg/ha P bzw. von 4,0 kg/ha P_2O_5 . Im Gegensatz zum Stickstoff ergab die Studie des EFEU EUREGIO INSTITUTS (1995) für das Gebiet des Kreises Coesfeld, auf dem sich das obere Aa-Einzugsgebiet befindet, keinen zusätzlichen Nährstoffbedarf an Phosphor. Vielmehr besteht hier ein Nährstoffüberschuß von 3,8 kg P_2O_5 pro Hektar und Jahr. Dieser Betrag ist mit 95,0 % nahezu identisch mit dem Betrag der o. a. Phosphoremission von 4,0 kg/ha P_2O_5 . Im Gegensatz zum Stickstoff, besonders des Nitrates, wird das Phosphat auf Grund seiner hohen adsorptiven Eigenschaften vergleichsweise langsam und damit zunächst in erheblich geringerem Maße ausgewaschen; dieser Vorgang geht jedoch langfristig und fortwährend vorstatten. Auf Grund der in den Böden adsorptiv gespeicherten Phosphatreserven ist deshalb auch künftig mit einem entsprechend kontinuierlichen Auswaschungseffekt aus den landwirtschaftlichen Flächen zu rechnen - selbst dann, wenn die Düngung mit Phosphaten ganz eingestellt würde. Darüber hinaus entstammt das Phosphat einer Reihe weiterer Emissionsquellen, so daß der Phosphoreintrag über die Fließgewässer wohl nicht ausschließlich der landwirtschaftlichen Nutzung zugerechnet werden darf.

2. Das Potential an remobilisierbarem Phosphor im Aaseesediment zeigt, daß auch diese P-Quelle eine Rolle spielt, die nicht unterschätzt werden darf, selbst dann nicht, wenn eine zufriedenstellende Sauerstoffsituation vorgefunden wird (vgl. Kap. 4.1.5 u. RIPL 1982). Wenigstens phasenweise könnte die durch Rücklösung verursachte Phosphordüngung sogar höher sein als der durch den allochthonen Eintrag bedingte Effekt (MOTHES 1987).

3. Bedingt durch die geringe Wassertiefe und die Strömungsverhältnisse kommt es zu keiner stabilen Schichtung und damit auch zu keiner effektiven Sedimentation. Die Nährstoffpotentiale können somit dem Wasserkörper immer wieder zugeführt werden.

4. Der Aasee besitzt kein Eulitoral, sondern lediglich ein paar sehr kleine Röhrichtstreifen. Makrophyten, die in der Lage wären, das Phosphat langfristiger festzulegen, sind nicht vorhanden. Stattdessen wird ein kurzgeschlossener Nahrungskreislauf vorgefunden, in dem das Phosphat allein durch planktische Organismen gebunden wird. Bedingt durch deren vergleichsweise hohe t u r n - o v e r - Raten kann es dem System nicht langfristig entzogen werden.

Die Folgen für die Bioproduktion durch das Überangebot des essentiellen Nährstoffes Phosphat entsprechen den bereits aufgezeigten im Zusammenhang mit den anorganischen Stickstoffverbindungen, besonders in Hinblick auf das Nitrat. Das unbegrenzte Wachstum

läßt die Bioproduktion nicht zum Stillstand kommen, im Gegenteil, selbige wird immer wieder angekurbelt. Für den Nährstoffnachschub sorgen vor allem die Fließgewässer und die Sedimente.

Wenn nun der unter natürlichen Bedingungen limitierende Faktor Phosphat offenbar zu fast jedem Zeitpunkt im Überangebot verfügbar ist, ist dann auch die Produktion und damit das Wachstum der Lebensgemeinschaft tatsächlich unbegrenzt? Aufschluß hierüber gibt das Gewichtsverhältnis von Stickstoff zu Phosphor (vgl. Tab. 11).

Tab. 11: Konzentrationsverhältnisse des anorganischen Stickstoffs zum löslichen reaktiven Phosphor (SRP) im Münsterschen Aasee und der Münsterschen Aa (AaM) von Dezember 1992 bis September 1994.

	Münsterscher Aasee	Münstersche Aa
	[N:P]	[N:P]
10. Dez 92	47	94
20. Jan 93	25	71
17. Feb 93	38	66
17. Mrz 93	600	52
21. Apr 93	39	81
26. Mai 93	25	33
16. Jun 93	7	20
14. Jul 93	4	8
11. Aug 93	5	13
15. Sep 93	3	11
20. Okt 93	56	61
10. Nov 93	39	31
08. Dez 93	46	49
19. Jan 94	51	65
09. Feb 94	56	69
09. Mrz 94	46	66
13. Apr 94	67	93
11. Mai 94	58	26
08. Jun 94	62	36
06. Jul 94	1	4
17. Aug 94	0	0
14. Sep 94	3	8

Beim Aasee ist dieses Verhältnis extrem klein und speziell in den Hochsommermonaten zeitweise sogar < 1 , wie im August 1994 nachgewiesen werden konnte. Bei der Nährstoffaufnahme planktischer Algen hingegen beträgt es 7:1 (vgl. CHIAUDANI & VIGHI 1974 zit. nach SCHRÖDER & SCHRÖDER 1978, KLEE 1991, RÖNICKE et al. 1995). Der Stickstoff kann hierbei bereits ab N/P-Verhältnissen unterhalb von 12:1 limitierend wirken. Praktisch zum alleinigen Minimumfaktor wird er, wenn das N/P-Verhältnis $\leq 5:1$ ist (SCHARF et al. 1984). Für den Münsterschen Aasee bedeutet dies, daß er sowohl 1993 als auch 1994 in den Monaten Juli bis September keinesfalls P-, sondern vielmehr N-limitiert war! Der Stickstoff übernimmt also im Aasee zeitweise die Rolle des limitierenden Faktors. Das Unterschreiten des kritischen Bereiches von 4:1 - 7:1 (vgl. MORRIS & LEWIS 1988, THORNTEN & RAST 1993) erklärt somit auch die explosionsartigen Blaualgenblüten. Gerade in Situationen der Stickstofflimitation, bei gleichzeitig gutem Phosphorangebot, sind speziell die diazotrophen Blaualgenarten gegenüber ihren Konkurrenten - insbesondere

den Grünalgen - im Vorteil, da sie über die N_2 -Fixation nicht auf die Stickstoffressourcen des Gewässers angewiesen sind (vgl. SCHLEGEL 1985, RÖNCKE 1986).

Bei einem durch Stickstoff limitierten Gewässer ist die Abnahme des P-Verbrauches, womöglich sogar die zeitweise Zunahme des frei verfügbaren ortho-Phosphates, die zwangsläufige Folge. Genau dies ist beim Aasee geschehen. Dies ist eine der entscheidenden Erklärungen dafür, weshalb die ortho-Phosphat-Konzentrationen parallel zum Produktionsanstieg in den Sommermonaten zunimmt (s. Abb. 27). Gleichzeitig zeigen die ortho-Phosphat-Jahresgänge der Fließgewässer (vgl. Abb. 67 u. 86), daß der Phosphor-Input in den Aasee noch steigt. Das ist ungewöhnlich, denn während der Vegetationsphase ist eher damit zu rechnen, daß die Phosphate organisch gebunden sind. Es muß davon ausgegangen werden, daß hierfür die punktuellen Einträge der oberhalb des Aasees liegenden Kläranlagen sowie die diffusen, vor allem durch Erosion bedingten Einträge aus dem vorwiegend landwirtschaftlichen Einzugsgebiet verantwortlich sind. Der von mehreren Seiten geradezu simultan erfolgende Input führt jedenfalls zur Potenzierung des Phosphatproblems im Aasee und gipfelt in den regelmäßig auftretenden massiven Blaualgenblüten.

Die Alkalität als Symptom der Nährstoffbelastung

Als Folge des produktionsbedingten Protonenentzuges erreichte der pH-Wert Größenordnungen von bis zu pH 9,4 (SCH 10.08.94) ein Niveau, welches für Fische wie den Barsch (*Perca fluviatilis*) oder den Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) tödlich ist (KLEE 1991); ein latentes und zeitweise massives Fischsterben im Aasee und der Aaumündung waren in beiden Untersuchungsjahren immer wieder feststellbar.

Mit der Zunahme des pH-Wertes wird gleichzeitig das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht verschoben. Ab pH 8 liegt nämlich der anorganische Kohlenstoff nicht mehr als freies Kohlendioxid (CO_2), sondern nur noch als Hydrogencarbonat (HCO_3^-) und mit weiter steigendem pH-Wert zunehmend auch als Carbonat (CO_3^{2-}) vor. So konnten auf Grund der zeitweise stark alkalischen Verhältnisse des Aasees Hydrogencarbonatgehalte bis zu 360 mg/l und Carbonatgehalte bis zu 50 mg/l gemessen werden. Arten wie z. B. die Grünalgen aus der Gattung *Scenedesmus* (s. Tab. 4) gewinnen damit zunehmend Konkurrenzvorteile, da sie in der Lage sind, den Kohlenstoff auch als Hydrogencarbonat aufzunehmen (vgl. RUTNER 1952). Die Aufnahme des anorganischen Kohlenstoffs als Hydrogencarbonat oder auch als Carbonat bewirkt einen weiteren pH-Anstieg. Hieraus kann geschlossen werden, daß dieser als „Biogene Entkalkung“ bezeichnete Prozeß während der sommerlichen Produktionsphase des Aasees jedes Jahr stattfindet.

Mit dem auf diese Weise allmählich ansteigendem pH-Niveau kommen nach und nach andere Probleme wie die Bildung größerer Konzentrationen von Ammoniak hinzu, auf deren Auswirkungen später noch eingegangen wird.

Das Sauerstoffsymptom

Die unbegrenzte Primärproduktion des Phytoplanktons spiegelt sich auch direkt im Sauerstoffhaushalt des Aasees wider. So konnten in der obersten Wasserschicht (0,0 - 0,5 m) tagsüber Sauerstoffsättigungswerte von maximal 275 % (= 29,1 mg/l O_2 ; 11.05.94) erreicht werden, wenngleich an derselben Stelle (ASN) zum selben Zeitpunkt in 1,5 Meter Tiefe bereits nur noch 120 % Sättigung (= 11,5 mg/l O_2) meßbar waren. Diese extreme Sauerstoffübersättigung ist jedoch nicht nur Folge der hohen Nettoprimärproduktion, sondern gleichzeitig auch Indiz für eine entsprechend hohe Atmungsrate, deren ganzes Ausmaß erst nachts bzw. in den frühen Morgenstunden sichtbar wird. Die Meßserie zur Tagesgangdynamik des Aasees vom 30./31.07.92 macht die Diskrepanz deutlich (vgl.

Abb. 39 u. 40): Dort wurde am Abend des 30.07.92 mit einem maximalen Sättigungswert von 234 % (= 20,0 mg/l O₂) ganz ähnliche Verhältnisse vorgefunden wie am 11.05.94. In den frühen Morgenstunden (4.30 Uhr MESZ) des darauf folgenden Tages lag die Sauerstoffsättigung in Nähe des Gewässergrundes (1,8 m) jedoch nur noch bei 75 % (= 6,6 mg/l O₂). Im Extremfall ist davon auszugehen, daß zumindest stellenweise Sauerstoffarmut auftritt. Das muß nicht allein nachts oder in den frühen Morgenstunden der Fall sein, denn zu bestimmten Zeiten wurden auch tagsüber stark untersättigte Verhältnisse angetroffen, wie die Ergebnisse vom 06. Juli 1994 klar belegen: Dort wurden um 10.10 Uhr MESZ am Standort ASN in 1,7 m Tiefe mit 0,6 mg/l O₂ eine Sauerstoffsättigung von nur 7 % vorgefunden. Damit ist belegt, daß der Aasee im Sommerhalbjahr zeitweilig Sauerstoffdefizite aufweist. Hiermit nähert sich der Münstersche Aasee der Situation des „Umkippens“. Ein solches Umkippen stellt keine extreme Einzelercheinung dar, sondern wäre eine entscheidende Schlüsselsituation für den Aasee. Selbst wenn diese extremen Verhältnisse nur für relativ kurze Zeit im Jahr aufträten, käme es zu katastrophalen und langfristigen Folgeerscheinungen. Fäulnisprozesse in einem zunehmend reduzierenden Milieu verstärkten die desolate Situation sehr schnell, so daß alle atmenden Organismen absterben. Die totale Verödung des Gewässers wäre die Folge. Generell ist dieses Stadium nicht umkehrbar! Für den Münsterschen Aasee ist als höchst bemerkenswertes Phänomen festzustellen, daß dieser zwar jährlich alle Anzeichen des „Umkippens“ aufweist, letzteres jedoch noch nicht als Endstadium in Erscheinung getreten ist. Warum dies so ist, wird am Schluß dieses Kapitels zu diskutieren sein.

Das Plankton des Aasees als Bioindikator für die synergistischen Effekte der Nährstoffbelastung

Der stetige und unbegrenzte Nachschub an Nährstoffen führt zunächst dazu, daß der Aasee ein im wesentlichen bottom-up-reguliertes System darstellt. Dies macht sich insbesondere in den zeitweilig sehr hohen Phytoplanktondichten und infolgedessen auch durch die extrem geringen Sichttiefen von teilweise $\leq 0,25$ m bemerkbar. Andererseits deuten die vergleichsweise spärlichen Dichten großer Zooplankter, wie etwa die Arten aus der Gattung *Daphnia*, darauf hin, daß diese dem intensiven Fraßdruck durch Prädatoren der zooplanktivoren Ichthyofauna ausgesetzt sind (top-down-Effekt). Daß das Artenspektrum und vermutlich auch die Altersstruktur der Ichthyofauna des Aasees unausgewogen sind, wurde früher schon festgestellt (BORCHARD: Fischereibiologisches Gutachten i. Auftrag d. Stadt Münster 1991). So machen bezogen auf die Biomasse allein die drei Raubfischarten Aal (*Anguilla anguilla*), Hecht (*Esox lucius*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*) einen Anteil von 70,8 % aus (vgl. Abb. 95). Ein ausgewogenes Verhältnis von Fried- zu Raubfischen sollte jedoch 70 : 30 % betragen (DGL 1991, SCHARF & EHLSCHEID 1993, SCHMIDT 1994).

Hieraus allein können jedoch noch keine Rückschlüsse auf den Anteil der zooplanktivoren Fische gezogen werden, denn auch die Raubfischarten durchlaufen Entwicklungsphasen mit zooplanktivorer Lebensweise. Vielmehr muß aufgrund der unterrepräsentierten großen Zooplankter (s. o.) davon ausgegangen werden, daß die zooplanktivoren Prädatoren auch quantitativ gut vertreten sind.

Somit kann sich das Phytoplankton aufgrund der Nährstoffsituation im Aasee maximal vermehren, ohne daß sich durch den Fraß herbivorer Zooplankter (grazing) ein nennenswert gegenläufiger Effekt bemerkbar machen würde. Ein Klarwasserstadium konnte im Aasee jedenfalls zu keinem Zeitpunkt vorgefunden werden. Im Laufe einer Vegetationsphase dürfte dies auch um so unwahrscheinlicher werden, je größer der Anteil an schlecht ingestierbaren Blaualgen wird.

Eine Kontrolle der Produzenten durch höhere trophische Ebenen im Nahrungsnetz kann also nur dann funktionieren, wenn zum einen die Nährstoffbasis wenigstens zeitweise limitierend wirkt, zum anderen jedoch der Fraßdruck auf das herbivore Zooplankton durch zooplanktivore Prädatoren nicht zu groß ist. Beim Aasee ist dies offensichtlich wohl nicht der Fall. Die dementsprechende jahreszeitliche Entwicklung der einzelnen Planktonpopulationen wird deshalb zunehmend durch abiotische Faktoren wie Temperatur, Licht und hydrologische Situation moduliert. Dieser biosensorische Effekt des Planktons läßt sich hervorragend im Vergleich der beiden Untersuchungsjahre ablesen: Im trockenen und warmen ersten Sommerhalbjahr 1993 war allenthalben eine stetige und über einen vergleichsweise langen Zeitraum andauernde Entwicklung der einzelnen Planktongruppen zu beobachten (vgl. Abb. 45, 47 u. 49). 1994 dagegen wurden zwar höhere Dichten erreicht, die Populationen der meisten Arten brachen mit der ab Juli einsetzenden intensiven Niederschlagsphase allerdings schon zusammen. Völlig differierend war vor allem die sowohl qualitative wie quantitative Zusammensetzung bei den Blaualgen (Cyanophyceae). Die 1993 dominierenden Arten aus den Gattungen *Aphanizomenon*, *Coelosphaerium* und *Microcystis* spielten nämlich im Folgejahr so gut wie keine Rolle. Stattdessen dominierte 1994 eine einzige andere Art, nämlich *Oscillatoria lacustris*, die Gruppe der Blaualgen. Die Arten des Vorjahres wurden teilweise überhaupt nicht registriert. Dennoch scheint hiermit eine gewisse Systematik verbunden zu sein, denn 1995 gab es wieder einen sehr warmen und trockenen Sommer, bei dem speziell die blütenbildenden Blaualgenarten des Jahres 1993 (s. o.) in großer Zahl wieder auftauchten. Diese Effekte sind wohl vor allem im Zusammenhang mit den unterschiedlichen Witterungen und den dementsprechend unterschiedlichen hydraulischen Bedingungen im Aasee zu sehen, denn sobald die Wasseraufenthaltszeit geringer ist als die Generationszeit der Planktonalgen, kann sich kein Phytoplankton mehr halten, d. h. die Algen werden ausgewaschen (vgl. NUSCH 1982, LENHART 1989). Dies ist höchstwahrscheinlich auch der Grund dafür, weshalb es nicht zum „Umkippen“ des Aasees kommt: Der Aasee im Zustand eines stehendes Gewässer besteht nur zeitweise. Die entstehenden Probleme werden spätestens mit der nächsten fließenden Welle des „Fließgewässers ‘Aasee‘“ fortgespült. Dieser Spüleffekt hat die Wirkung einer „reinigenden“ Katastrophendrift. Auf diese Weise wird Platz für neue Pioniergesellschaften geschaffen und der Kreislauf kann von vorn beginnen. Dies geschieht prinzipiell fortwährend. 1994 war insofern eine besondere Situation, weil der Spüleffekt verfrüht einsetzte, während in den Jahren 1993 und 1995 eher die „Normalsituation“ angetroffen wurde. Das auffälligste Merkmal dieser „Normalsituation“ sind die explosionsartigen Blüten verschiedener Planktongruppen, besonders der Blaualgen (Cyanophyceae).

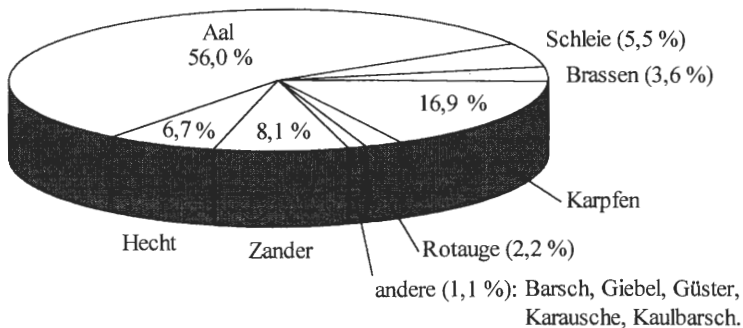


Abb. 95: Prozentuale Verteilung des Ichthyofauna-Artenspektrums des Münsterschen Aasees 1991 (Datenbasis: Bestandszahlen [kg/ha] aus BORCHARD: Fischereibiologisches Gutachten i. Auftrag d. Stadt Münster).

Vergiftungseffekte

Die Auswirkung toxischer Substanzen gehört zu den auffälligsten Symptomen für den desolaten Zustand eines Gewässers wie dem Aasee. Sie sind jedoch nicht die Ursachen hierfür, sondern die Folge als letztes Glied einer langen Kausalkette. Der Aasee weist mehrere gleichzeitig wirkende Gifte auf. Hierbei sind die allochthonen von den autochthonen zu unterscheiden.

Die zu den allochthonen Giften gehörenden Schwermetalle stehen anders als die autochthonen Gifte (s. u.) nicht in direktem Zusammenhang mit dem Nährstoffhaushalt. Ihre Belastungspfade sind im engeren urbanen Umfeld zu suchen. Während Chrom, Kobalt und Nickel keine Rolle spielen, konnten hinsichtlich Kupfer, Zink, Cadmium und Blei Anreicherungen festgestellt werden. Darüber hinaus sind sie im Vergleich zum neuen Aaseeteil in den Sedimenten des alten Aaseeteils stärker angereichert. Wahrscheinlich ist dies zumindest teilweise auf das unterschiedliche Alter der beiden Gewässerabschnitte zurückzuführen. Zum Teil ist jedoch auch der jeweilige Versiegelungsgrad des innerstädtischen Regenwassereinzugsgebietes sowie dessen topographische Lage hierfür verantwortlich zu machen (vgl. Abb. 6).

Solange die Schwermetalle in gefällter Form im Sediment deponiert bleiben, ist ihre Anwesenheit relativ unproblematisch. Ihr toxischer Einfluß, der vor allem darin besteht, Enzymaktivitäten des Stoffwechsels zu blockieren, kann erst dann seine Wirkung entfalten, wenn die Schwermetalle in Lösung gehen und dann von den Organismen aufgenommen werden. Eine Remobilisierung von Schwermetallen muß beispielsweise dann befürchtet werden, wenn es etwa bedingt durch Sauerstoffmangelsituationen, wie sie für den Aasee nachgewiesen wurden, zur Entstehung eines reduktiven Milieus kommt (vgl. a. GUNKEL & SZTRAKA 1986 zit. nach GUNKEL 1994). Ihren chemischen Eigenschaften entsprechend (vgl. Kap. 4.1.4) bedeutet dies, daß Cadmium vergleichsweise schnell, Blei dagegen sehr viel langsamer in Lösung geht. Weitere Bedingungen wie Änderungen des pH-Wertes oder das Vorhandensein von Komplexbildnern, wie sie z. B. in Wasch- und Reinigungsmitteln vorhanden sind, sind ebenfalls Faktoren für die Mobilisierung von Schwermetallen.

Im Gegensatz zu den vorgenannten allochthonen Schwermetallen sind die im Aasee zu beobachtenden autochthonen Vergiftungseffekte ausschließlich als Folgen der enormen Nährstoffbelastung anzusehen. So geht mit der sehr hohen Primärproduktion des Phytoplanktons ein entsprechender Protonenentzug einher, was den pH-Wert des Aasees bis auf pH 9,4 ansteigen ließ. Damit wurde zeitweise ein Niveau erreicht, welches für bestimmte Fischarten bereits tödlich ist. In jedem Fall kommt es z. B. zu Verätzungen der Kiemen oder zur Degeneration der äußeren Schleimhaut (vgl. HÜTTER 1992). Auch die Entwicklung von Eiern und Fischbrut leidet hierunter.

Neben den unmittelbaren Auswirkungen des alkalischen Milieus hat der erhöhte pH-Wert auch sekundäre Folgen fatalen Ausmaßes, besonders im Hinblick auf das Ammonium/Ammoniak-Verhältnis. Die pH- und temperaturabhängige NH_3 -Bildung beginnt ab pH 7 und folgt einem sigmoiden Verlauf. Bei einem pH-Wert von 9,0 und einer Wassertemperatur von 17 °C befinden sich bereit 25 % des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gleichgewichtes auf Seiten des Ammoniaks. Dieses ist extrem fischgiftig; ab 0,025 mg/l NH_3 -N ist bei Fischen mit chronischen Schäden zu rechnen. Dementsprechend wurde für die EG-Richtlinie für Fischgewässer der Richtwert auf < 0,004 und der Grenzwert auf 0,020 mg/l NH_3 -N festgelegt (LWA 1991). Im Aasee wurden mittlere Konzentrationen von 0,005 bis 0,009 mg/l NH_3 -N und Maximalkonzentrationen von bis zu 0,029 mg/l NH_3 -N vorgefunden. Damit ist der Aasee als dauerhaft ammoniakgeschädigt anzusehen.

Neben der Ichthyofauna dürfte Ammoniak auch auf andere Organismen toxische Wirkung haben, da es generell als Zellgift wirkt. Davon sind u. a. auch die Bakterienarten der Gat-

tung *Nitrobacter* betroffen: Hohe Ammoniumgehalte in alkalischem Milieu und infolgedessen hohe Ammoniakkonzentrationen wirken toxisch auf *Nitrobacter* (SCHLEGEL 1985).

Dies hat weitere Folgen in der Toxizitätskaskade, denn die Nitrifikation kann in dieser Situation nur noch teilweise ablaufen. Die für die Nitrifikation verantwortlichen Arten der Gattung *Nitrosomonas* oxidieren zwar das Ammonium zu Nitrit. Der normalerweise sich anschließende, durch *Nitrobacter* zu vollziehende Nitrationssschritt vom Nitrit zum Nitrat findet hingegen auf Grund der o. g. toxischen Wirkung von Ammonium bzw. Ammoniak nicht mehr oder nur in sehr reduziertem Maße statt. Dies ist die Situation, in der sich das ansonsten kaum vorhandene giftige Nitrit anreichern kann. Unbelastete Wässer weisen es höchstens in Spuren bis maximal 0,3 mg/l N auf (vgl. HÖLL 1987), weshalb die EG-Richtlinie für Fischgewässer (LWA 1991) für Salmoniden-Gewässer einen Richtwert von < 0,003 mg/l NO_2^- -N und für Cypriniden-Gewässer von < 0,009 mg/l NO_2^- -N vorschreibt. Im Aasee wurden im gesamten Untersuchungszeitraum durchschnittliche Konzentrationen von 0,06 mg/l NO_2^- -N und maximale Gehalte von bis zu 0,16 mg/l NO_2^- -N gemessen. Der Aasee war also während des gesamten Untersuchungszeitraumes mit Nitrit vergiftet!

Der aufgezeigte Weg der Entstehung toxischer Konzentrationen von Nitrit über die vorgeschaltete Ammonium/Ammoniak-Vergiftung zeigt, daß die Wirkung verschiedener Toxine nicht nur als Summationseffekt angesehen werden darf. Vielmehr führt diese Art der kaskadenartigen Zuspitzung zu einem sich potenzierenden Vergiftungseffekt. Tritt dann auch noch Sauerstoffmangel auf, wie dies zeitweise beim Aasee der Fall ist (s. o.), so hat auch das eine unvollständige Nitrifikation zur Folge, da der terminale Elektronenakzeptor, nämlich Sauerstoff, knapp wird. Hierdurch wird ebenfalls die Entstehung von größeren und damit wirksamen Konzentrationen an Nitrit gefördert. Es existieren also zwei verschiedene Wege der Nitritentstehung, deren unterschiedliche Voraussetzungen im Aasee bisweilen gleichzeitig anzutreffen sind. Seine hohe und gleichzeitig permanente Belastung durch Nitrit ist daher zwangsläufig.

Es besteht Grund zu der Annahme, daß neben den im Aasee nachgewiesenen Giften autochthonen Ursprungs weitere hinzukommen. So wurde in der Presse mehrfach von an Botulismus verendeten Wasservögeln berichtet (vgl. z. B. Westfälische Nachrichten vom 14.08.92). Tatsache ist, daß der den Botulismus verursachende Mikroorganismus, das stäbchenförmige, gram-positive und obligat anaerobe Bakterium *Clostridium botulinum*, zumindest zeit- und stellenweise im Aasee ideale Lebensbedingungen vorfindet. Es sind dies relativ hohe Temperaturen, ein sauerstofffreies Milieu und ein eiweißreiches Nährsubstrat (WESTPHAL 1991). Unter diesen Voraussetzungen bildet *Clostridium botulinum* Neurotoxine. Letztere verhindern die präsynaptische Freisetzung von Acetylcholin im cholinergen Nervensystem von Wirbeltieren. Die Folgen sind Lähmungssymptome, die schließlich zum Erstickungstod führen. Die sich anschließenden Verwesungs- und Fäulnisprozesse bedingen auch hier eine positive Rückkopplung. Inwieweit Botulismus beim Aasee tatsächlich eine maßgebliche Rolle spielt, muß an dieser Stelle offen bleiben, da es schwierig sein dürfte, den Nachweis dafür zu erbringen, ob die Todesopfer primär aufgrund von Vergiftungen durch Ammoniak, Nitrit oder Botulinumtoxin verendeten. Der Aasee ist allerdings als flaches und nährstoffreiches Gewässer für den sommerlichen Ausbruch von Botulismusepidemien prädestiniert (vgl. CASPARY & MAHLER 1988).

Zu den autochthonen Schadstoffen gehören auch die algenbürtigen Toxine und Allergene. Insbesondere verschiedene Blaualgenarten sind in diesem Zusammenhang zu nennen: *Anabaena* spp., *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis* spp. und *Oscillatoria* spp. (BGA 1992, KLAPPER 1992, GUNKEL 1994). Alle diese Taxa sind auch im Aasee in zeitweilig erheblichen Dichten (s. Abb. 45) vertreten. Es muß daher davon ausgegangen werden, daß auch eine dementsprechende Toxinbildung stattfindet. Für die Blaualgen hat dies zum

einen den Vorteil, daß Nahrungskonkurrenten ausgeschaltet werden, zum anderen gewähren ihnen die Toxine Schutz vor Prädatoren. So wurde z. B. die toxische Wirkung algenbürtiger Schadstoffe von *Microcystis viridis* auf *Daphnia* spp. nachgewiesen (YASUNO & SUGAYA 1991). Auch höhere Organismen (Fische, Säugetiere) können von den Schädwirkungen algenbürtiger Toxine und Allergene betroffen sein (vgl. BGA 1992, ZAUKE et al. 1992).

Abschließend bleibt festzuhalten, daß der Katalog der autochthonen Gifte und deren katastrophale Auswirkungen im Aasee Extremerscheinungen darstellen, die keinesfalls im Sinne einer Ansammlung isolierter Einzelprobleme mißverstanden werden dürfen. Vielmehr sind sie zu interpretieren als finale Folgeerscheinungen der hypertrophen Gesamtsituation des Münsterschen Aasees.

6. Zusammenfassung

Der Aasee in Münster ist trotz seiner anthropogenen Entstehung ein Lebensraum für eine z. T. überaus arten- und individuenreiche Biozönose. Durch die künstliche Aufweitung des Fließgewässers „Münstersche Aa“ wurde er im Prinzip als im Hauptschluß durchflossenes, großes Regenrückhaltebecken angelegt. Damit stellt er eine Sammel- u. Durchgangsstation für das oberhalb liegende Fließgewässereinzugsgebiet dar und muß dessen mit Nährstoffen überladene Frachten aufnehmen. Diese abzubauen kann ihm nicht gelingen, da ihn 1. seine urbane Lage, 2. der total fehlende Litoralbereich und 3. das unausgewogenen Verhältnis der Maße von Wassertiefe zur Gewässeroberfläche daran hindern. Die Eingeschränktheit seines Ökosystems führt zu Fehlentwicklungen wie Hypertrophierung, Sauerstoffmangel, heftige Wasserblüten vor allem verschiedener Blaualgenarten, Vergiftungserscheinungen ausgelöst durch erhöhte pH-Werte und die Bildung von Ammoniak, Nitrit, algenbürtigen Toxinen und Allergenen, Schwermetallanreicherungen in den Sedimenten, latentes Fischsterben sowie möglicherweise auch Botulismus. Der Aasee mildert die vorgeschalteten Probleme seines oberhalb liegenden Einzugsgebietes also nicht, sondern im Gegenteil: Er sammelt und verschärft sie noch!

Speziell die Tatsache, daß der Aasee zeitweise nicht phosphor-, sondern stickstofflimitiert ist, wodurch die Ausbildung von Blaualgenblüten besonders begünstigt wird, verdeutlicht seinen gefährdeten Status.

Der Befund, daß insbesondere das Phosphatproblem durch Rücklösungsvorgänge im Aaseesediment im Sinne einer Trophiespirale (KLEE & LORENZ 1989) noch verstärkt wird, resultiert aus den belastenden Frachten früherer Jahre, welche wiederum überwiegend aus den Fließgewässern stammen.

Als Alarmzeichen für die besonders kritische Situation, in der sich der Münstersche Aasee befindet, müssen neben den Vergiftungssymptomen vor allem die zeitweilig auftretenden Sauerstoffdefizite gewertet werden. Ein „Umkippen“ des Aasees als negatives Endstadium muß prinzipiell in jedem Sommer befürchtet werden. Daß dies bisher noch nicht eintrat, verdankt der „Patient Aasee“ vermutlich zwei Phänomenen: Zum einen wirken sich extrem hohe pH-Werte, wie sie in den Sommermonaten vorgefunden wurden, hemmend auf die Destruktionsprozesse aus. Zum anderen ist dies darauf zurückzuführen, daß in Phasen höherer Niederschläge der Wasserkörper des Aasees immer wieder erneuert wird.

7. Literatur

- ADAM, G. (1990): Bestimmungstabellen für die Larven der in Deutschland verbreiteten Baetidae (Ephemeroptera). - Wasserwirtschaftsamt Weiden/Opf., Manuskript.
- ALBRECHT, M. L. (1959): Die quantitative Untersuchung der Bodenfauna fließender Gewässer. - Z. Fischerei N. F. **8**: 481-550.
- ANDERSEN, J. M. (1975): Influence of pH on the release of phosphorus from lake sediments. - Arch. Hydrobiol. **76**: 411-419.
- AUBERT, J. (1959): Plecoptera. - Insecta Helvetica (1), Imprimerie la Concorde, Lausanne.
- AUTRUM, H. (1967): Hirudinea, Egel. - in: BROHMER, P., P. EHRMANN & G. ULMER: Die Tierwelt Mitteleuropas I: 1-30, Quelle & Meyer, Leipzig.
- BARBER, H. G. & E. Y. HAWORTH (1981): A guide to the morphology of the Diatom Frustle. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **44**: 112 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1988): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). - Informationsber. Bayer. Landesamt f. Wasserw. **2**, Loseblattsammlung, München.
- BELLMANN, H. (1987): Libellen: beobachten - bestimmen. - Neumann-Neudamm, Melsungen.
- BEYER, H. (1932): Die Tierwelt der Quellen und Bäche des Baumbergegebietes. - Abh. Westf. Prov. Mus. Naturk. **3**: 9-305.
- BGA - BUNDESGESUNDHEITSAMT (Hrsg.) (1992): Schutz von Badenden vor Algentoxinen und Allergenen in Badegewässern durch Einhaltung der Anforderungen nach EG-Richtlinie. - Bekanntmachungen des BGA, Bundesgesundheitsblatt **6**: S. 320.
- BICK, H. (1972): Ciliata. - in ELSTER, H.-J. & W. OHLE (Hrsg.): Die Binnengewässer **26**; Das Zooplankton der Binnengewässer (1), S. 31-83, Schweizerbart, Stuttgart.
- BIRO, K. (1988): Kleiner Bestimmungsschlüssel für Zuckmückenlarven (Diptera: Chironomidae). - Wasser und Abwasser Supplementbd. **1**: 329 S.
- BLUME, H.-P. & G. BRÜMMER (1987): Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden. - Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. **53**: 111-117.
- BONGARD, M. (1994): Der Aasee - empirische Nutzungsanalyse einer wohnortnahen Tageserholungs- und Sportstätte. - Staatsexamensarbeit, Univ. Münster.
- BORCHARD, B. (1991): Fischereibiologisches Gutachten im Auftrag der Stadt Münster.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. **26**: 355 S.
- BRINKHURST, O. R. (1971): A guide for the identification of British Aquatic Oligochaeta. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **22**: 56 S.
- BROHMER, P. (1982): Fauna von Deutschland. - Quelle & Meier, Heidelberg.
- BRÜHL, H. & P. SPIERLING (1986): Ein statistischer Methodenvergleich von Abflußmessungen mit dem hydrometrischen Flügel in kleinen Wasserläufen. - Dt. Gewässerkundl. Mitt. **30**: 143-146.
- BUDDE, H. (1942): Die benthale Algenflora, die Entwicklungsgeschichte der Gewässer und die Seentypen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - Arch. Hydrobiol. **39**: 189-293.
- CASPARY, H. J. & U. MAHLER (1988): Wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Bekämpfung des Vogelsterbens infolge Botulismus im Naturschutzgebiet „Wagbachniederung“. - Wasser u. Boden **40**: 619-626.
- CASPERS, H., E. T. DEGENS & K. VOLLBRECHT (Hrsg.) (1976): Die Hamburger Alster. Geologische, hydrobiologische und wasserwirtschaftliche Entwicklung eines Stadtgewässers. - Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg **46**: 431 S.
- CLAJUS, P. (1978): Untersuchungen über den Sauerstoffhaushalt eines abwasserbelasteten Flusses (Münstersche Aa). - Dissertation, Univ. Münster.
- DAHM-AHRENS, H. (1975): Erläuterungen zur Geologischen Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen, Blatt C4306 Recklinghausen (1:100.000). - Geolog. Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- DAVIS, L. (1968): A key to the British species of Simuliidae (Diptera) in the larval, pupal and adult stages. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **24**: 126 S.
- DEV (Hrsg.: FACHGRUPPE WASSERCHEMIE IN DER GESELLSCHAFT DEUTSCHER CHEMIKER IN GEMEINSCHAFT MIT DEM NORMENAUSSCHUSS WASSERWESSEN (NAW) IM DIN (Deutsches Institut für Normung e. V.) (1991): Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. - VCH, Weinheim.
- DGL - DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (Hrsg.) (1991): Die fischereiliche Nutzung von Baggerseen - Empfehlungen der Arbeitsgruppe Baggerseen der Deutschen Gesellschaft für Limnologie. - DGL-Mitt. II/91.

- DIETZ, F. (1975): Die Borkonzentration in Wässern als Indikator der Gewässerbelastung. - Gas- u. Wasserfach **116**: 301-308.
- DYCK, S. & G. PESCHKE (1995): Grundlagen der Hydrologie. - Verlag Bauwesen, Berlin.
- EDINGTON, J. M. & A. G. HILDREW (1995): Caseless Caddis Larvae of the British Isles: A key with ecological notes. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **53**: 134 S.
- EFEU EUREGIO INSTITUT (Hrsg.) (1995): Entwicklung und Umsetzung grenzüberschreitender Verwertungsmöglichkeiten von organischen Reststoffen in einem kommunalen und industriellen Verbundprojekt - Berechnungen der Nährstoffeinträge durch wirtschaftseigene Düngemittel und Klärschlamm für die Gemeinden der Kreise Borken, Coesfeld und Steinfurt sowie des Landkreises Grafschaft Bentheim.
- EINSELE, W. (1936): Über die Beziehungen des Eisenkreislaufes zum Phosphatkreislauf im eutrophen See. - Arch. Hydrobiol. **29**: 664-686.
- ELGER, D., U. NOACK & J. POLTZ (1986): Zur limnologischen Situation des Maschsees (Hannover) im Jahre 1985. - Mitt. aus d. Niedersächs. Landesamt f. Wasserwirtschaft **3**: 4-34.
- ELLIOTT, J. M. & K. H. MANN (1979): A key to the British Freshwater Leeches with notes on their life cycles and ecology. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **40**: 72 S.
- ELLIOTT, J. M., U. H. HUMPECH & T. T. MACAN (1988): Larvae of the British Ephemeroptera: A key with ecological notes. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **49**: 145 S.
- ELLIOTT, J. M. (1977): A key to the larvae and adults of British freshwater Megaloptera and Neuroptera with notes on their life cycles and ecology. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **35**: 52 S.
- ELSTER, H.-J. (1958): Das limnologische Seetypensystem, Rückblick und Ausblick. - Verh. int. Ver. Limnol. **13**: 101-120.
- EMMERSON, K., R. C. RUSSO, R. E. LUND & R. V. THURSTON (1975): Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. - J. Fish. Res. Board Can. **32**: 2379-2383.
- ENGELHARDT, W. (1989): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher. - Franckh, Stuttgart.
- ETTL, H. (1983): Chlorophyta I, Phytomonadia. - in: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (Hrsg.): Die Süßwasserflora von Mitteleuropa **9**, Fischer, Stuttgart.
- FLOSSNER, D. (1972): Krebstiere, Crustacea: Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda; Fischläuse, Branchiura. - in: Dahl, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands (60), Fischer, Jena.
- FÖRSTNER, U. & W. SALOMONS (1980): Trace metal analysis on polluted sediments - Part I: Assessment of sources and intensities. - Environ. Technol. Lett. **1**: 494-506.
- FRANKE, U. (1979): Bildbestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellen-Larven (Insecta: Odonata). - Stuttgarter Beitr. Naturk. **333**: 1-17.
- FRENZEL, P. (1990): The influence of chironomid larvae on the sediment oxygen microprofiles. - Arch. Hydrobiol. **119**: 427-437.
- FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1965): Die Käfer Mitteleuropas (1). Einführung in die Käferkunde. - Goecke & Evers, Krefeld.
- FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1971): Die Käfer Mitteleuropas (3). Adepaga 2, Palpicornia, Heteroidea, Staphylinidea 1. - Goecke & Evers, Krefeld.
- FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1979): Die Käfer Mitteleuropas (6). Diversicornia. - Goecke & Evers, Krefeld.
- FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1966): Die Käfer Mitteleuropas (9). Cerambycidae, Chrysomelidae. - Goecke & Evers, Krefeld.
- FREVERT, T. (1979): The pe redox concept in natural sediment-water systems; its role in controlling phosphorus form lake sediments. - Arch. Hydrobiol. Suppl. **55**: 278-297.
- FREVERT, T. (1980): Dissolved oxygen dependent phosphorus release from profundal sediments of Lake Constance (Obersee). - Hydrobiologia **74**: 17-28.
- FREYER, G. (1978): Branchiura. - in: Elster, H.-J. & W. Ohle (Hrsg.): Die Binnengewässer 26; Das Zooplankton der Binnengewässer (2), S. 368-374, Schweizerbart, Stuttgart.
- FRIEDRICH, G. (1982): Limnologie flacher Seen u. Talsperren. - Z. f. Wasser- u. Abwasserforsch. **15**: 81-88.
- FROST, S., A. HUNI & W. E. KERSHAW (1971): Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. - Canad. J. Zool. **49**: 167-173.
- GALLEN, H. (1978): Durchsetzung des Absolutismus. - Geschichte original - am Beispiel der Stadt Münster **1**: 16 S.
- GALLEP, G. W., J. F. KITCHELL & S. M. BARTELL (1978): Phosphorus release from lake sediments as effected by chironomids. - Verh. int. Ver. Limnol. **20**: 458-465.
- GERMAIN, H. (1981): Flore des diatomees - eaux douces et saumâtres du Massif Armoricaïn et des contrees voisines d'Europe occidentale. - Societe Nouvelle des Editions Boubee, Paris.

- GLEDHILL, T., D. W. SUTCLIFFE & W. D. WILLIAMS (1976): A key to British Freshwater Crustacea: Malacostraca. - *Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ.* **32**: 72 S.
- GLOER, P., C. M. BROOK & O. OSTERMANN (1992): Süßwassermollusken: Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. - Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- GROSPIETSCH, T. (1972): Testacea und Heliozoa. - in ELSTER, H.-J. & W. OHLE (Hrsg.): Die Binnengewässer 26; Das Zooplankton der Binnengewässer (1). S. 1-32, Schweizerbart, Stuttgart.
- GUNKEL, G. (1994): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. - Fischer, Jena, Stuttgart.
- HANSEN, M. (1987): The Hydrophiloidea (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. - *Fauna Entomologica Scandinavia* (18). - E. J. Brill/Scandinavian Science Press, Leiden, Copenhagen.
- HARDING, J. P. & W. A. SMITH (1974): A key to the British freshwater Cyclopid and Calanoid Copepods. - *Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ.* **18**: 56 S.
- HARUER, J. (1989): Mayflies. - *Naturalists' Handbook* (13). - Richmond Publishing, Slough.
- HEDICKE, H. (1961): Ungleichflügler, Wanzen, Heteroptera. - in: BROHMER, P., P. EHRMANN & G. ULMER: Die Tierwelt Mitteleuropas (4). - Quelle & Meyer, Leipzig.
- HEIDEMANN, H. & R. SEIDENBUSCH (1993): Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs - Handbuch für Exuviensammler. - Erna Bauer, Keltern.
- HEMPEL, L. (1980): Nordwestdeutschland. - Manuskript, Univ. Münster.
- HENNIG, W. (1968): Die Larvenformen der Dipteren. - Berlin.
- HICKIN, N. E. (1967): Caddis Larvae - Larvae of the British Trichoptera. - Hutchinson, London.
- HIGLER, L. W. G. & J. O. SOLEM (1986): Key to the larvae of North-West European Potamophylax Species (Trichoptera, Limnephilidae) with notes on their biology. - *Aquatic Insects* **8** (3): 159-69.
- HILEY, P. D. (1976): The identification of British limnephilid larvae (Trichoptera). - *Systematic Entomology* **1**: 147-167.
- HÖLL, K. (1986): Wasser: Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie. - de Gruyter, Berlin.
- HÖLTING, B. (1992): Hydrogeologie: Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrologie. - Enke, Stuttgart.
- HOLMEN, M. (1987): The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark (I.) Gyrididae, Haliplidae, Hygrobiidae, and Noteridae. - *Fauna Entomologica Scandinavia* (20). - E. J. Brill/Scandinavian Science Press, Leiden, Copenhagen.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1938-83): Das Phytoplankton des Süßwassers. - in: THIENEMANN, A. (Hrsg.): Die Binnengewässer Bd. **16**(1-7), Schweizerbart, Stuttgart.
- HÜTTER, L. A. (1992): Wasser und Wasseruntersuchung: Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. - Salle u. Sauerländer, Frankfurt a. M., Aarau, Salzburg.
- HUPFER, M. (1995): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. - in: STEINBERG, CH., W. CALMANO, H. KLAPPER & R.-D. WILKEN (Hrsg.) (1996), *Handbuch Angewandte Limnologie*. - Ecomed, Losebl.-Ausg., Landsberg am Lech.
- HUSTEDT, F. (1930): Bacillariophyta (Diatomeae). - in: PASCHER, A. (Hrsg.): Die Süßwasserflora Mitteleuropas **10**. - Fischer, Jena.
- HYNES, H. B. N. (1984): Adults and nymphs of British Stoneflies (Plecoptera). - *Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ.* **17**: 92.
- ILLIES, J. (1955): Steinfliegen oder Plecoptera. - in: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands (43). - Fischer, Jena.
- ILLIES, J. (1968): Ephemeroptera (Eintagsfliegen). - *Handb. Zool.* **4**(2): 1-63.
- ILLIES, J. (Hrsg.) (1978): Limnofauna Europaea. - Fischer, Stuttgart.
- INSTITUT FÜR GEOGRAPHIE (1994): Unveröffentlichte meteorologische Meßdaten zum Niederschlag (Tagessummen), zur Lufttemperatur (Stundenwerte) und zur Globalstrahlung (Stundenwerte) von Dezember 1992 bis September 1994. - Inst. f. Geogr., Univ. Münster.
- JANSEN, A. (1991): Chemische Gewässeruntersuchungen (Einzugsgebiet Aasee 1991) im Auftrag der Stadt Münster.
- JUNGE, E. (1988): Chemische und mikrobiologische Untersuchungen an einem innerstädtischen Freizeitgewässer. - Dissertation, Univ. Münster.
- KALBE, L. (1980): Kieselalgen in Binnengewässern. - Die Neue Brehm-Bücherei. Ziemsen, Wittenberg, Lutherstadt.
- KAULE, G. (1991): Arten- u. Biotopschutz. - Ulmer, Stuttgart.
- KAUSCHER, H. (1991): Ökologische Grundlagen der Sanierung stehender Gewässer. - in: SCHUMACHER, H. & B. THIESMEIER (Hrsg.): Urbane Gewässer, *Ökologie* **4**: 72-82, Westarp, Essen.

- KIEFER, F. (1978): Freilebende Copepoda. - in: ELSTER, H.-J. & W. OHLE (Hrsg.): Die Binnengewässer 26; Das Zooplankton der Binnengewässer (2), S. 1-343. Schweizerbart, Stuttgart.
- KLAPALEK, F. (1909): Plecopteren - Steinfliegen. - in: BRAUER, A.: Süßwasserfauna Deutschlands. - Fischer, Jena, Stuttgart.
- KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz. - Fischer, Jena.
- KLAUSNITZER, B. (1996): Käfer im und am Wasser. - Neue Brehm-Bücherei Bd. 567. Westarp, Magdeburg, Spektrum, Heidelberg.
- KLEE, O. & P. LORENZ (1989): Sanierung von eutrophierten Seen: Diagnose und Beispiel einer gelungenen Therapie. - gwf - Das Gas- und Wasserfach - Wasser/Abwasser **130**: 21-27.
- KLEE, O. (1991): Angewandte Hydrobiologie: Trinkwasser - Abwasser - Gewässerschutz. - Thieme, Stuttgart, New York.
- KLEEBERG, A. (1995): Zur benthischen Phosphorfreisetzung in einem Flachsee (Großer Müggelsee, Berlin). - DGL-Tagungsbericht 1994 (I): 1-4, Krefeld.
- KLOTTER, H.-E. (1957): Grünalgen (Chlorophyceae). - Franck, Stuttgart.
- KOMAREK, J. & B. FOTT (1983): Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung Chlorococcales. - in: HUBER-PESTALOZZI, G.: Das Phytoplankton des Süßwassers, Bd. **16**(7.1). Schweizerbart, Stuttgart.
- KOSTE, W. (1978): Rotatoria - Die Rädertiere Mitteleuropas (3. Überordnung Monogononta). - Textbd. I + Tafelbd. II. Borntraeger, Stuttgart, Berlin.
- KOTHÉ, P. (1962): Der „Artenfehlbetrag“, ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. - Dt. Gewässerkundl. Mitt. **6**: 60-65.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Hrsg.) (1985): Seen in der Bundesrepublik Deutschland. - Woeste Druck, Essen.
- LENHART, B. (1989): Zum Einfluß physikalischer und chemischer Faktoren auf die Produktion in Fließgewässern. - in: Aktuelle Probleme des Gewässerschutzes Nährstoffbelastung und -elimination, Münchener Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiologie **43**: 171-189, Oldenbourg, München.
- LEONHARDT, K. (1988): Untersuchungen zur Bewertung des ökologischen Zustandes der Münsterschen Aa. - Diplomarbeit, Univ. Münster.
- LILLEHAMMER, A. (1988): Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. - Fauna Entomologica Scandinavia (21). - E. J. Brill/Scandinavian Science Press, Leiden, New York, København, Köln.
- LIND, E. M. & A. J. BROOK (1980): Desmids of the English Lake District. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **42**: 123 S.
- LÖFFLER, H. (1972): Ostracoda. - in: ELSTER, H.-J. & W. OHLE (Hrsg.): Die Binnengewässer 26; Das Zooplankton der Binnengewässer (1). - S. 235-256. Schweizerbart, Stuttgart.
- LÖLF - Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung (Hrsg.) (1986): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere. - Schriftenr. LÖLF **4**: 244 S.
- LWA - Landesamt für Wasser und Abfall (Hrsg.) (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA). - LWA-Merkblätter **7**: 38 S.
- MACAN, T. T. (1977): A key to the British Fresh- and Brackish-water Gastropods with notes on their ecology. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **13**: 46 S.
- MATISOFF, G., J. B. FISCHER & S. MATIS (1985): Effects of benthic macroinvertebrates on the exchange of solutes between sediments and freshwater. - Hydrobiologia **122**: 29-33.
- MORRIS, D. P. & W. M. LEWIS (1988): Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. - Freshw. Biol. **20**: 327-351.
- MORTIMER, C. H. (1941/42): The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes I.-II. - J. Ecol. **29**: 280 - 329 u. **30**: 147-201.
- MOTHES, G. (1987): Einfluß eines submersen Makrophytenrasens auf den pelagischen Stoffhaushalt im See. - Acta hydrochim. hydrobiol. **15**: 161-166.
- MÜGGE, I. (1984): Limnologische Untersuchungen am Großen Heiligen Meer während des Winters. - Staatsexamensarbeit, Univ. Münster.
- MÜLLER, G. (1981): Sedimente als Kriterien der Wassergüte. - Umschau **81**: 455-459.
- MÜLLER, O. (1990): Mitteleuropäische Anisopterenlarven (Exuvien) - einige Probleme ihrer Determination. - Dtsch. ent. Z., N.F. **37**: 145-187.
- MÜLLER-LIEBENAU, I. (1969): Revision der europäischen Arten der Gattung *Baetis* Leach, 1815 (Insecta, Ephemeroptera). - Gewässer und Abwässer **48/49**: 214 S.
- MÜLLER-WILLE, W. (1981): Westfalen. - Aschendorff, Münster.
- NAGEL, P. (1989): Bildbestimmungsschlüssel der Saprobien. - Fischer, Stuttgart.

- NUSCH, A. (1982): Zur Frage kritischer Nährstoffbelastung gestauter Fließgewässer. - Z. f. Wasser- u. Abwasserforsch. **15**: 81-88.
- OHLE, W. (1953): Der Vorgang rasanter Seenalterung in Holstein. - Die Naturwissenschaften **40**: 153-162.
- PAGE, F. C. (1976): Freshwater and Soil Amoebae. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **34**: 155 S.
- PEISSNER Th. (1992): Erfassung und Eignung des Makrozoobenthos für die Gütebestimmung und Beurteilung von Gewässern. - in: TRAUTNER, J.: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. S. 75-96.
- PEITZMEIER, J. (1979): Avifauna von Westfalen. - Abh. Landesmus. Naturk. Münster **41**(3/4): 576 S.
- PITSCH, Th. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). - Schriftenr. Fachber. Landschaftsentw. (TU Berlin) **8**: 316 S.
- PONTIN, R. M. (1978): A key to the British freshwater planktonic Rotifera. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **38**: 178 S.
- POTT, R., J. PUST & K. HOFFMANN (1996): Trophiedifferenzierungen von Stillgewässern im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und deren Auswirkungen auf die Vegetation - erste Ergebnisse. - Abh. Landesmus. Naturk. Münster **58**(2): 1-60.
- REYNOLDS, T. B. (1978): A key to British species of Freshwater Triclad. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **23**: 32 S.
- RIPPL, W. (1982): Flankierende Maßnahmen zur Sicherung des Sanierungserfolges an flachen Gewässern. - Z. f. Wasser- und Abwasserforsch. **15**: 131-135.
- RÖNICKE, H. (1986): Beitrag zur Fixation des molekularen Stickstoffs durch planktische Cyanophyceen in einem dimiktischen, schwach durchflossenen Standgewässer. - Dissertation, Humboldt-Univ. Berlin.
- RÖNICKE, H., M. BEYER & J. TITTEL (1995): Möglichkeiten zur Steuerung der Blaualgendynamik in eutrophierten stehenden Gewässern durch Maßnahmen zur Seenrestaurierung. - in: JAEGER, D. & R. KOSCHEL (Hrsg.): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer, Limnologie aktuell **8**: 133-156. Fischer, Stuttgart, Jena, New York.
- ROMMEN, M. (1995): Limnologische Untersuchung und Bewertung des Fließgewässers Münsterische Aa unter besonderer Berücksichtigung der Insektenordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera. - Staatsexamensarbeit, Univ. Münster.
- RUTTNER, F. (1952): Grundriß der Limnologie (Hydrobiologie des Süßwassers). - de Gruyter, Berlin.
- RUTTNER-KOLISKO, A. (1972): Rotatoria. - in: ELSTER, H.-J. & W. OHLE (Hrsg.): Die Binnengewässer **26**; Das Zooplankton der Binnengewässer (1), S. 99-234. Schweizerbart, Stuttgart.
- RUZICKA, J. (1977/1981): Die Desmidiaceen Mitteleuropas 1.1 + 1.2. - Schweizerbart, Stuttgart.
- SAVAGE, A. A. (1989): Adults of the British aquatic Hemiptera Heteroptera: A key with ecological notes. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **50**: 173 S.
- SCHARF, B., A. HAMM & CH. STEINBERG (1984): Seenrestaurierung. - in: BESCH, W.-K., A. HAMM, B. LENHART, A. MELZER, B. SCHARF & CH. STEINBERG (Hrsg.): Limnologie für die Praxis: Grundlagen des Gewässerschutzes. - Ecomed, Landsberg.
- SCHARF, B. & T. EHLSCHIED (1993): Extensivierung der Fischerei - ein Beitrag zur Oligotrophierung von Seen. - Natur u. Landschaft **68**: 562-565.
- SCHLEGEL, H. G. (1985): Allgemeine Mikrobiologie. - Thieme, Stuttgart, New York.
- SCHMIDT, E. (1992): Wasserblüten am Rheinausee in Bonn: Ein urbanes Ökosystem unter dem Regime von Tier und Mensch. - Tier u. Museum **3**: 20-28.
- SCHMIDT, G. (1994): Leitfaden zum Fischartenschutz in Nordrhein-Westfalen. - Schriftenr. Landesanst. f. Ökol., Bodenordnung u. Forsten/Landesamt f. Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (LÖBF) **2**: 58 S.
- SCHOENEMUND, E. (1930): Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. - in: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands (19). Fischer, Jena.
- SCHÖTTLER, U. (1975): Über den Anaerobiosestoffwechsel von *Tubifex*. - Verh. Dt. Zool. Ges. **67**: 271-274.
- SCHRÖDER, R. & H. SCHRÖDER (1978): Ein Versuch zur Quantifizierung des Trophiegrades von Seen. - Arch. Hydrobiol. **82**: 240-262.
- SCHULTING, R. (1988): Die Geschichte des Aasees in Münster. - in: EGGERT, H.-U.: Umwelt hat Geschichte - auch in Münster.
- SCHWERDHELM, R. & H. LEHMANN (1992): Güteverbesserung von Stadtgewässern. - gwf - Das Gas- und Wasserfach - Wasser/Abwasser **133**: 29-33.

- SCHWOERBEL, J. (1986): Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie. - Fischer, Stuttgart, New York.
- SCOURFIELD, D. J. & J. P. HARDING (1966): A key to the British Species of freshwater Cladocera. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **5**: 55 S.
- SEDLAK, E. (1985): Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäische Köcherfliegenlarven (Insecta, Trichoptera). - Wasser und Abwasser **29**: 146 S.
- SIEVERT, A. (1993): Untersuchungen zur Nematodenfauna von Stillgewässern. - Staatsexamensarbeit, Univ. Münster.
- STADT MÜNSTER (Hrsg.) (1989): Gewässeruntersuchung Meckelbach. - Werkstattberichte zum Umweltschutz 5/1989: 107 S.
- STADT MÜNSTER (1991): Gewässerbericht 1991. - Werkstattberichte zum Umweltschutz 4/1991: 97 S.
- STADT MÜNSTER (1992): Nutzungsanalyse Aasee. - 45 S., Münster.
- STADT MÜNSTER (1992a): Der Aasee. - Umwelt Konkret, 28 S.
- STADT MÜNSTER (1993): Historischer Umweltatlas Münster. - Waxmann, Münster.
- STADT MÜNSTER (1994): Gewässergütebericht 1994. - Werkstattberichte zum Umweltschutz 1/1994: 70 S.
- STADT MÜNSTER (1995): Unveröffentlichte Angaben zu den Abflüßmengen an der Wehranlage „Badestraße“ der Münsterschen Aa. - Stadt Münster, Tiefbauamt.
- STADT MÜNSTER (1996): Gewässergütebericht 1996. - Werkstattberichte zum Umweltschutz 6/1996: 64 S.
- STARMACH, K. (1985): Chrysophyceae und Haptophyceae. - in: ETTL, H., J. GERLOFF, H. HEYENIG & D. MOLLENHAUER (Hrsg.): Die Süßwasserflora von Mitteleuropa (1). - Fischer, Stuttgart.
- STARKEL, W. M. (1985): Predicting the effect of macrobenthos on the sediment/water flux of metals and phosphorus. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. **42**: 95-100.
- STAWA MÜNSTER (Hrsg.) (1994): Unveröffentlichte Angaben zu den Einzugsgebietsgrößen der Fließgewässer im Einzugsbereich der Münsterschen Aa. - Staatl. Amt f. Wasser u. Abfallwirtschaft, Münster.
- STEFFEN, D. (1989): Die Belastung der niedersächsischen Flußsedimente mit Schwermetallen. - Mitt. Nieders. Landesamt Wasserw. **8**: 71-89.
- STEINBERG, CH. & A. MELZER (1984): Stoffkreisläufe in Binnengewässern. - in: BESCH, W.-K., A. HAMM, B. LENHART, A. MELZER, B. SCHARF & CH. STEINBERG (Hrsg.): Limnologie für die Praxis: Grundlagen des Gewässerschutzes. - Ecomed, Landsberg.
- STEINBERG, CH. (1989): Bioverfügbarkeit und Rolle des Phosphors im Gewässer. - in: Aktuelle Probleme des Gewässerschutzes Nährstoffbelastung und -elimination, Münchener Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiologie **43**: 190-218, Oldenbourg, München.
- STUEDEMANN, D., P. LANDOLT, M. SARTORI, D. HEFTI & I. TOMKA (1992): Ephemeroptera. - Insecta Helvetica **9**: 175 S., Imprimerie Maurom + Tinguely & Lachat Sa, Freiburg.
- STREBLE, H. & D. KRAUTER (1988): Das Leben im Wassertropfen: Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers. - Franck, Stuttgart.
- STRESEMANN, E. (Hrsg.) (1989): Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD (2/1). - Volk u. Wissen, Berlin.
- STRESEMANN, E. (Hrsg.) (1989a): Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD (3). - Volk u. Wissen, Berlin.
- STRESEMANN, E. (Hrsg.) (1990): Exkursionsfauna von Deutschland (2/2). - Volk u. Wissen, Berlin.
- STRESEMANN, E. (Hrsg.) (1992): Exkursionsfauna von Deutschland (1). - Volk u. Wissen, Berlin.
- STRUCKMEIER, W. (1990): Wasserhaushalt und Hydrologische Systemanalyse des Münsterländer Beckens. - Landesamt f. Wasser u. Abfall, LWA Schriftenr. **45**: 72 S.
- TERLUTTER, H. (1995): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer. - Westf. Mus. Naturk., Landschaftsverband Westfalen-Lippe, Münster.
- TESSENOW, U. (1972): Lösungs-, Diffusions- und Sorptionsprozesse in der Oberschicht von Seesedimenten I. - Arch. Hydrobiol. Suppl. **38**: 353-398.
- TESSENOW, U. (1979): Die Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser in ihrer Bedeutung für den Nährstoffhaushalt von Seen. - Z. f. Wasser- u. Abwasserforsch. **12**: 65-72.
- THIELE, J. (1909): Mollusca - Weichtiere. - in: BRAUER, A.: Süßwasserfauna Deutschlands. - Fischer, Jena, Stuttgart.
- THIENEMANN, A. (1913/1914): Physikalische und chemische Untersuchungen in den Maaren der Eifel. - Verh. naturh. Ver. preuß. Rheinl. Westf. **70**: 249-302 u. **71**: 273-389.

- THORNTEN, J. A. & W. RAST (1993): A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. - in: STRASKRABA, M., J. G. TUNDISI & A. DUNCAN (Hrsg.): Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, Developm. Hydrobiol. **77**: 1-24, Kluwer, Dordrecht.
- ULMER, G. (1909): Trichoptera. - in: BRAUER, A.: Die Süßwasserfauna Deutschlands (5/6). - Fischer, Jena.
- VEST, M. (1996): Münsters Aasee - ein Sammelgewässer für Möwen. - Charadrius **32**: 38-39.
- VEST, M. (1997): Limnologische Wechselbeziehungen eines urbanen (Still-)Gewässers im Spannungsfeld zwischen städtischen und ländlichen Nutzungsinteressen; Ursachen und Folgen untersucht und bewertet am Beispiel des Aasees in Münster (Westf.). - Dissertation, Univ. Münster.
- VOGT, C. (1990): Quellgebiet und Oberlauf der Münsterschen Aa - Aktueller Zustand, Bewertung und Planungsvorschläge. - Diplomarbeit, Univ. Münster.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1968): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. - OECD Paris, Techn. Report DAS/CSI/68.27.
- VOLLENWEIDER, R. A. & J. Kerekes (1982): OECD cooperative program for monitoring of inland waters (eutrophication control). - Synthesis Report, Paris.
- WALLACE I. D. (1980): The identification of British limnephilid larvae (Trichoptera: Limnephilidae) which have single-filament gills. - Freshw. Biol. **10**: 171-189.
- WALLACE I. D., B. WALLACE & G. N. PHILIPSON (1990): A key to the Case-bearing Caddis Larvae of Britain and Ireland. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. **51**: 237 S.
- WARINGER, J. A. (1986): A character separating the larvae of *Anabolia frucata* Brauer, 1857 and *Anabolia nervosa* Curtis, 1834 (Trichoptera: Limnephilidae). - Zool. Anz. **216**: 123-127.
- WEGNER, Th. (1913): Geologie Westfalens. - Schöningh, Paderborn.
- WEIMANN, R. (1942): Zur Gliederung und Dynamik der Flachgewässer. - Arch. Hydrobiol. **38**: 481-524.
- WEIMANN, R. (1943): Einige Besonderheiten zur Limnologie der Flachgewässer. - Forschungen u. Fortschritte **19**: 11-13.
- WERNER, B. & M. WIESE (1994): Der Aasee und seine Zuflüsse - Beiträge zur Hydrologie und zur Schwermetallführung der Sedimente. - Diplomarbeit, Univ. Münster.
- WESENBERG-LUND, C. (1939): Biologie der Süßwassertiere. - Nordisk Forlag, Kopenhagen + Springer, Berlin, Wien.
- WESENBERG-LUND, C. (1943): Biologie der Süßwasserinsekten. - Nordisk Forlag Kopenhagen + Springer, Berlin, Wien.
- WESTFÄLISCHE NACHRICHTEN (1992): Botulismus: Ententod auf vielen Gewässern. - Ausgabe vom 14.08.1992.
- WESTPHAL, U. (1991): Botulismus bei Vögeln. - Aula, Wiesbaden.
- WICHARD, W., W. ARENS & G. EISENBEIS (1995): Atlas zur Biologie der Wasserinsekten. - Fischer, Stuttgart, Jena, New York.
- WILLIAMS, D. D. & B. W. FELTMATE (1992): Aquatic Insects. - CAB International, Redwood Press, Melksham.
- WILPS, H. & E. ZEBE (1976): The end-products of anaerobic carbohydrate metabolism in the larvae of *Chironomus thummi thummi*. - J. comp. Physiol. **112**: 263-272.
- YASUNO, M. & Y. SUGAYA (1991): Toxicities of *Microcystis viridis* and the isolated heptotoxic polypeptides on cladocerans. - Verh. Int. Ver. Limnol. **24**: 2622-2626.
- ZAUKE, G.-P., R. G. NIEMEYER & K.-P. GILLES (1992): Limnologie der Tropen und Subtropen: Grundlagen und Prognoseverfahren der limnologischen Entwicklung von Stauseen. - Ecomed, Landsberg/Lech.
- ZELINKA, M. (1980): Rád Jepice, Ephemeroptera. - in: ROZKOSNÝ, R.: Klic vodnick larev hmyzu: 39-67, Prag.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Martin Vest, Lingener Straße 7, D-48155 Münster