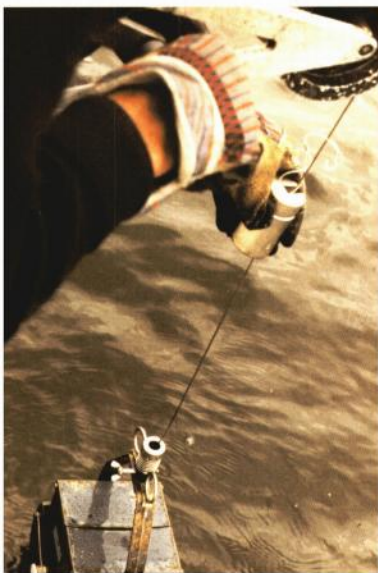




Chemische Untersuchungen ausgewählter Seensedimente in Schleswig-Holstein



Herausgeber:
Landesamt für
Natur und Umwelt
des Landes
Schleswig-Holstein
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek

Herstellung:
hansadruck, Kiel

Dezember 2001

ISBN 3-923339-73-9

978 0
Diese Broschüre
wurde aus
Recyclingpapier
hergestellt.

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der schleswig-holsteinischen Landesregierung herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Personen, die Wahlwerbung oder Wahlhilfe betreiben, im Wahlkampf zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zugunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Druckschrift zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

CHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN

AUSGEWÄHLTER SEENSEDIMENTE

IN SCHLESWIG-HOLSTEIN

Verfasserin:

Dr. Heinke Köhn, Dorfstr. 17, 24107 Ottendorf, Tel. 0431-582682, FAX 0431-5837687, e-mail koehn@ki.tng.de

Fotos der Umschlagseite:

-Luftbild des Bordesholmer Sees, Maßstab 1:10000, Aufnahmedatum: 23. Juni 1986, freigegeben durch

Reg. Präs. Münster, Nr.: 11921/86

-Sedimentbeprobung mit Van Veen Greifer auf dem Bordesholmer See, Aufnahme: Dr. Fred Schulz

Auswertungen im Auftrage des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek

INHALT

1	EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG	5
2	GRÜNDE FÜR DIE AUSWAHL DER UNTERSUCHTEN SEEN, PARAMETER UND PROBEHAHMEBEDINGUNGEN	7
2.1	Untersuchte Seen	7
2.2	Parameter	7
2.3	Probenahmebedingungen	15
3	PROBEHAHME UND ANALYTISCHE VERFAHREN	16
3.1	Probenahme	16
3.2	Chemische Analyseverfahren	16
3.3	Datenaufbereitung und Ergebnisdarstellung	16
4	BEWERTUNGSMASSTAB FÜR DIE SEDIMENTQUALITÄT	17
4.1	Spurenmetalle	17
4.2	Schwerflüchtige Chlorierte Kohlenwasserstoffe	17
4.3	Polychlorierte Aromatische Kohlenwasserstoffe	18
5	VERGLEICH DER SEEN UNTEREINANDER	19
5.1	Charakterisierung der Sedimente	19
5.2	Spurenmetallbelastung	25
5.3	Bewertung der Spurenmetallbelastung	27
5.4	Belastung mit organischen Schadstoffen	29
5.5	Bewertung der Belastung mit organischen Schadstoffen	33
6	VERGLEICH MIT DER SCHADSTOFFBELASTUNG ANDERERER GEWÄSSER	35
6.1	Spurenmetalle in schleswig-holsteinischen Seen	35
6.2	Spurenmetalle in Gewässern außerhalb Schleswig-Holsteins	36
6.3	Organische Schadstoffe in anderen Gewässern	37
6.4	Vergleich mit Fließgewässersedimenten	39
7	DISKUSSION DER ERGEBNISSE	42
7.1	Bewertung der im Untersuchungsprogramm eingesetzten Methoden	42
7.2	Auswahl des Bewertungssystems	42
7.3	Verknüpfung mit biologischen und ökologischen Merkmalen	44
8	ZUSAMMENFASSUNG	46
LITERATURVERZEICHNIS		
ANHANG 1 Abbildungen		
ANHANG 2 Tabellen		

1 EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Im Rahmen eines Daueruntersuchungsprogramms wurden in den Jahren 1996, 1997, 1999 und 2000 Sedimentproben von jeweils 14-16 schleswig-holsteinischen Seen genommen und auf mehr als 60 Inhaltsstoffe untersucht, die zu einer Fülle von Daten geführt haben. In diesem Bericht werden die Ergebnisse dieser Untersuchungen dargestellt, um daraus eine Bewertung der Sedimentqualität abzuleiten.

Ziel ist die Erstellung einer Übersicht der chemischen Sedimentbeschaffenheit schleswig-holsteinischer Seen, mit der man vergleichen und regionale Belastungsschwerpunkte erkennen kann. Ursachen für diese Belastungsschwerpunkte könnten sich ergeben aus Seetyp, geologischen Gegebenheiten und Nutzungsarten im Einzugsgebiet. Durch den Nachweis von Stoffen mit Indikatorfunktion kann beispielsweise die Indizierung von Stoffquellen in den Zuflüssen von Binnengewässern erleichtert werden. Ferner können die Ergebnisse dazu beitragen, Erkenntnisse über diffuse Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen oder aus Punktquellen, wie zum Beispiel Regenwassereinleitungen, zu gewinnen.

Seen erfüllen die Funktion von Senken in der Landschaft. Aus dem Einzugsgebiet werden allochthone Stoffe in den See hineintransportiert bzw. durch den See hindurch geleitet. Im See selber wird organische Substanz autochthon gebildet. Organische Partikel aus abgestorbenen Algen, höheren Pflanzen und Tieren werden im Idealfall mineralisiert, so dass sie dem Wasserkörper weiterhin zur Verfügung stehen. Mineralische Partikel wie Ton, Schluff und feiner Sand, aber auch Kalk, Eisenverbindungen und Silicate sinken zu Boden. Bei der Verfrachtung von Bodenpartikeln durch Erosion und Auswaschung sind wegen des global erhöhten Schadstoffgehalts durch atmosphärischen Eintrag fast immer zusätzliche Nähr- und Schadstoffe mit enthalten. Das Gleichgewicht im See wird durch die erhöhte Zufuhr anorganischer Nährstoffe gestört, die in der obersten Wasserschicht produzierte Biomasse kann nicht mehr vollständig abgebaut werden und sedimentiert. Schwer abbaubare organische Stoffe, aber auch Schwermetalle reichern sich an. Insofern fungieren Sedimente in hochproduktiven Gewässern als Senken für die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff, anthropogen eingetragene Schwermetalle wie Blei, Cadmium, Quecksilber, Kupfer und Zink und ubiquitäre, persistente organische Verbindungen, zu denen z.B. polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, polychlorierte Biphenyle, Organochlorpestizide oder Weichmacher aus Kunststoffen gehören. Diese Stoffe werden aus dem Wasserkörper ausgefällt, als Mudde am Seeboden abgelagert und dort über lange Zeiträume konserviert, so dass Sedimente als Gradmesser und Spiegelbild für die unterschiedlichen Stoffbelastungen dienen können, denen die Gewässer und ihre Einzugsgebiete ausgesetzt sind und waren. Ein Schadstoffpotential kann sich aufbauen, aus dem bei veränderten Bedingungen angereicherte Stoffe auch wieder remobilisiert werden können. Sedimente sind also nicht nur eine Schadstoffsenke, sondern auch eine potentielle Schadstoffquelle.

Insbesondere Phosphor- und Stickstoffverbindungen können durch die Verstärkung der Trophie einen wesentlichen Einfluss auf den Zustand des Gewässers nehmen. Umweltchemikalien können benthische Organismen schädigen, über die Nahrungskette in Fische und damit in den Menschen gelangen und möglicherweise auch als endokrin wirksame Substanzen in hormonelle Steuerungsmechanismen der Natur eingreifen. Wegen dieser Wirkungen sind chemische Analysen von Wasserkörper und Sediment wichtig.

Einer der Vorteile von Sedimentuntersuchungen gegenüber Untersuchungen des Wasserkörpers, die eine Momentaufnahme der Stoffsituation gestatten, ist die um den Faktor 10^4 bis 10^5 erhöhte Konzentration der interessierenden Schad- und Spurenstoffe. Aus umfangreichen Untersuchungen der Wasserqualität, durchgeführt seit 1973 vom Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (LW) und ab 1996 vom Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU), weiß man, dass die Seen in Schleswig-Holstein von wenigen Ausnahmen abgesehen zu reichlich mit Nährstoffen versorgt und durch den anthropogenen Eintrag von chemischen Stoffen stark belastet sind. Chemische Sedimentanalysen liegen außer von dem in Teilbereichen intensiv

untersuchten Plöner See und vom Belauer See bisher nur vereinzelt vor. Bei sporadischen Untersuchungen mit unterschiedlichem analysierten Parameterumfang, z.B. vom Treßsee, vom Westensee oder vom Ahrensee ging es vorrangig um Fragestellungen, mit denen Beiträge zum Verständnis des Stoffhaushalts und der Wechselwirkungen von Nähr- und Schadstoffen mit Wasser und Sediment geliefert werden sollten oder Veränderungen über Jahrzehnte und Jahrhunderte durch Staustufen, Industrialisierung usw. aufgezeigt werden sollten. Ein Abbild der Nähr- und Schadstoffsituation eines Sees lässt sich für jene Zeiträume, in denen noch keine Untersuchungen des Wasserkörpers durchgeführt wurden, mit Hilfe von Sedimentkernen gewinnen.

In dieser Untersuchung bestand in erster Linie Interesse an der Sedimentoberfläche, um dann in Kombination mit der Gewässergüte eine umfassende Bestandsaufnahme der aktuellen Situation in schleswig-holsteinischen Seen zu erstellen und eine Bewertung der Qualität vorzunehmen. Die Sedimentationsrate ist in den einzelnen Seen sehr unterschiedlich. In vielen Seen liegt sie im Mittel bei etwa 1 mm pro Jahr, kann aber auch kleiner oder um den Faktor 10 erhöht sein, so dass sich in den oberen Zentimetern etwa die Situation der letzten 10-20 Jahre widerspiegeln sollte.

Ähnliche flächendeckende Untersuchungen gibt es zum Teil auch von anderen Bundesländern, z.B. Baden-Württemberg und Mecklenburg-Vorpommern, so dass man sie zu Vergleichszwecken heranziehen kann. Mit den dort angewendeten Bewertungsmaßstäben kann man den Grad der Belastung mit nicht bzw. schwer abbaubaren Stoffen in schleswig-holsteinischen Seen einstufen. Die Gültigkeit dieser Bewertungsmaßstäbe für Schleswig-Holstein sollte auch im Zusammenhang mit Hintergrundbelastungen in Böden und Seesedimenten kritisch überprüft werden.

Diese Datenbasis kann als Informationsgrundlage für weitergehende Untersuchungen dienen. Die „Qualität“ der Sedimente könnte zukünftig mit Hilfe von Toxizitätstests besser eingestuft werden und durch Wiederholung der Untersuchungen lassen sich zeitliche Entwicklungen verfolgen. Auch Fragen der Seenregeneration können auf dieser Grundlage diskutiert werden.

2 GRÜNDE FÜR DIE AUSWAHL DER UNTERSUCHTEN SEEN, PARAMETER UND PROBE-NAHMEBEDINGUNGEN

2.1 Untersuchte Seen

In das Untersuchungsprogramm wurden bevorzugt Seen aufgenommen, die zeitgleich in anderen Seenprogrammen Berücksichtigung fanden.

Da für diese Seen umfangreiche Erkenntnisse und Daten hinsichtlich Wasserqualität, Trophiegrad, Wasservolumen, Nährstoffvorrat, Pufferkapazität, Wasseraufenthaltszeit, Einzugsgebiet, der morphologischen Gegebenheiten usw. bereits vorliegen, erscheint hier eine Ergänzung der Sedimentdaten sinnvoll. Jährlich wurden etwa 15 Seen untersucht. Man hat sich entschieden, die Auswahl in jedem Jahr zu verändern, um so zu einer möglichst flächendeckenden Bestandsaufnahme zu kommen und eine große Zahl von Vergleichsdaten zur Verfügung zu haben. Mit bisher 60 untersuchten Seen sind in einem repräsentativen Querschnitt von Zungenbeckenseen, Rinnenseen, Toteisseen, Grundmoränenseen, Strandseen der Ostseeküste und Nooren an der Schlei ca. 20 % der über 300 schleswig-holsteinischen Seen erfasst. Eine Bewertung der durchschnittlichen Belastungssituation dieser Seesedimente und ein Vergleich mit anderen Bundesländern sollten möglich sein und regionale Belastungsschwerpunkte müssten erkennbar werden.

Zeitliche Veränderungen konnten bisher nicht berücksichtigt werden, wobei bei einer Sedimentneubildung von wenigen mm pro Jahr der Nutzen von Untersuchungen in kurzen zeitlichen Abständen eher darin liegen dürfte, Messwerte zu bestätigen als Trends zu erfassen.

Die Lage der ausgewählten Seen kann man der Karte in Abb. 1, Anhang 1 entnehmen.

2.2 Parameter

Analysiert wurden zahlreiche Einzelstoffe sowie einige Summen- und Gruppenparameter, zum größten Teil jährlich in identischer Zusammenstellung, zum Teil nur in einzelnen Jahren oder in abgeänderter Form, wie aus Tabelle 1, Anhang 2 hervorgeht.

Feldparameter

Da Nährstoffe und Schadstoffe nicht an jedes Sediment gleich stark gebunden werden, ist es für die Interpretation der Analyseergebnisse notwendig, zunächst die Beschaffenheit des Sediments zu charakterisieren. Allein die Kenntnis des Sedimenttyps kann Vorhersagen erlauben auf mögliche Belastungsspitzen. Neben der optischen und sensorischen Begutachtung auf Aussehen, Konsistenz, Färbung und Geruch wurden vor Ort Temperatur und pH-Wert ermittelt. Der pH-Wert ist in Süßwassersedimenten ein wesentlicher Parameter in Bezug auf die Bindung von Schadstoffen. Mit abnehmendem pH-Wert erhöht sich die Verfügbarkeit von Schwermetallen, so dass eine Versauerung sich auch direkt auf Organismen auswirken kann.

Korngrößenfraktionen

Die Zusammensetzung von Sedimenten in Bezug auf verschiedene Korngrößenfraktionen kann sehr unterschiedlich sein. Bestimmt wurden die Anteile an Grobsand (<2000-600 μm und <600-250 μm), Mittelsand (<250-125 μm), Feinsand (<125-63 μm), sehr feinem Sand (<63-20 μm), Schluff und Ton (<20 μm). Bei mineralisch geprägten Sedimenten, wie sie in Fließgewässern häufig vorkommen, hat der Anteil mit Korngrößen <20 μm eine besondere Bedeutung, weil die darin enthaltenen Tone sowie Fein- und Mittelschluff nachgewiesenermaßen eine hohe Adsorptionskapazität für Spurenstoffe aufweisen (FÖRSTNER 1974) und durch die groben Bestandteile einer Probe, die prozentual viel stärker ins Gewicht fallen, lediglich eine Verdünnung stattfindet, was als

Korngrößeneffekt bezeichnet wird. Belastungsmuster treten deutlich zutage, wenn man die Feinkornfraktion getrennt analysiert und mit Hilfe ihres prozentualen Anteils normiert (ACKERMANN 1983). Bei unterschiedlichen Korngrößenverteilungen ermöglicht diese Vorgehensweise einen direkten Vergleich mit gültigen Standards, z.B. dem „Tongesteinstandard“ (TUREKIAN 1961) oder geogenen Hintergrundgehalten. Für Vergleiche der Seen untereinander oder auch innerhalb eines Sees kann diese Fraktion ebenfalls herangezogen werden. In Seen können aber auch die in Fließgewässern meist weniger belasteten Grob- und Mittelsandfraktionen hohe Anteile an organischer Substanz enthalten, die ihrerseits als Träger von Verunreinigungen und Spurenstoffen in Frage kommen, so dass die Belastung der Gesamtprobe dann höher ausfallen kann als die der Feinkornfraktion. Außerdem ist für die ökotoxikologische Wirkung das Gesamtsediment ausschlaggebend und Rückschlüsse von der Feinkornfraktion sind bisher noch nicht möglich. Aus diesen Gründen sollte in Seen in erster Linie das Gesamtsediment auf seine Inhaltsstoffe untersucht werden, zur Überprüfung des vorher gesagten sollte beides miteinander verglichen werden. Wichtig ist dabei die Kenntnis der Anteile an der Feinkornfraktion, aber auch an Mittel- und Feinsand, denn sie können Aufschluss geben über die Ursachen von Belastungsspitzen.

Nährstoffe und allgemeine Parameter

In nährstoffreichen Gewässern wird nach dem Absterben der Algen ein großer Teil sedimentiert. Vor allem im Winter kommt es zur Ablagerung von organischer Substanz. Da ihr Anteil in Seen anders als bei Fließgewässern im Gesamtsediment oft höher ist als in der Feinkornfraktion, sollte man beide Fraktionen daraufhin überprüfen. Der Anteil an organischer Substanz kommt zum Ausdruck durch Korrelationen mit der Trockensubstanz TS, dem Glühverlust GV und dem organisch gebundenen Kohlenstoff TOC.

Zusammenhänge gibt es auch zwischen dem Anteil an Trockensubstanz, der organischen Substanz und der Trophie eines Sees. Bei umfangreichen Sedimentuntersuchungen in Brandenburg hat man entgegen den Erwartungen in eutrophen Seen niedrigere Anteile an organischer Substanz gefunden als in oligotrophen und in hocheutrophen Seen (GONSIORCZYK 1997). Man vermutet, dass der prozentuale Anteil an organischer Substanz in eutrophen Seen durch die intensive Calcitpräzipitation während der Sommermonate niedriger ausfällt.

Stickstoff und Phosphor können durch Überdüngung und Erosionsverluste der Ackerkrume in die Gewässer geraten und werden zum Teil im Sediment festgelegt. Das Verhältnis von organisch gebundenem Kohlenstoff zu Stickstoff und Phosphor kann Aufschluss geben über die Art der organischen Substanz (MÜLLER 1977), die sich wiederum auf die Bindung von Schadstoffen auswirkt. Die wichtigste Quelle für autochthon gebildete organische Substanz ist das Phytoplankton.

Wenn während der Sommerstagnation unter reduzierenden Bedingungen die Mineralisation der organischen Substanz erfolgt, kann die Nährstoffsituation eines Sees durch die Remobilisierung von Stickstoff und Phosphor, auch aus tieferen Schichten, erheblich beeinflusst werden. Im jahreszeitlichen Wechsel fungiert das Sediment somit als Senke für Nährstoffe, aber auch als Quelle, und die im Sediment akkumulierten Vorräte können den Nährstoffhaushalt eines Gewässers auch nach Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet über viele Jahre hinweg steuern (SCHERNEWSKI 1996), ein Vorgang, der als interne Eutrophierung bezeichnet wird.

Schwefel kann als Sulfat mit der Niederschlagsdeposition oder über Mineraldünger in die Seen eingebracht werden. Im Sediment tragen Sulfate im anoxischen Milieu zum Abbau der organischen Substanz bei. Sie werden dabei reduziert und sind deshalb für die Sulfidkonzentration bedeutsam (WALLMANN 1992). Dabei kann es zur Fixierung von Spurenmetallen kommen, die zum Teil sehr schwer lösliche Sulfide bilden, oder auch zur Freisetzung von Schwefelwasserstoff, was oft schon am Geruch deutlich zu registrieren ist. Dieser wird an der Luft oxidiert und geht zusammen mit anthropogenem Schwefeldioxid aus der Nutzung fossiler Brennstoffe wieder in den Kreislauf ein (BLIEFERT 1994).

Sehr viele Spurenelemente und vor allem organische Schadstoffe sind im Sediment bevorzugt an die organische Substanz gebunden. Beim mikrobiellen Abbau, im oxischen Milieu mit Hilfe von Sauerstoff, im anoxischen mit Eisen- und Manganverbindungen oder auch Sulfat, können diese Schadstoffe genauso wie die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor wieder freigesetzt werden. Insofern beeinflusst der Anteil an organischer Substanz die biologische Verfügbarkeit von Umweltchemikalien und ist zur Interpretation der Sedimenttoxizität notwendig (STEFFEN 1989).

Metalle mit geogenem Ursprung

Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium sind ebenso wie Eisen, Mangan und Aluminium für den Stoffwechsel der meisten Organismen erforderlich. Da bekannt ist, dass es Korrelationen zu Spurenstoffen mit toxischer Wirkung gibt und die Anteile dieser Elemente im Sediment schleswig-holsteinischer Seen durchaus unterschiedlich sein können, lassen sich mit diesen geomorphologisch bedingten Daten Unterschiede in der Belastung interpretieren.

Im Sediment schleswig-holsteinischer Seen ist normalerweise ein verhältnismäßig hoher Calciumanteil zu erwarten. In den Sommermonaten kommt es zu Calcitfällungen, weil Kohlenstoffdioxid durch Photosynthese entzogen wird und sich das Kohlensäuregleichgewicht bei pH-Werten von ca. 8 zum unlöslichen Calciumkarbonat hin verschiebt. In eutrophen Seen sind offenbar die besten Bedingungen dafür gegeben. Dabei werden vor allem in der Seemitte in den tieferen Zonen Kalkmudden gebildet. Diese Calcitpräzipitation (Ausfällung) gilt als hervorragender Reinigungsmechanismus, weil Schwermetalle mitgerissen werden (KOSCHEL 1987). Ob die Sedimentprobe aus einer Kalkmudde stammt, lässt sich mit Hilfe des Calciumgehalts abschätzen.

Von entscheidender Bedeutung für die Bindung von Schwermetallen ist der Gehalt an Eisen, Mangan und Aluminium. Während der Sommerstagnation ist eine intensivere Mineralisation der organischen Substanz zu erwarten, die vor allem am Ende in der Zeit anoxischer Verhältnisse mit Hilfe von Mangan und Eisen abläuft. Bei der als Frühdiagenese bezeichneten Umwandlung der abgelagerten Feststoffe kommt es zu Mineralneubildungen. Als Phosphate, Karbonate oder Sulfide festgelegte Eisen(III)- und Mangan(IV)-verbindungen werden reduziert und gehen in lösliche Eisen(II)- und Mangan(II)-Verbindungen über. An Eisen und Mangan assoziierte Chrom- und Arsenverbindungen werden mobilisiert, während die im oxischen Milieu bevorzugt freigesetzten Schwermetalle Kupfer, Cadmium und Zink festgelegt werden (WALLMANN 1992).

Aluminium ist neben Eisen der Hauptbestandteil von Tonmineralien, die als Teil der <20µm-Fraktion in Fließgewässern den größten Teil der Schwermetalle binden. Als anthropogen und diagenetisch wenig beeinflusstes Element wird es als Indikator für Tonminerale angesehen, obwohl auch in Fein- und Mittelsandfraktionen beachtliche Anteile enthalten sein können.

Scandium und Lithium, die auch überwiegend in Tonmineralien vorkommen, wurden analysiert, weil sie sich nach einem aus der Untersuchung von Elbsedimenten hervorgegangenen Vorschlag als rein geogene Elemente noch besser als Aluminium oder Eisen als Indikator eignen.

In Analysen von Sedimentkernen, unter anderem auch in der Schlei (LÖWENSTEIN 1985) hat sich gezeigt, dass sich im Laufe der Jahrhunderte keine wesentlichen Veränderungen bei den bisher beschriebenen Metallen ergeben haben, nennenswerte Migrationen waren nicht nachweisbar, so dass ihre Gehalte bei der Interpretation als geogene Background-Werte angenommen werden können.

Im folgenden Teil sollen die Spurenmetalle sowie Arsen und die organischen Schadstoffe ausführlicher beschrieben werden, weil von diesen Stoffen ein ökotoxikologisches Potential ausgeht und grundsätzlich die Möglichkeit des anthropogenen Eintrags in Betracht gezogen werden muss. In Gewässern kommen sie nur in geringem Maße in gelöster Form vor. Mineralische Schweb- und Sinkstoffe sind in der Lage, Schwermetallionen an der Grenzflächenschicht anzulagern. Sie kön-

nen auch in Wasserorganismen gebunden sein und sinken mit dem Absterben als organische Substanz zu Boden.

Spurenmalle mit ökotoxikologischem Potential

Die Auswahl der zu den Spurenmallen zählenden Elemente Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen, Cadmium, Quecksilber und Blei orientierte sich an den Untersuchungsprogrammen anderer Bundesländer bzw. an den Zielvorgaben der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

Zink

Den höchsten Anteil an der Schwermetallbelastung hat im allgemeinen das Zink, auch bei der Hintergrundbelastung, was mit der natürlichen Häufigkeit dieses Elements zusammenhängt. Es kommt ubiquitär vor und wird auch auf anthropogenem Weg in die Gewässer eingebracht. Verzinkte Bleche, Trinkwasserrohre usw. sind die Ursache für Einträge aus Hauswasserinstallationen und einen hohen Anteil in kommunalen Abwässern. Weitere Einträge kommen aus Regenwasserkanälen. Durch sauren Regen kann die schützende Zinkschicht von Eisen und Stahl abgelöst werden. Ein Teil des in Regenwasserkanälen enthaltenen Zinks geht auf Reifenabrieb zurück, der auch dazu beiträgt, dass Straßenabswemmungen Zink enthalten.

Zink zählt zu den essentiellen Spurenelementen und spielt bei allen Organismen eine wichtige Rolle bei enzymatischen Prozessen. Zinkmangel hat gefährlichere Auswirkungen als Überdosen, es führt zu Beeinträchtigungen des Wachstums. In großen Dosen treten grippeähnliche Beschwerden beim Menschen auf. Im Gegensatz zu anderen Schwermetallen führt es aber nicht zu chronischen Vergiftungen. Erhöhte Zinkkonzentrationen haben toxische Wirkung auf Wasserorganismen, vor allem in Weichtieren (Schnecken und Muscheln) reichert sich Zink an. Bei einem Gehalt von mehr als 300 mg/kg im Boden ist Zink für Pflanzen giftig.

Kupfer

Kupfer ist Bestandteil vieler Legierungen, Pigmente und Stäube, findet Anwendung in der Elektroindustrie und ist dadurch weit verbreitet in der Umwelt. Für die Trinkwasserversorgung sind in den letzten 20 Jahren zunehmend Kupferrohre in privaten Haushalten und öffentlichen Einrichtungen eingebaut worden. Über diese Rohrleitungssysteme kommt es genau wie Zink mit der Abwasserreinigung ins Gewässer. Hartes Trinkwasser kann die Herauslösung fördern. Ebenso kann es mit Regenwasser aus Dacheindeckungen, Dachrinnen und Fallrohren herausgelöst werden. Nachgewiesenermaßen findet man erhöhte Kupferwerte im Klärschlamm und auch in Sedimenten von Seen bei Direkteinleitung von Regenwasser oder über Kläranlagenabläufe.

Es ist ein lebenswichtiges Spurenelement, mittlerweile muss man aber davon ausgehen, dass auch dieser Werkstoff unter bestimmten Bedingungen ein gesundheitliches Risiko darstellen kann. In zu hohen Dosen ist es für den Menschen genauso giftig wie nichtessentielle Schwermetalle.

Für einige Mikroorganismen ist Kupfer sehr toxisch, was in der Anwendung von Algiziden und Fungiziden genutzt wird. Muscheln können Kupfer ebenso wie Zink akkumulieren. Auch für Fische ist Kupfer toxisch, eine zu hohe Kupferbelastung kann sich daher negativ auf die Besiedlung und Selbstreinigung eines Gewässers auswirken. Für Pflanzen sind Gehalte ab 50 mg/kg im Boden kritisch. Auch kann nach dem gegenwärtigen Forschungsstand nicht ausgeschlossen werden, dass manche Kupferverbindungen als endokrin wirksame Substanzen die Fortpflanzungsfähigkeit von Mensch und Tier beeinflussen können (COX 1997).

Blei

Blei gehört neben Cadmium und Quecksilber zu den stark toxischen Schwermetallen, die für den menschlichen Stoffwechsel nicht essentiell sind und ist eines der ältesten Gebrauchsmetalle. Es dient zur Herstellung von Akkumulatoren, Kabelummantelungen, Rohren und Lötzinn. Als gut verarbeitbares Metall wird es noch immer sehr häufig im Bereich von Hausdächern eingesetzt. In manchen Altbauten befinden sich noch Wasserleitungen aus Blei. Verbindungen des Bleis werden z.B. bei der Produktion von Farben und Rostschutzmitteln eingesetzt. Der größte Bleiemittel ist - trotz starken Rückgangs des Bleigehalts im Benzin - immer noch der Kraftfahrzeugverkehr. Bleifreies Benzin darf 0,013 g Pb/Liter enthalten. Im Boden werden schwerlösliche Bleiverbindungen gebildet, so dass Blei kaum ausgewaschen wird. Von Pflanzen wird es deshalb erst bei sehr hohen Konzentrationen aufgenommen. Besonders gefährlich ist die fortgesetzte Aufnahme kleiner Bleimengen, die zu schweren Schädigungen des Nervensystems und zur Inaktivierung verschiedener Enzyme führen kann. Beim Menschen kann es anstelle von Calcium in die Knochen eingelagert werden, was durch Calciummangel gefördert wird.

Cadmium

Cadmium kommt häufig als Begleitmetall - in erster Linie von Zink - vor und ist daher trotz seines relativ geringen prozentualen Anteils auf der Erde ein weit verbreitetes Element. Neben Zn, Pb, Cu und Cr tritt es als häufigstes natürliches Spurenelement in Düngemitteln auf, in je nach Herkunftsland und geologischem Alter stark schwankenden Konzentrationen. Als besonders belastet gelten nordafrikanische Rohphosphate. Mit der Verwendung von Kunstdünger in der Landwirtschaft gelangt Cadmium etwa seit 1950 durch Erosion belasteter Böden ins Gewässer. Straßenabswemmungen können mit dem Gummireifenabrieb neben Zink auch Cadmium ins Gewässer bringen. Angewendet wird es in großen Mengen bei der Herstellung von Batterien, als Pigment in Kunststoffen und Lacken, als Stabilisator bei der PVC-Herstellung und in der Galvanotechnik.

Es kann freigesetzt werden bei der Müllverbrennung, bedeutender noch sind die Emissionen von Großfeuerungsanlagen, die Verbrennung von Kohle, veredelten Treibstoffen, Motoröl und Papier. Über den atmosphärischen Eintrag gelangt es dann ins Gewässer und ins Sediment. Aus sauren Böden wird es leicht ausgewaschen, von Pflanzen leicht aufgenommen und kann dann in der Nahrungskette angereichert werden.

Die toxische Wirkung ist bereits in geringen Konzentrationen bekannt, wobei das Metall vor allem von Leber, Niere, Milz und Schilddrüse aufgenommen wird und zu schweren Schädigungen der Organe führen kann. Aufgrund seiner Ähnlichkeit kann es das Calcium in den Knochen ersetzen und zu Schädigungen des Knochengewebes führen. Es besteht Verdacht auf fototoxische und carcinogene Wirkungen.

Quecksilber

Quecksilber ist ein sehr seltenes, in der Natur ursprünglich nicht sehr weit verbreitetes und für alle Lebewesen toxisches Element, das die Wirkung der Enzyme behindert. Es kommt als Metall, organische oder anorganische Quecksilberverbindung zum Einsatz, als Metall vor allem in der Elektroindustrie. Am giftigsten sind organische Quecksilberverbindungen, die in fungiziden Saatbeizmitteln oder in Antifoulingfarben vorkommen, seit 1980 aber in der Bundesrepublik verboten sind. Die Hauptquellen für Quecksilber sind natürlicher Art, etwa ein Drittel der Emissionen geht auf menschliche Aktivitäten zurück. Als Belastungsursachen für Quecksilber kommen neben der Verbrennung von Holz, Kohle und Abfall Einträge aus Industriebetrieben in Betracht, auch Einträge aus der Landwirtschaft können vor 1980 dazu beigetragen haben, dass über Bodenerosion, run off und Nahrungskette ein nicht unerheblicher Teil in die Gewässer gelangt ist. Im Sediment wird Quecksilber hauptsächlich als schwerlösliches und relativ ungiftiges Quecksilbersulfid festgelegt, kann aber durch bestimmte anaerobe Mikroorganismen in die sehr viel giftigeren Alkylquecksil-

berverbindungen umgewandelt werden. Dieses kann sich in der Nahrungskette anreichern. Die höchsten Hg-Konzentrationen in Lebensmitteln in der Bundesrepublik wurden mit Abstand in Fischen gefunden, in Süßwasserfischen noch mehr als in Seefischen (BLIEFERT 1994).

Arsen

Arsen ist Bestandteil von Pestiziden, Holzschutzmitteln und Legierungen, außerdem gelangt es durch Verbrennung von Kohle und Müll in die Luft. Entscheidender als der Eintrag über die Atmosphäre ist wahrscheinlich der Eintrag durch Pestizide und Phosphatdünger.

Pflanzen nehmen Arsen über die Wurzeln auf, besonders Pilze können Arsen akkumulieren. Für Menschen ist Arsen giftig. Es gehört zu den Stoffen mit nachgewiesenem Gefahrenpotential für den Boden, Studien über die ökotoxikologische Wirkung sind bisher jedoch nur in geringer Anzahl vorhanden.

Chrom

Quellen für anthropogene Chrombelastungen können die metallverarbeitende Industrie, hier insbesondere Galvanikbetriebe, aber auch Gerbereiabwässer oder Rostschutzmittel sein.

Im Sediment ist Chrom bevorzugt an Eisen- und Manganoxidhydrat gebunden und kann mit deren Reduktion im anoxischen Milieu mobilisiert werden (KNAUTH 1992). Von Pflanzen wird es nur schwer aufgenommen, die Akkumulation durch aquatische Organismen ist jedoch erheblich und spiegelt sich in Anreicherungsfaktoren von 10^3 bis 10^4 wider.

Chrom gehört zu den essentiellen Spurenelementen, die erst von einer bestimmten Dosis an giftig wirken. Die Hauptmenge an Chrom wird mit Nahrung und Trinkwasser aufgenommen. Die Schädlichkeit von Chrom hängt entscheidend von der Oxidationsstufe seiner Verbindungen ab. Chrom-(VI)-Verbindungen sind wesentlich toxischer als die des dreiwertigen Chroms. Sie können Allergien und Krebs auslösen.

Nickel

Nickel gelangt durch die metallverarbeitende Industrie in die Umwelt. Es wird für die Herstellung von rostfreiem Stahl und in Batterien verwendet. Die Müllverbrennung kann zur Verbreitung beitragen. Für Tiere ist es ein essentielles, relativ leicht verfügbares Spurenelement, für Pflanzen ist es nicht notwendig und ab 100 mg/kg toxisch. Im sauren Milieu ist es giftiger als im basischen. Über die Nahrungskette kann es angereichert werden. Beim Menschen können Allergien ausgelöst werden. Zudem zählt es zu den krebserzeugenden Verbindungen.

Bei der toxikologischen Bewertung von Schwermetallgehalten dürfen auch synergistische Effekte nicht außer Acht gelassen werden, sich verstärkende addierende oder potenzierende Wirkungen, so wird z.B. bei Blei und Zink ein solches Verhalten vermutet. Auch im Zusammenhang mit organischen Schadstoffen gibt es solche Beobachtungen.

Organische Verbindungen mit ökotoxikologischem Potential

In das Messprogramm wurden vorwiegend organische Verbindungen aufgenommen, die wegen ihrer Persistenz und der Wirkungen auf aquatische Organismen auch in anderen Untersuchungen Berücksichtigung fanden. Obwohl man bei Sedimentanalysen von Fließgewässern festgestellt hat, dass auch diese Stoffe überwiegend in der $<20 \mu\text{m}$ -Feinkornfraktion akkumuliert werden (HELLMANN 1992), wird üblicherweise der Gehalt in der Gesamtprobe bestimmt, weil diese für die toxische Wirkung entscheidend ist.

Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe

Um einen ersten Überblick in Bezug auf die Belastung mit organischen Schadstoffen zu erhalten, wurden 1996 polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) untersucht. PAK sind in der Umwelt weit verbreitet. Anthropogene Tätigkeiten haben dazu geführt, dass sie nahezu global nachweisbar sind. Sie kommen vor in Erdöl, Kohle und den daraus gewonnenen Produkten und entstehen vermehrt bei unvollständiger Verbrennung dieser Stoffe, so dass Energie- und Wärmeerzeugung sowie Kraftfahrzeugverkehr zu ihrer Verbreitung beitragen. Abgase aus Hausbrand, Großfeuerungsanlagen und von PKW, hier vor allem von Dieselmotoren enthalten PAK. Adsorbiert an feste Aerosolbestandteile werden sie über die Luft verfrachtet. Aber auch Abschwemmungen von Asphaltpartikeln im Straßenstaub kommen als Quellen in Frage, wie aus der Untersuchung von Waldböden in der Nähe vielbefahrener Straßen in Baden-Württemberg abgeleitet werden konnte (ROSSKNECHT 1992).

Ihre geringe Wasserlöslichkeit, der niedrige Dampfdruck und die hydrophoben Eigenschaften bewirken, dass PAK überwiegend partikulär gebunden vorliegen und begünstigen die Anreicherung in Böden und in den Sedimenten von Gewässern. Sie gelten als persistente Verbindungen, steigendes Molekulargewicht bzw. höhere Ringzahl bewirken eine Abnahme der Abbaubarkeit. Zahlreiche Vertreter gelten als krebserregend, vor allem die besonders persistenten vier bis sieben Ringe enthaltenden PAK.

Zwischen Sediment, Wasser und Schwebstoff findet ein ständiger Stoffaustausch statt. Über die Nahrungskette kann eine Akkumulation erfolgen. Die Persistenz, Akkumulation, Toxizität und Ökotoxizität dieser Verbindungen ließen eine Erfassung im Sediment sinnvoll erscheinen.

Bei den PAK handelt es sich um ein komplexes Gemisch aus einer Vielzahl von Komponenten, deren einzelne Eigenschaften durchaus unterschiedlich sind. Bei der Auswahl der zu untersuchenden Verbindungen wurde die Liste der US-EPA zugrunde gelegt, die 16 verschiedene Polycyclen enthält. Auf Benzo(k)fluoranthen wurde verzichtet. Indeno(1,2,3-cd)pyren und Dibenzo(ah)anthracen wurden wegen gleicher Retentionszeiten zusammengefasst.

Phthalate

Im Jahr 1997 wurden in das Messprogramm Phthalsäureester aufgenommen, die im Gegensatz zu den PAK zu den Xenobiotika gehören - Verbindungen, die in der Natur nicht vorkommen. Das Messprogramm bezog sich auf die sechs Verbindungen, die in der Liste der priority pollutants der EPA aufgeführt sind.

Phthalsäureester werden in großen Mengen hergestellt und finden etwa seit 1930 hauptsächlich als Weichmacher in der Kunststoff-Produktion Verwendung. Im Polyvinylchlorid (PVC) können sie bis zu 50% der Masse ausmachen. Mittlerweile findet man sie in geringen Mengen in sämtlichen Kompartimenten der Umwelt, da sie durch Migration in die Atmosphäre gelangen. Die Deposition aus der Atmosphäre ist heute der Haupteintragspfad in die Gewässer. Die Abwassereinleitung spielt im Gegensatz zu früher keine Rolle mehr.

Die Untersuchung von Phthalaten ist nicht nur wegen ihres ökotoxikologischen Risikos von Bedeutung, sondern vor allem, weil sie im Verdacht stehen, eine endokrine Wirkung auf Hormone auszuüben.

Der technisch bedeutendste Vertreter dieser Verbindungen ist das Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), auch Bis(ethylhexyl)phthalat mit 8 C-Atomen in der Seitenkette. DEHP hat mehr als 50% Anteil an der Produktionsmenge dieser Verbindungsklasse. Die zweitwichtigste Verbindung ist das Di-n-butylphthalat DBP.

Das Umweltverhalten der einzelnen Verbindungen hängt von der Länge der jeweiligen Seitenkette ab. Je länger die Kette, desto geringer ist die Wasserlöslichkeit, desto besser werden diese Stoffe an Schwebstoffe adsorbiert und sedimentiert (FURTHMANN 1993). DBP ist aerob und anaerob abbaubar, DEHP dagegen ist nur aerob abbaubar, im anaeroben Milieu aber persistent, müsste sich deshalb und wegen der besseren Adsorption also in größeren Mengen im Sediment finden als DBP.

DEHP zeigt eine signifikante Bioakkumulation bei Invertebraten, es kommt aber nicht zu Anreicherungen in der Nahrungskette, da höhere Lebewesen DEHP metabolisieren können.

Phthalate sind nicht akut toxisch. Es gibt Hinweise auf teratogene, fötotoxische und cancerogene Eigenschaften bei Säugern. Die Wirkung auf aquatische Organismen ist nicht abschließend geklärt. Es gibt Hinweise, dass DBP und DEHP schwach östrogene Wirkungen besitzen (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1997).

Schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe

Aus der sehr umfangreichen Gruppe der schwerflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe (SCKW), die ebenfalls alle zu den Xenobiotika gehören, wurden für die Sedimentuntersuchungen die polychlorierten Biphenyle (PCB) und die unter dem Namen Organochlorpestizide zusammengefassten HCH-Verbindungen, DDT-Verbindungen und Hexachlorbenzol ausgewählt. Diese zum Teil äußerst persistenten Verbindungen lagern sich ebenfalls adsorptiv an Schwebstoffe und Pflanzen an, so dass sie vor allem bei benthisch lebenden Organismen im Fettgewebe akkumuliert werden. Auch bei diesen Verbindungen wird eine endokrine Wirkung diskutiert.

Polychlorierte Biphenyle

Polychlorierte Biphenyle (PCB) gehören zu den stabilsten chlorierten Kohlenwasserstoffen. Wegen ihrer guten Isoliereigenschaften und der schlechten Brennbarkeit werden sie in Kondensatoren oder Hochspannungstransformatoren verwendet. Weitere Anwendung finden PCB in Hydraulikflüssigkeiten, bei Schmier-, Imprägnier- und Flammschutzmitteln und auch als Weichmacher. Verursacher des PCB-Eintrags in Gewässer sind Kraftfahrzeug- und Schrottsortierung und durch Kraftfahrzeuge belastetes Regenwasser. Wegen ihrer hohen Persistenz - PCB werden nur sehr langsam abgebaut -, ihrer geringen Wasserlöslichkeit und Mobilität und ihrer relativ hohen Tendenz zur Bio- und Geoakkumulation werden diese Verbindungen weltweit in Tieren und Sedimenten, aber auch in vielen Handelsprodukten gefunden.

In der Bundesrepublik Deutschland dürfen PCB seit 1978 nur noch in geschlossenen Systemen verwendet werden, die Produktion wurde 1989 eingestellt und bis 1999 sollten alle PCB-gefüllten Erzeugnisse außer Betrieb genommen sein. PCB können schwere Vergiftungen auslösen, schädigen wegen ihrer langfristigen chronischen Wirkungen das Immunsystem und haben mutagene, teratogene und carcinogene Eigenschaften.

1997 wurden die neun im Messprogramm aufgeführten Kongeneren, in denen die sechs DIN-Kongeneren mit enthalten sind, untersucht, 1999 und 2000 auch PCB 31.

Organochlorpestizide

Hexachlorcyclohexane

Von den Hexachlorcyclohexanen wurden 1997 und 2000 die drei Isomeren α -HCH, β -HCH, und γ -HCH, welches auch als Lindan bekannt ist, ausgewählt, 1999 zusätzlich auch δ -HCH. In der Umwelt ist das Lindan am weitesten verbreitet. Lindan ist ein Kontakt- und Fraßgift zur Schädlingsbekämpfung und wurde bis in die 80er Jahre häufig zur Saatgutbehandlung und als Holzschutzmittel eingesetzt. Die anderen Isomeren entstehen bei der Produktion mit, sind aber nicht insektizid. Der

Einsatz ist in der Bundesrepublik Deutschland nicht mehr zugelassen. HCH-Verbindungen sind wegen ihrer höheren Polarität besser wasserlöslich als andere SCKW und werden nicht schwebstoffgebunden transportiert (GANDRASS 1998). Für diese Verbindungen wurde eine geringe Geoakkumulation, aber ein relativ hoher Biokonzentrationsfaktor nachgewiesen, die chronische Toxizität ist nicht sehr ausgeprägt, sie führen aber zu akuten Vergiftungserscheinungen. Für aquatische Organismen sind sie hochtoxisch und eine östrogene als auch antiandrogene Aktivität gilt als bewiesen (DANKWARDT 1998).

Dichlordiphenyltrichlorethan und Metabolite

Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) gehört zu den bekanntesten, hochwirksamen Schädlingsbekämpfungsmitteln, ebenfalls ein Kontakt- und Fraßgift, das früher weltweit eingesetzt worden ist. Auch diese Verbindung ist äußerst persistent und reichert sich in der Nahrungskette im Fettgewebe an. Wegen der mutagenen und krebserregenden Eigenschaften und der Resistenzbildung ist die Anwendung in fast allen Ländern gesetzlich verboten, in der Bundesrepublik seit 1974. DDT und seine Abbauprodukte Dichlordiphenyldichlorethan (DDD) und Dichlordiphenyldichlorethen (DDE) findet man in sämtlichen Kompartimenten der Umwelt. Sie wurden 1997 und 2000 analysiert.

Mit dem Verteilungsmuster der Verbindung und ihrer Metaboliten sind Rückschlüsse auf den Abbaugrad möglich.

Hexachlorbenzol

Hexachlorbenzol (HCB) ist ein Fungizid, das früher als Saatbeizmittel z.B. für Zuckerrüben und Weizen Verwendung fand. Auch als Weichmacher und Flammschutzmittel kam es zum Einsatz, bevor es 1975 in der Bundesrepublik Deutschland verboten wurde. Es kann auch bei der Herstellung von Lösungsmitteln und beim Verbrennen chlorhaltiger Produkte in die Umwelt gelangen. Die Verbindung ist ubiquitär zu finden, aus Böden und Sedimenten wird es allmählich remobilisiert. Die Halbwertszeit in Böden beträgt fünf Jahre. Es hat eine erhebliche Tendenz zur Geoakkumulation, ist sehr giftig für Wasserorganismen und im Tierversuch carcinogen.

2.3 Probenahmebedingungen

Der Zeitraum für die Probenahmen wurde für den Spätsommer festgesetzt, da bei geschichteten Seen am Ende der Sommerstagnation anoxische Verhältnisse vorherrschen sollten. Die meisten Spurenelemente sind dann festgelegt, während sie im oxischen Milieu freigesetzt werden. Nur Eisen und Mangan werden bevorzugt im anoxischen Bereich gelöst, weil der Abbau der organischen Substanz dann von diesen Verbindungen übernommen wird.

Das Sedimentationszentrum für Schwermetalle und organische Schadstoffe ist in einem See an den Stellen zu erwarten, wo die Geschwindigkeit des durchfließenden Wassers am geringsten ist und hauptsächlich organisches Material zur Ablagerung kommt. Die tiefste Stelle wurde als günstigster Probenahmebereich ausgewählt.

3 PROBENAHME UND ANALYTISCHE VERFAHREN

3.1 Probenahme

Aus organisatorischen Gründen war es nicht immer möglich, den optimalen Zeitpunkt zwischen Ende August und Anfang September wahrzunehmen, so dass es in den vier verschiedenen Jahren zu zeitlichen Verschiebungen kam. 1999 erfolgte die Probenahme erst relativ spät, von Ende September bis Anfang Oktober und im Jahr 2000 verhältnismäßig früh im Juli. Die Zeit der Sommerstagnation wurde jedoch immer eingehalten.

Beprobt wurde die Sedimentoberfläche an der tiefsten Stelle der Seen. Mit einem Edelstahl-Backengreifer nach van Veen wurden zwei Stichproben nach DIN 38414-S11 entnommen. Die oberste Schicht (Probentiefe ca. 2-3cm) wurde mit einem Porzellanlöffel abgefüllt. Vor Ort wurden Konsistenz, Färbung und Geruch der Probe dokumentiert, die Temperatur nach DIN 38404 C4-2 und der pH-Wert des Porenwassers nach DIN 38414-S5 gemessen. Die Probe für die Metallbestimmung wurde in ein Polyethylengefäß abgefüllt, für die Bestimmung der organischen Schadstoffe wurde eine Glasflasche mit Schließstopfen verwendet.

Vom Haddebyer Noor wurde eine zusätzliche Vergleichsprobe im Uferbereich genommen, um zu überprüfen, ob durch (saurer) Niederschlagswasser gelöstes Blei vom Bleidach des Haithabu-Museums in das Noor gelangt ist.

3.2 Chemische Analyseverfahren

Bei der weiteren Untersuchung der Oberflächensedimente wurden die verschiedenen Parameter nach den in Tabelle 2, Anhang 2 aufgeführten Methoden bestimmt.

Bis auf die Analytik der PCB und Organochlorpestizide der Sedimentproben von 1997, die beim Labor SGS Intercontrol GmbH, Institut für Umweltschutzdienstleistungen in Hamburg in Auftrag gegeben wurden, sind alle Analysen im Labor des LANU durchgeführt worden.

3.3 Datenaufbereitung und Ergebnisdarstellung

Eine Zusammenstellung aller Daten von Seesedimenten befindet sich in Tabelle 3, Anhang 2. Die Messdaten sind zusammengefasst nach Feldparametern, Korngrößenfraktionen, chemischen Parameter, Metallen, polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Phthalaten, Organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen. In der Reihenfolge wurden die Seen alphabetisch geordnet. Fehlende Angaben bedeuten, dass kein Messwert vorliegt.

Mittelwerte, Medianwerte, Maxima und Minima sind enthalten, Maxima und Minima sind fett und kursiv gedruckt.

In den Tabellen 5-8 sind die Konzentrationen von PAK, Phthalaten und Organochlorpestiziden getrennt aufgeführt, jeweils beginnend mit dem am höchsten belasteten See.

Die in diesem Bericht angegebenen Mittelwerte sind arithmetische Mittelwerte aus den Messdaten. Wenn eine Verbindung zwar nachweisbar, aber unterhalb der Bestimmungsgrenze nicht eindeutig quantifizierbar war, erfolgte die Erfassung nach einer Empfehlung der LAWA, wonach in diesen Fällen der Wert mit der Hälfte der Bestimmungsgrenze eingesetzt wurde. Für die Summenbildung wurde ebenso verfahren und auch in den Grafiken wurden diese Werte entsprechend abgebildet. Sehr hohe Messwerte, die aus Gründen der vernünftigen Darstellung in Diagrammen teilweise über die Größenachse hinausragen, sind mit ihrem Wert gekennzeichnet.

4 BEWERTUNGSMASSTAB FÜR DIE SEDIMENTQUALITÄT

Ganz entscheidend für die Bewertung der Sedimentqualität ist die Auswahl eines geeigneten Maßstabs. Bisher ist es nicht möglich, die Gesamtbelastung in ein Schema einzuordnen, sondern jede analysierte Verbindung muss zunächst einzeln beurteilt werden.

4.1 Bewertung Spurenmetalle

Bei der Beurteilung einer Sedimentprobe in Bezug auf den Spurenmetallgehalt geht es im wesentlichen immer wieder darum, den anthropogenen Eintrag im Vergleich zum Hintergrundgehalt zu bewerten. Bei Fließgewässern ist es allgemein üblich, dafür den Gehalt in der Fraktion <20 µm heranzuziehen, obwohl für die Wirkung auf Organismen das Gesamtsediment entscheidend ist (STEFFEN 1989). In den Seen übersteigt die Schwermetallkonzentration im Gesamtsediment meistens diejenige in der Feinkornfraktion, so dass es hier sinnvoller erschien, diesen Anteil zu bewerten.

Angewendet wird dabei der von der LAWA für Schwebstoffe empfohlene Bewertungsrahmen. Ausgehend von einer geogenen Standardhintergrundkonzentration werden die gemessenen Schwermetallgehalte einer Belastungsstufe zugeordnet, deren Grenzen in Tabelle 12 enthalten sind. In Anlehnung an die für die Gewässergüte aufgestellten Güteklassen erfolgt eine Einteilung der Sedimente in vier Haupt- und drei Unterklassen, denen Bezeichnungen von „unbelastet“ (I) bis „übermäßig belastet“ (IV) zugeordnet werden.

Aus dem Gesagten ist ersichtlich, dass die Bewertung der Sedimentbelastung dabei wesentlich von der Wahl des Bezugspunktes für das unbelastete Sediment abhängt. Nach LAWA-Zielvorgaben geben die Hintergrundwerte des Gemeinsamen Bund/Länder-Messprogramms (BLMP 1984) die natürliche Metallbelastung von Gewässersedimenten realistischer wieder als der häufig verwendete Tongesteinstandard (MÜLLER 1979), da sie mit den Schwermetallgehalten von Flusssedimenten der Elbe und des Rheins aus vorindustriellen Zeiträumen vergleichbar sind. Bei der Einteilung der LAWA in Güteklassen ist man auf der Grundlage neuerer Erkenntnisse bei Chrom, Nickel, Kupfer und Zink von der vom BLMP für die Nordsee vorgegebenen Verdoppelung von Stufe zu Stufe abgewichen, bei Cadmium, Quecksilber und Blei ist sie so geblieben, Arsen ist in der Tabelle der LAWA nicht enthalten, deshalb ist dafür auf die Vorgaben des BLMP Nordsee zurückgegriffen worden.

4.2 Bewertung Schwerflüchtige Chlorierte Kohlenwasserstoffe

Schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe kommen in der Natur nicht vor, der Hintergrundgehalt für diese Verbindungen sollte Null sein, so dass es sehr schwierig ist, dafür ein Bewertungssystem abzuleiten. Einen Vorschlag von der LAWA gibt es auch dafür bisher nicht. Deshalb wurde für die im Untersuchungsprogramm enthaltenen SKW das von der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE1993) für Sedimente konzipierte und auch in Mecklenburg-Vorpommern und in Niedersachsen angewendete Bewertungssystem übernommen, das ebenfalls wie bei der Gewässergüte eine siebenstufige Einteilung vorsieht. Es handelt sich um ein Klassifizierungssystem der ARGE-ELBE für die Einstufung von Organochlorverbindungen in schwebstoffbürtigen Sedimenten. Das Schema, bei dem alle Verbindungen einzeln bewertet werden, ist in Tabelle 13 im Anhang dargestellt. Es bezieht sich auf die allgemein üblichen Bestimmungen im Gesamtsediment.

4.3 Bewertung Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe

Für die Bewertung von PAK in Gewässersedimenten gibt es bisher keine allgemein anerkannten Richtlinien. Um vergleichen zu können, wurden die auch auf niedersächsische Fließgewässersedimente angewendeten Richtwerte, die vom Institut für Umweltchemie Bremen (1994) konzipiert wurden, übernommen. Man geht von einem dreistufigen Modell für die Verbindungen Benzo(a)pyren und Fluoranthen aus. (Tabelle 14). Bei Einhaltung der Klasse 1 sind nach dieser Vorgabe ökotoxische Wirkungen nicht zu erwarten, wird Klasse 2 erreicht, sind ökotoxische Wirkungen insbesondere bei empfindlichen Organismen bei langfristiger Einwirkung möglich, Stufe 3 lässt bei langfristiger Einwirkung Schädwirkungen auf aquatische Organismen wahrscheinlich erscheinen

Richt- oder Grenzwerte für ökologisch vertretbare Belastungen von Sedimenten mit Phthalsäureestern existieren bisher nicht, so dass man die ermittelten Konzentrationen nur durch einen Vergleich untereinander bzw. mit Messungen aus anderen Bundesländern einordnen kann.

5 VERGLEICH DER SEEN UNTEREINANDER

Die Ergebnisse der Untersuchungen werden miteinander verglichen, zunächst im Hinblick auf die Charakterisierung der Sedimente durch nicht anthropogen beeinflusste „klassische“ Elemente sowie einige Summenparameter und physikalische Eigenschaften. Dabei werden ähnliche Untersuchungen sowohl aus Schleswig-Holstein als auch aus anderen Bundesländern zum Vergleich herangezogen.

5.1 Charakterisierung der Sedimente

Vergleich Feldparameter

Die örtlichen, morphologischen und geomorphologischen Gegebenheiten der einzelnen Seen sind sehr unterschiedlich. Wassertiefe, Größe des Einzugsgebiets und Wassererneuerungszeit wirken sich auf die Sedimentbeschaffenheit aus. Die sensorische Prüfung ergab charakteristische Beschreibungen in Bezug auf Konsistenz, Geruch und Färbung, die aber erst am Ende zur Interpretation herangezogen werden können. Ein mehr oder weniger intensiver Geruch nach Schwefelwasserstoff wurde häufig verzeichnet. Deutliche Unterschiede zu den oft sandigen Fließgewässersedimenten waren bei der Probenahme auszumachen.

Berücksichtigt wurden Seen mit Tiefen von einem bis zu 57 m, abgesehen von der Temperatur der Probe ergibt sich bei den untersuchten Parametern keine Beziehung zur Probenahmetiefe. Während der Sommerstagnation ist zu erwarten, dass der pH-Wert des Porenwassers infolge der mikrobiellen Mineralisation abnimmt. In Übereinstimmung damit wurden in den weitaus meisten untersuchten Seen pH-Werte im leicht sauren Bereich gemessen, am häufigsten zwischen pH 6,4 und 6,8, wie auch aus Abb. 2a im Anhang 1 hervorgeht.

Nur wenige Sedimentproben fielen völlig aus der Reihe, zunächst einmal die vom Haddebyer Noor (8,91), die als zusätzliche Probe im Uferbereich in der Nähe des Haithabu-Museums genommen worden war und dazu dienen sollte, vorhandene Kenntnisse über erhöhten Bleiabtrag vom Dach des Museums zu bestätigen bzw. zu ergänzen. Weil diese Probe nicht von der tiefsten Stelle des Gewässers entnommen worden ist, liefert sie auch bei den meisten anderen Parametern sehr abweichende Ergebnisse und ist nicht direkt vergleichbar. Sie soll bei den weiteren Betrachtungen und Mittelwertbildungen nicht berücksichtigt werden, sondern an späterer Stelle in diesem Bericht gesondert beschrieben werden.

Der Mittelwert der übrigen gemessenen pH-Werte lag bei 6,82, die höchsten Werte wiesen Schwansener und Gammelunder See mit 8,14 und 7,69 und der Große Küchensee mit 7,72 auf, auffällig niedrig waren die pH-Werte im Sediment von Großensee (5,83), Pinnsee (5,85), Garrensee (6,10) und Ihlsee (6,12), die auch aufgrund von Messungen in der Wasserphase als versauerungsgefährdet gelten (LANU 1998).

Bei der Probenahme im Juli 2000 ergab sich ein Mittelwert von 6,95. 1997 im August kam man im Mittel auf 6,91 und 1996 zwischen Ende August und Anfang September auf 6,67. Am spätesten erfolgte die Probenahme 1999, im Mittel wurde ein pH von 6,76 gemessen. Ob diese Schwankungen bedingt sind durch die zeitliche Verschiebung der Probenahme oder durch die jeweilige Auswahl der Seen, ist nicht eindeutig zu erkennen.

Vergleich Korngrößenverteilung

Die Korngrößenverteilung variiert stark, unterscheidet sich in den Mittelwerten aber deutlich von Fließgewässersedimenten. Der Anteil an der Fraktion mit Korngrößen unter 20 µm, die sowohl Tone als auch Mittel- und Feinschluff enthält, schwankt zwischen 1,4% im Dobersdorfer See und 88% im Schluensee. In den meisten schleswig-holsteinischen Seen sind etwa 20-30% von der Fraktion <20 µm vorhanden (Abb. 2b im Anhang 1). Der Mittelwert liegt mit 33% erheblich über

dem der 1999 und 2000 vom LANU untersuchten Fließgewässersedimente (10,7%), die überwiegend aus Grob-, Mittel- und Feinsand bestehen.

Die Anteile an Grob- und Mittelsand mit Korngrößen zwischen 2000 und 250 μm , die bei Fließgewässern ca. ein Drittel ausmachen, sind in den Seen im allgemeinen sehr gering. Besonders hoch sind sie nur beim Hemmeldorfer See, etwas erhöht beim Haddebyer und Selker Noor und im Kleinen Plöner See und Selenter See. In vielen Seen findet man neben der $<20 \mu\text{m}$ -Fraktion verhältnismäßig viel Feinsand mit Korngrößen zwischen 200 und $20 \mu\text{m}$, der auch beachtliche Anteile an Schadstoffen binden kann. Das führt dazu, dass die Belastung von Gesamtsediment und Feinkornfraktion sich in Seen nicht so sehr unterscheidet wie in Fließgewässern.

Ähnlichkeiten innerhalb eines Sees oder eines Bereichs sind vorhanden, z.B. bei den beiden Proben vom Großen Plöner See oder vom Ratzeburger See und auch beim Haddebyer und Selker Noor und beim Großen und Kleinen Benzer See.

Vergleich von Summenparametern, Nährstoffgehalten und Trophie

Der Anteil an organischer Substanz im Sediment hängt, wie zu erwarten, direkt mit dem Glühverlust GV und der Trockensubstanz zusammen. Je höher der Anteil an organischer Substanz, desto größer ist auch der Glühverlust, mit zunehmendem Glühverlust sinkt der Anteil an der Trockensubstanz. In Abb. 1 sind diese Beziehungen grafisch dargestellt. Dieselben Zusammenhänge sind auch in anderen Untersuchungen aus Baden-Württemberg und Brandenburg beschrieben worden (ROSSKNECHT 1992, GONSIORCZYK 1997).

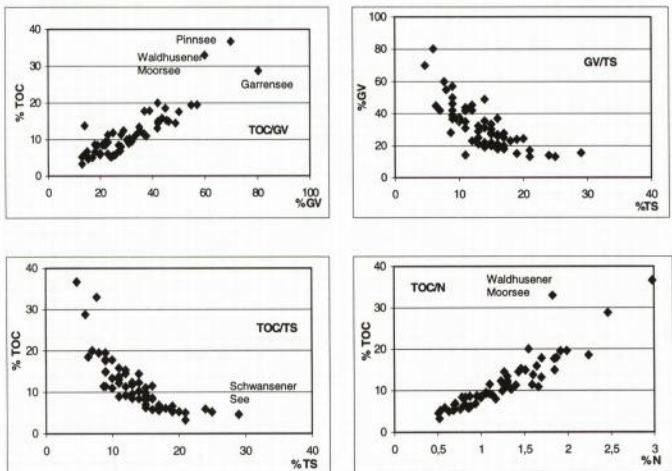


Abb. 1: Beziehungen zwischen GV, TS, TOC und N im Gesamtsediment $<2000 \mu\text{m}$

Eine Sonderstellung nehmen ganz eindeutig der Waldhusener Moorsee, der Pinnsee und der Garrensee ein, mit dem höchsten Glühverlust, den höchsten TOC-Werten und den niedrigsten Anteilen an Trockensubstanz. Hohe Anteile an organischer Substanz enthalten auch Muggesfelder und Einfelder See, Grammsee, Hemmeldorfer See, Bordesholmer See und Großer Segeberger See, die zum Teil stark abwasserbelastet sind. Sehr geringe Werte wurden ermittelt im Ratzeburger See und Kückensee, im Schwansener See, Postsee und Lanker See.

Diese Betrachtungen beziehen sich auf das Gesamtsediment. Leicht verändert ist das Bild, wenn man TOC in der Fraktion $<20 \mu\text{m}$ vergleicht, fast immer sind die Anteile an organischer Substanz in dieser Fraktion geringer, in den Seen mit Trockensubstanzanteilen über 20% aber manchmal auch höher oder sehr ähnlich. Diese Proben gleichen am ehesten denen aus Fließgewässern, in denen der TS-Anteil meistens zwischen 60 und 80% liegt und TOC in der Fraktion $<20 \mu\text{m}$ üblicherweise sehr viel größer ist als im Gesamtsediment.

Bestätigt werden damit die Ergebnisse aus Baden-Württemberg, auch dort ist der Anteil an organischer Substanz im Gesamtsediment von Seen meistens größer ist als in der Feinkornfraktion und es ist sinnvoll, anders als bei Fließgewässern beide Fraktionen für die Interpretation heranzuziehen, weil sehr viele Schadstoffe an die organische Substanz adsorbiert werden.

In Tabelle 9 im Anhang sind die Seen in der Reihenfolge des TOC-Anteils aufgeführt. Dieser Anteil steht in engem Zusammenhang mit Stickstoff und Phosphor. Aus dem Verhältnis von TOC/N im Gesamtsediment lassen sich Aussagen über die Art der organischen Substanz treffen. Ein Wert von TOC/N zwischen 6 und 7 im Gesamtsediment weist auf lebendes Phytoplankton hin (MÜLLER 1977). Bei etwas höheren Werten, wie sie in schleswig-holsteinischen Seesedimenten größtenteils vorliegen, kann man davon ausgehen, dass Phytoplankton abgestorben und während der Sedimentation in Zersetzung übergegangen ist, wobei die Stickstoffverbindungen schneller abgebaut worden sind als die Kohlenstoffverbindungen. Für die in schleswig-holsteinischen Seen weit verbreiteten Kalkmudden ist ein Verhältnis von ca. 8 als typisch anzusehen (KNOF 1994), was hier mehr oder weniger bestätigt wird. Beim größten Teil der Seen kommt man auf Werte zwischen 6,3 und 10,5, ein vom Zeitpunkt der Probenahme abhängiger Trend ist erkennbar. Für die Proben vom Juli 2000 ergeben sich größtenteils Werte zwischen 7 und 8, im September und Oktober 1999 liegen sie zumeist zwischen 9 und 10. Sehr auffällige Abweichungen gibt es nur selten, und zwar beim Waldhusener Moorsee (18), Muggesfelder See (12,9), Pinnsee (12,3) und Garrensee (11,6). Die organische Substanz in diesen Sedimenten scheint älter und weiter mineralisiert zu sein.

Der Phosphorgehalt im Sediment liegt meistens zwischen 0,08 und 0,20% (Abb. 2d im Anhang). Es ist zu erwarten, dass Phosphor zum Ende der Sommerstagnation freigesetzt wird (SCHEREN-NEWSKI 1996). Vor allem in kalkreichen Seen wurde unter anaeroben Bedingungen eine Rücklösung aus dem Sediment und ein entsprechender Anstieg der Phosphorkonzentrationen im Wasser beobachtet (ROSSKNECHT 1992). Durch die zeitliche Verschiebung der Probenahme ist auch für schleswig-holsteinische Seen ein Vergleich möglich, die mittleren P-Gehalte pro Jahr lassen auf eine solche Rücklösung schließen. Im Juli 2000 betrug der Mittelwert 0,23%, im August 1997 ergaben sich 0,17%, Ende August bis Anfang September 1996 0,14% und Ende September bis Anfang Oktober 1999 0,10%.

Das Verhältnis von TOC zu Phosphor ist sehr unterschiedlich (Tabelle 9). Extrem hohe Werte ergeben sich für den Pinnsee, den Waldhusener Moorsee und den Garrensee, offenbar wieder bedingt durch den moorigen Untergrund, aber z.B. auch für den Owschlagler See, der sich durch den geringsten Phosphoranteil im Sediment auszeichnet.

Zusammenhänge gibt es auch zwischen Phosphor- und Schwefelgehalt. Bei Sedimentuntersuchungen im Großen Plöner See hat man beobachtet, dass durch die Konkurrenz der Mineralbildung mit Eisen bei der Diagenese immer dann eine Mobilisierung von Phosphat erfolgt, wenn ein

großes Angebot an H_2S vorliegt (KNOF 1994). Somit wird im Wechsel entweder Schwefel oder Phosphor festgelegt. Bei einem hohen Schwefelgehalt wird Phosphor leichter mobilisiert. Trägt man Phosphor- und Schwefelgehalte der schleswig-holsteinischen Seensedimente in einem Diagramm auf, so ist bei Extremwerten ein entsprechender Trend zu erkennen:

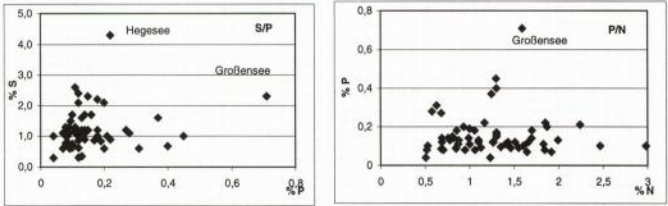


Abb. 2: Beziehungen zwischen Schwefel, Phosphor und Stickstoff

Die wenigen Seen mit mehr als 2% Schwefel im Sediment enthalten kaum mehr als 0,2% Phosphor, die einzige Ausnahme bildet der Großensee mit 2,3% Schwefel und dem mit Abstand höchsten Phosphorgehalt des gesamten Untersuchungsprogramms. In Tabelle 9 sind neben den Konzentrationen im Sediment teilweise auch Ergebnisse der vom LANU durchgeführten Wasseruntersuchungen in diesen Seen enthalten. Im Großen Segeberger See, Wittensee, Bordesholmer See und zeitweise auch im Borgdorfer See wurden nicht nur Schwefelgehalte über 2%, sondern auch hohe Phosphorvorräte im Wasser ermittelt, allerdings gibt es auch Seen mit viel Schwefel im Sediment und geringem oder mäßigem Phosphorvorrat im Wasser, wie die Beispiele Hegesee, Waldhusener Moorsee und Großensee zeigen. Ein direkter Zusammenhang von Sedimentzusammensetzung und Sulfatgehalt im Wasser ist nicht zu erkennen. Bei den stark schwefelhaltigen Sedimenten wurde nur im Großen Segeberger See ein auffällig hoher Sulfatgehalt im Wasser gemessen, der extrem sulfathaltige Schwansener See, ein Strandsee der Ostseeküste, weist den geringsten Schwefelgehalt im Sediment auf.

Verhältnismäßig große Phosphorvorräte mit mehr als 0,3% wurden außer im Großensee im Sediment von Gudower See, Brahmsee, Drüsensee und Warder See im Kreis Segeberg gefunden. In den baden-württembergischen Untersuchungen hat man für kalkreiche Seen Korrelationen zwischen Phosphorgehalt im Wasser und im Sediment nachgewiesen, für kalkarme Seen gilt das aufgrund der festeren Bindung des Phosphors nicht. Im Vergleich zu den Stickstoffmengen sind die Schwankungen bei Phosphor geringer (Abb. 2).

Nach diesen Ausführungen ist also mit der Abnahme der organischen Substanz eine entsprechende Abnahme des Glühverlusts und die Abnahme von Stickstoff, eine Zunahme der Trockensubstanz (TS) und kein eindeutiger Zusammenhang mit Phosphor und Schwefel zu erwarten. Bei Untersuchungen in Brandenburger Seen hat man herausgefunden, dass eutrophe Seen weniger organische Substanz im Sediment enthalten als oligotrophe Seen. Danach nimmt der Anteil an organischer Substanz erst in hocheutrophen Seen wieder zu. Parallel dazu wurden auch entsprechende Stickstoffgehalte in diesen Seen ermittelt, ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Phosphorgehalt im Sediment und Trophie konnte nicht nachgewiesen werden (GONSIORCZYK 1997).

Weil eutrophe kalkreiche Seen durch die erhöhte Calcitfällung im Sommer entsprechend viel Calcium im Sediment aufweisen, sollte der prozentuale Anteil an organischer Substanz in diesen Proben geringer ausfallen (MOTHES1980, KOSCHEL1987).

Ganz eindeutig können diese Zusammenhänge für schleswig-holsteinische Seen nicht bestätigt werden. Die zehn in der Tabelle 9 am weitesten oben angeordneten Seen mit den höchsten TOC-Werten enthalten entweder wenig Calcium oder sie sind hypertroph, in der weiteren Reihenfolge ist es schwierig, eine Tendenz abzulesen. Die meisten Seen sind eutroph, enthalten sehr viel Kalk und TOC-Gehalte zwischen 5 und 15%.

Vergleich von geogenen Metallen

In Abb. 3 im Anhang sind die Anteile an geogenen Metallen im Gesamtsediment in der Reihenfolge ihres Calciumgehalts dargestellt. Danach gibt es wie in Brandenburg und in Baden-Württemberg zwei Arten von Sedimenten, unterschieden nach kalkarm und kalkreich. Kalkarme Seen mit umgerechnet weniger als 24 g Ca/kg Trockensubstanz kommen in Brandenburg zu 21% vor, kalkreiche mit mehr als 76 g Ca/kg weit häufiger (73%, GONSIORCZYCK 1997). Der Übergang dazwischen ist sehr selten. In den baden-württembergischen Seen wurden diese Unterschiede in anderer Verteilung beobachtet. Auch bei den schleswig-holsteinischen Seen gibt es kalkarme und kalkreiche Sedimente. Ihsee, Bültsee, Garrensee und Pinnsee enthalten mit bis zu 7,1 g/kg am wenigsten Calcium, auch Einfelder See, Großensee, Blunker See, Selenter See, Bordesholmer See, Waldhusener Moorsee und Arenholzer See gehören zu den ca. 20% kalkarmen Seen des Untersuchungsprogramms mit maximal 29 g Ca/kg. In diesen Seen wurde, soweit sie bei früheren Messungen zum Puffervermögen der Wasserphase berücksichtigt waren, auch die geringste Säurekapazität ermittelt (LANU 1998). Bis auf eine Ausnahme enthalten alle anderen Seen mehr als 48 g Ca/kg (Abb. 2c und 3 im Anhang). Dort ist die Übereinstimmung mit dem Bild von der Pufferkapazität nicht so offensichtlich.

Bei hohen Calciumgehalten ist anzunehmen, dass an der Probenahmestelle Kalkmudden vorgelegen haben, die in der Seemitte eutropher Hartwasserseen gebildet werden, während Sandmudden eher im Uferbereich und im Bereich von Zuläufen gebildet werden. Diese Verhältnisse wurden im Großen Plöner See (KNOF 1994) und im Belauer See (STARK 1993) intensiv untersucht.

Wenn Calcium im Sediment als Calciumkarbonat vorliegt, sollten parallel dazu auch die Anteile an anorganisch gebundenem Kohlenstoff steigen. Da aber z.B. auch Eisen und Mangan als Karbonate vorliegen können, ist grundsätzlich mehr Karbonat zu erwarten, als stöchiometrisch an Calcium gebunden werden kann. Andererseits kann Calcium auch als Phosphat vorliegen.

In Tabelle 9 kann man auch diese Werte miteinander vergleichen. Seen mit wenig Calcium enthalten auch wenig anorganisch gebundenen Kohlenstoff. Bei höheren Calciumgehalten gibt es größere Schwankungen. Der Mittelwert liegt bei 3,8%, in der Feinkornfraktion bei 4,8%.

Das Verhältnis von Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium ist in den meisten Sedimenten sehr ähnlich. Stark erhöhte Natriumgehalte weisen Haddebyer Noor und Selker Noor auf, die eine Verbindung zur Schlei haben (21 und 19 g/kg), Hemmelmarker See und Schwansener See als Strandseen (10 und 9,7 g/kg), aber auch die kalkarmen Seen liegen mit Ausnahme von Großensee und Waldhusener Moorsee mit ihrem Natriumgehalt über dem Mittelwert, in der Feinkornfraktion noch ausgeprägter als im Gesamtsediment. Mit dem Natriumgehalt steigen oft auch die Anteile an Kalium und Magnesium.

Es gibt Seen, in denen neben dem Calcium auffällig geringe Anteile an geogenen Metallen im Sediment ermittelt wurden, so im Belauer See, Bornhöveder See und Behler See. Oft enthalten die kalkarmen Seen mehr Eisen und Aluminium als die kalkreichen Seen. Diese Aussage lässt sich aber nicht generell treffen wie in Baden-Württemberg. Mit Abstand am meisten Eisen fand sich im Großensee, am meisten Aluminium im Arenholzer See.

Abb. 4 im Anhang zeigt den TOC-Anteil neben dem in absteigender Reihenfolge dargestellten Al-Gehalt des Gesamtsediments. Manche Seen mit hohen Aluminiumgehalten weisen zugleich hohe Anteile an organischer Substanz auf. Bei eben diesen Seen besteht die Möglichkeit, dass sie bei der Belastung mit Schadstoffen herausragen. In Frage kämen das Winderatter Noor, der Blunker See, der Garrensee und der Bültsee und auch der große Segeberger See und das Haddebyer Noor.

Aluminium ist genau wie Calcium, Eisen und Mangan und auch Schwefel und im Gegensatz zur organischen Substanz bevorzugt in der Fraktion <20 µm enthalten, wie aus den Mittelwerten der Tabelle 3 im Anhang und der folgenden Abbildung hervorgeht.

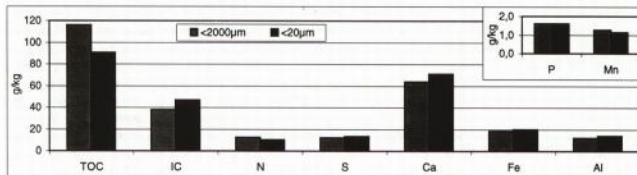


Abb. 3: Vergleich von Gesamtsediment <2000 µm und Feinkornfraktion <20 µm

Eisen- und Manganverbindungen spielen eine entscheidende Rolle beim anaeroben Abbau der organischen Substanz während der Sommerstagnation. Während Mn^{4+} und Fe^{3+} zu Mn^{2+} und Fe^{2+} reduziert werden, werden Phosphat und Stickstoff mobilisiert, ebenso wie Eisen und Mangan selber. Sulfat wird reduziert zu Sulfid. Das Verhältnis von Deposition zu Remobilisierung hängt für Schwefel, Eisen und Mangan zum einen von der Sedimentationsgeschwindigkeit ab, zum andern von dem Angebot an organischer Substanz, dem pH, dem Redoxpotential und nicht zuletzt vom Verhältnis der drei Elemente zueinander. Je schneller die Sedimentation erfolgt, desto mehr Schwefel verbleibt im Sediment und entgeht der Remobilisierung (KNOF 1994).

Manchmal wird Mangan in der oberen Sedimentschicht angereichert. Manganverbindungen sind besser löslich als die Eisenverbindungen. Aufgrund der hohen Beweglichkeit des leicht löslichen zweiwertigen Mangans wird es diffusiv zur oxischen Grenzschicht transportiert und dort ausgefällt. Im Großen Plöner See weisen die Kerne in den oberen Zentimetern oft Mangananreicherungen auf, die nicht von Eisenanreicherungen begleitet sind und periodischen Schwankungen unterliegen (KNOF 1994). Zu ähnlichen Ergebnissen kam man im Werbellinsee und im Stechlinsee in Brandenburg. In allen drei Fällen werden die erhöhten Mangangehalte durch den geologischen Untergrund verursacht.

Die mit Abstand höchsten Manganwerte wurden auch in den diesem Bericht zugrunde liegenden Untersuchungen im Großen Plöner See gefunden. Im 57 m tiefen südlichen Teil wurden 7 g/kg ermittelt, in der Feinkornfraktion sogar 9,2 g/kg, was auf Mangananreicherungshorizonte in den oberen Zentimetern zurückzuführen sein könnte. Das Ascheberger Becken wies mit 0,79 bzw. 0,82 g/kg nur einen Bruchteil dessen auf. Weitere Seen mit auffällig hohen Mangangehalten sind der Großensee, der Bistensee und der Schluensee. Manganverbindungen gelten als ausgezeichnete Kollektoren für Spurenmetalle (BRÜGMANN 1998).

Am Ende des Berichts soll anhand der Ergebnisse der Untersuchungen diskutiert werden, welche Parameter in der Sedimentbeschaffenheit geeignet sind, Vorhersagen zur Belastungssituation zu treffen. Wenn es zutrifft, dass Seen mit hohen Anteilen an organischer Substanz und/oder hohen Eisen- und Aluminiumgehalten stärker mit Schadstoffen belastet sind als andere Seen, sollte mit der Kenntnis des Sedimenttyps eine erste Einschätzung einhergehen. Eine Rolle spielen eventuell auch Calcium- und Schwefelgehalt und der Anteil der Feinkornfraktion. Bei organisch weniger belasteten, überwiegend mineralisch zusammengesetzten Sedimenten könnte die Relevanz der Tone deutlicher zutage treten.

5.2 Vergleich der Spurenmetallbelastung

Um die Belastung der Sedimente mit anthropogen eingetragenen Spurenmetallen und Arsen vergleichen zu können, sind die untersuchten Seen in Abb. 5 im Anhang in der Reihenfolge ihres Zinkgehalts im Gesamtsediment angeordnet. Parallel wird zugleich der Gehalt in der Feinkornfraktion angezeigt. In dieser Darstellung wird sichtbar, dass die anderen Schwermetalle mehr oder weniger ausgeprägt dem Trend der Zinkbelastung folgen und dass Korrelationen vorhanden sein müssen.

Zink

Zink erreicht im Vergleich zu den anderen untersuchten Schwermetallen die höchsten Konzentrationen parallel zu seinem Vorkommen auf der Erde. In mehr als der Hälfte der schleswig-holsteinischen Seen findet man im Gesamtsediment zwischen 50 und 150 mg Zn/kg, wie aus der Häufigkeitsverteilung in Abb. 6 im Anhang hervorgeht.

Mit Abstand am stärksten belastet ist der Großensee mit 810 mg/kg, gefolgt vom Großen Segeberger See (490 mg/kg), Waldhusener Moorsee (450 mg/kg) und Bordscholmer See (420 mg/kg). Im Sediment dieser Seen treten zugleich Maxima für die organische Substanz und für Schwefel auf. Ein Zusammenhang scheint zu bestehen. Bei einem Drittel der untersuchten Sedimente liegen die Messwerte unter 100 mg/kg, weniger als 50 mg/kg wurden nur im Belauer See ermittelt. An der unteren Grenze liegen außerdem sowohl beim Gesamtsediment als auch in der Feinkornfraktion Bornhöveder See, Hemmelmarker See und Behler See und der Börnsee.

Meistens sind die Zinkgehalte in der Feinkornfraktion sehr ähnlich, auffällig sind hier die deutlich höheren Werte im Waldhusener Moorsee (640 mg/kg) und im Bistensee, Pinnsee, Ihlsee und Bülsee.

Kupfer

Das Muster in der Reihenfolge ist beim Kupfer am deutlichsten wiederzufinden. Auch die Häufigkeitsverteilung hat Ähnlichkeit mit dem Zink. Da Kupfer nach Zink das zweithäufigste Spurenelement im Regenwasser ist (LW 1995), erscheint dieser Befund plausibel. Die größte Häufung findet sich bei Kupfer zwischen 10 und 30 mg/kg.

Am stärksten belastet sind wieder Großensee (140 mg/kg) und Waldhusener Moorsee (90 mg/kg). Bis auf den Garrensee (68 mg/kg), Bordscholmer See (59 mg/kg) und den Großen Segeberger See (54 mg/kg) liegen alle anderen unter 50 mg/kg. Am wenigsten Kupfer enthalten die Sedimente vom Dobersdorfer und Belauer See.

Sehr ähnlich sieht das Bild wieder aus in der Fraktion $<20 \mu\text{m}$, mit der auffälligsten Abweichung beim Bülsee. Dort sind 65 mg/kg in der Feinkornfraktion enthalten im Vergleich zu 19 mg/kg in der Gesamtprobe. Auch Bistensee, Ihlsee und Pinnsee weisen in dieser Fraktion wieder höhere Werte auf.

Vom Kupfer ist bekannt, dass es eine hohe Affinität zu organischen Material hat und im oxischen Milieu relativ schnell wieder freigesetzt werden kann, mit abnehmendem pH stärker. Im sulfidischen Milieu wird es als Kupfersulfid wieder festgelegt. In Abbildung 5 ist auch der Schwefelgehalt der Sedimente mit dargestellt, der mit durchschnittlich 12,1 g/kg in wesentlich höheren Konzentrationen, etwa in der Größenordnung von Eisen (Mittelwert 18,3 g/kg) im Sediment vorhanden ist. Viele Seen mit hohen Gehalten an Schwermetallen weisen gleichzeitig Schwefelmaxima und mehr organische Substanz auf als andere, so der Waldhusener Moorsee, der Große Segeberger See und der Bordscholmer See. Dabei lässt sich nicht eindeutig sagen, welches die Ursache und was die Folge ist. Im Bordscholmer See und im Großen Segeberger See könnten Regenwassereinträge und der eutrophe Zustand zu erhöhten Gehalten an Schwermetallen und organischer Substanz geführt haben, die dann eine beschleunigte Sedimentation und die Festlegung der Schwermetalle als Sulfid nach sich gezogen haben. Der Pinsee, der etwa genauso viel organische Substanz im Sediment enthält wie der Waldhusener Moorsee und entsprechend Kupfer binden könnte, gehört zu den Seen mit vergleichsweise geringer Kupferbelastung. Vermutlich ist der Eintrag niedriger, weil er ein extrem kleines oberirdisches Einzugsgebiet und keinen Regenwasserzulauf hat. Er weist kein Schwefelmaximum auf.

Blei, Quecksilber und Cadmium

Auch Blei wird vorwiegend über das Regenwasser eingetragen. Nach Zink und Kupfer steht es an dritter Stelle bei der Spurenelementbelastung des Regenwassers (LW 1995). Vergleicht man die Belastung der Seen in Bezug auf Blei, so findet man stellenweise Abweichungen vom Muster bei Zink und Kupfer, aber stattdessen Ähnlichkeiten mit Cadmium und Quecksilber (Abb.5). Parallel zu ihrem Vorkommen sind die Konzentrationen von Cadmium und Quecksilber entsprechend niedriger als die des Bleis. Einige Sedimente weichen weit nach oben ab, zehn Seen enthalten mehr als 100 mg Pb/kg. Die höchsten Bleikonzentrationen weisen Waldhusener Moorsee (310 mg/kg), Garrensee und Großensee (jeweils 270 mg/kg) und der Große Segeberger See auf, in denen auch extrem hohe Cadmiumgehalte von 3,3 mg/kg und mehr ermittelt wurden. Die Quecksilberbelastung ist größtenteils gering, am meisten wurde gefunden im Großen Segeberger See, Bordscholmer See, Großensee und Waldhusener Moorsee. Eine Parallele zum Schwefelgehalt scheint auch bei diesen drei Elementen vorhanden zu sein. Am wenigsten belastet sind Belauer See und Bornhöveder See.

Der mittlere Gehalt unterscheidet sich in der Feinkornfraktion meistens nicht wesentlich, abgesehen von auffälligen Ausnahmen ist er eher etwas niedriger. Die Ausnahmen bilden wie bei Kupfer und Zink Pinsee, Ihsee, Bistensee und Bülzsee, aber auch Börnsee und Großensee und vor allem Muggesfelder See und Hemmelsdorfer See.

Blei ist im sulfidischen Milieu besonders stabil. Es bildet ein sehr schwer lösliches Sulfid, im oxischen Milieu kann es gelöst werden, allerdings erst sehr viel später als Cadmium, Kupfer und Zink (WALLMANN 1992). Auch hier tragen abnehmende pH-Werte zur Mobilisierung bei.

Arsen, Chrom und Nickel

Nur elf Seen enthalten mehr als 10 mg As/kg Gesamtsediment. Auch diese Reihenfolge weist tendenzielle Ähnlichkeiten auf mit Kupfer und Zink. Seen mit deutlich erhöhten Arsengehalten sind der Großensee (46 mg/kg), der Garrensee (34 mg/kg) und der Waldhusener Moorsee (29 mg/kg), die auch mit anderen Schwermetallen belastet sind. In der Feinkornfraktion wurden im Großensee sogar 63 mg/kg nachgewiesen, auch beim Hemmelsdorfer See und beim Muggesfelder See lagen die Messwerte in der Feinkornfraktion um ein Vielfaches höher, obwohl sie sonst meistens etwas niedriger ausfielen. Hier könnte man annehmen, dass der gesamte Arsengehalt an die Feinkornfraktion gebunden ist.

Beim Muggesfelder See mit 26% Anteil an Korngrößen <20 µm, die 28 mg/kg As enthalten, ergeben sich rechnerisch 7,3 mg/kg im Gesamtsediment, wenn die anderen Korngrößen gar kein Arsen

enthalten. Das passt verhältnismäßig gut zusammen mit den gefundenen 6,4 mg/kg. Ähnlich sieht es aus im Hemmelsdorfer See. Bei 13,8% und 29 mg/kg im Feinkornanteil kommt man auf 4 mg in der Gesamtprobe, gefunden wurden 2,9 mg. Arsen scheint also fast nur an die Feinkornfraktion gebunden zu sein. Diese Berechnungen gelten aber nicht für andere Seen.

Chrom ist im Gesamtsediment schleswig-holsteinischer Seen normalerweise mit 10-30 mg/kg nur in geringer Menge enthalten. Es folgt keinem eindeutigen Trend. Nur wenige Seen fallen aus der Reihe. Am höchsten belastet ist eindeutig das Haddebyer Noor mit 83 mg/kg. Darauf folgen Arenholzer See und Großer Segeberger See mit 50 bzw. 46 mg/kg. Relativ häufig ist die Feinkornfraktion stärker belastet als die Gesamtprobe, auch hier steht das Haddebyer Noor an erster Stelle, mit 89 mg/kg vor dem Bistensee, Arenholzer See, Ihsee und dem Großen Segeberger See. Am wenigsten Chrom wurde gefunden im Belauer und Bornhöveder See.

Ähnlich wie Chrom folgt auch Nickel keinem eindeutigen Trend. Es ist zwar zu erkennen, dass höher belastete Sedimente meistens mehr Nickel enthalten als andere, sehr viele Ausnahmen lassen diese Aussage allerdings zweifelhaft erscheinen. Das Bild mit der Häufigkeitsverteilung unterscheidet sich auch von den anderen Schwermetallen, eine entfernte Ähnlichkeit hat es zum Chrom. Der größte Teil der Seen enthielt weniger als 30 mg/kg, heraus ragen die Werte vom Großensee (56 mg/kg), vom südlichen Teil des Plöner Sees (50 mg/kg) und vom Suhrer See, Bistensee und Schluensee. Mit Ausnahme des Suhrer Sees wiesen diese Seen auch die höchsten Mangangehalte auf, was auf parallel verlaufende diagenetische Prozesse und geogene Ursprünge hindeutet. Im Ascheberger Becken des Plöner Sees fand man nur 20 mg Ni/kg und keine erhöhten Mangankonzentrationen, somit auch keine Anzeichen für die schon früher für den Großen Plöner See beschriebenen Mangananreicherungshorizonte (KNOF 1994).

5.3 Bewertung der Spurenmetallbelastung

Die Bewertung der Spurenmetallgehalte nach LAWA sowie des Arsengehalts nach BLMP Nordsee ist der Tabelle 16 im Anhang zu entnehmen. Aus den in Abschnitt 4 genannten Gründen ist die Gesamtprobe bewertet worden. In den Fällen, wo bei der Konzentration in der Feinkornfraktion eine höhere Belastungsstufe erreicht wurde, ist auch diese Angabe farblich gekennzeichnet.

Die meisten Überschreitungen der nach LAWA anzustrebenden Güteklasse II gibt es beim Cadmium. Fast die Hälfte der Proben enthält mehr als 1,2 mg Cd/kg und entspricht damit einer Belastungsklasse >II. Sechs Seen sind stark belastet, der Großensee sehr stark. Dazu kommt in zehn Fällen eine schlechtere Bewertung der Feinkornfraktion im Vergleich zum Gesamtsediment.

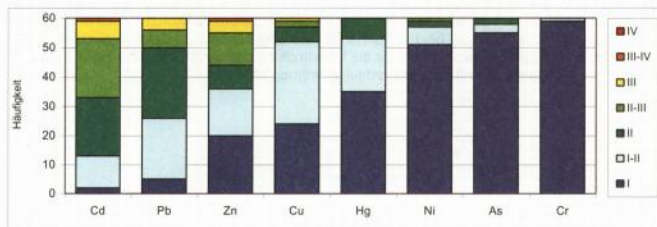


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung bei der Bewertung der Spurenmetallgehalte

Auch bei Zink und Blei wird die Güteklasse II mehrfach überschritten, beim Zink sind die Schwankungen größer als beim Blei. Es gibt mehr unbelastete und mehr stark belastete Sedimente. Besonders kritisch ist wie beim Cadmium die Bewertung des Großensees.

Kupfer erreicht im Großensee Güteklasse III, ansonsten wird dieses Schwermetall nur noch im Waldhusener Moorsee, im Garrensee und in der Feinkornfraktion des Bültesees schlechter als mit Güteklasse II bewertet.

Bei Quecksilber wird die Güteklasse II nicht mehr überschritten, bei Chrom nicht einmal erreicht. Trotzdem hat der deutlich über dem Durchschnitt liegende Chromanteil im Haddebyer Noor wahrscheinlich anthropogene Ursachen, wie der Vergleich mit älteren Sedimentuntersuchungen in der Schlei noch zeigen wird. Nickel übersteigt im Großen Plöner See Güteklasse II, wahrscheinlich hier geogen bedingt.

Arsen muss in der Feinkornfraktion im Sediment des Großensees in die Güteklasse II-III eingestuft werden, der Gehalt scheint im Vergleich zu den anderen Seen über dem geogenen Hintergrundgehalt zu liegen.

Seen, in denen kritische Schwermetallbelastungen ab Güteklasse III erreicht werden, sind Bordscholmer See, Borgdorfer See, Brahmsee, Einfeld See, Garrensee, Grammsee, Großensee, Großer Segeberger See, Muggesfelder See, Pinnsee und Waldhusener Moorsee.

Nimmt man dann noch die in der Bewertung vom Durchschnitt nach oben abweichenden Sedimente vom Blunker See, Haddebyer Noor, Hegesee, Ihsee, Schüldorfer See, Suhrer See, Winderratter See und Wittensee hinzu, so fällt auf, dass bis auf den Bültesee, der nur mit erhöhten Kupfermengen in der Feinkornfraktion herausragt, und den nahezu unbelasteten Selenter See alle kalkarmen Seen in dieser Liste enthalten sind. Oft ist die Feinkornfraktion in diesen Seen noch stärker belastet. Da im Sediment kalkarmer Seen auch niedrigere pH-Werte gemessen wurden, bei denen Schwermetalle leichter mobilisiert werden können, ist dieser Befund um so bedenklicher.

Zum Teil handelt es sich bei den kritisch belasteten Seen auch um solche, die im Vergleich zum Seevolumen über ein kleines Einzugsgebiet und einen verhältnismäßig hohen Nährstoffvorrat verfügen, was sich aus der jeweiligen Flächennutzung und der Besiedlung ergeben haben kann (LANU 1998). Das ist der Fall beim Großen Segeberger See, Muggesfelder See, Wittensee, Bordscholmer See, Blunker See und Einfeld See, trifft aber zum Beispiel auch zu für den Belauer und Bornhöveder See, in deren Sediment die geringsten Schwermetallkonzentrationen gemessen wurden. Die Proben aus diesen beiden Seen enthalten abgesehen vom Calcium auch die geringsten Anteile an geogenen Metallen, die für die Umwandlung des Sediments eine Rolle spielen, so dass Schwermetalle offensichtlich kaum festgelegt werden können.

5.4 Belastung mit organischen Schadstoffen

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

Die 1996 erfolgte Messung der PAK hat große Unterschiede zwischen den einzelnen Seen ergeben, in der Summe wurden zwischen 0,4 und fast 10 mg/kg nachgewiesen. Ganz besonders fallen Waldhusener Moorsee und Pinnsee auf, die Belastung in diesen beiden Seen ist fast dreimal so hoch wie die der darauf folgenden Seen Wittensee und Kellersee. Der Befund erscheint plausibel, da sich der Waldhusener Moorsee in der Umwandlung zum Niedermoor befindet und der Pinnsee offenbar auch langsam verlandet und in diesen beiden Seen auch die höchsten Anteile an organischer Substanz gefunden wurden. Moorige Gebiete sind insbesondere in tieferen Bereichen bekannt für sehr hohe biogene PAK-Gehalte.

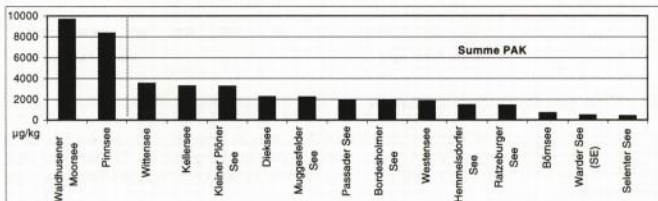


Abb. 5: Summe PAK in den 1996 untersuchten Seen

Unterschiedlich ist aber nicht nur die Höhe der Konzentration, sondern auch das Verteilungsmuster, wie für einige der am stärksten belasteten Seen aus Abb. 7 im Anhang hervorgeht. Diejenigen Verbindungen mit höherer Ringzahl bzw. höherem Molekulargewicht kommen in größerer Konzentration vor, was mit der schlechteren Abbaubarkeit zusammenpasst. Die ersten vier untersuchten Verbindungen mit zwei und drei Ringen wurden nur in geringer Menge oder gar nicht nachgewiesen. Eine Ausnahme bildete das Naphthalin im Wittensee.

Die mengenmäßig meistens am stärksten vertretenen Substanzen sind Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen und Pyren. Diese drei Verbindungen konnten bis auf eine Ausnahme in allen 1996 untersuchten Seesedimenten nachgewiesen werden. Sie treten überall in fast dem gleichen Verhältnis auf, d.h. sie kommen zusammen vor. Dass sie aus derselben Emissionsquelle stammen müssen und anthropogen eingetragen werden, wurde in schon in früheren Untersuchungen nachgewiesen (BREITUNG 1994). Grundsätzlich deuten charakteristische, konstante Fingerprints auf gleiche Emissionsquellen hin, Veränderungen in den Fingerprints können zur Lokalisierung von Schadstoffquellen beitragen.

Phenanthren ist der Vertreter mit dem geringsten Molekulargewicht, der häufiger auffällt. Diese Verbindung macht vor Fluoren und Fluoranthen auch in Schleswig-Holstein den größten Anteil im Niederschlag aus, wie durch Messungen des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten (LW 1995) bestätigt wurde und auch in Abb. 7 im Anhang mit dargestellt ist. Phenanthren ist nachgewiesenermaßen der Hauptbestandteil im PAK-Profil von Verbrennungsmotoren (SCHORER 1994), im Sediment aber nicht mehr in so großer Menge vorhanden, vermutlich wegen der besseren Abbaubarkeit. Die unterschiedlichen Gesamtkonzentrationen in den Sedimenten könnten darauf zurückzuführen sein, dass die Emissionsquellen verschiedenen weit entfernt sind oder darauf, dass die Zusammensetzung des Sediments sich auf die Adsorption auswirkt. Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Anteil an organischer Substanz und dem PAK-Gehalt ergibt sich nicht, wieder abgesehen von Waldhusener Moorsee und Pinnsee, eine Korrelation mit dem Zinkgehalt, bedingt

durch die gemeinsame Freisetzung bei der Verbrennung von Kohle (MÜLLER 1977), ist im folgenden Bild aber erkennbar.

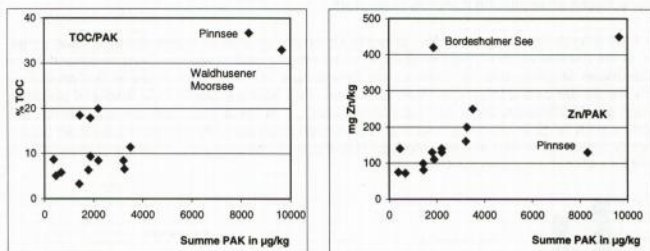


Abb. 6: Beziehungen TOC/PAK und Zn/PAK

Im Pinnsee scheint der PAK-Gehalt nicht mit dem Zinkanteil zu korrelieren. In diesem See erreichen auch die Verbindungen Indeno- und Benzoperylen im Vergleich zu Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen und Pyren höhere Anteile, beides kann als Hinweis auf biogene Ursprünge angesehen werden.

Eine Ursache für höhere Anteile an natürlich vorhandenen Verbindungen kann auch eine geringere Sedimentationsrate sein, die bewirkt, dass in den oberen fünf Zentimetern des Sediments ältere Anteile vorhanden sind als bei höherer Sedimentationsrate. Dieser Effekt kann aber nur deutlich werden bei niedrigen Gehalten an anthropogen eingetragenen PAK (ROSSKNECHT 1992).

Organochlorpestizide

Die am leichtesten nachzuweisende Verbindung in dieser Stoffgruppe ist mit einer Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/kg das Hexachlorbenzol. In fast allen Sedimentproben wurden 1997, 1999 und 2000 geringe Mengen HCB gefunden, maximal 0,86 µg/kg. Die einzigen Ausnahmen bildeten Ihlsee und Bülte. Der Abb. 8 im Anhang und der Tabelle 7 sind die Gehalte der Seen in absteigender Reihenfolge zu entnehmen. Besonders auffällige Seen gibt es nicht, Arenholzer See und Großer Segeberger See enthalten am meisten. Insgesamt bestätigt der Befund die ubiquitäre Verbreitung dieses Fungizids.

In kaum höheren Konzentrationen wurden die HCH-Isomeren α -HCH, β -HCH und γ -HCH (Lindan) gefunden. Während α -HCH und β -HCH in den meisten Proben nicht nachweisbar bzw. nicht quantifizierbar waren, konnten Spuren von Lindan häufiger ermittelt werden, wie beim HCB mit den höchsten Messwerten im Arenholzer und im Großen Segeberger See. In den 1997 vom SGS-Labor gemessenen Proben wurde Lindan häufiger nachgewiesen als 1999 und 2000 vom LANU, Ursache ist die Bestimmungsgrenze, die vom LANU für 1999 und 2000 mit 0,8 µg/kg angegeben wurde und 1997 bei 0,2 µg/kg lag. Das 1999 und 2000 mit analysierte δ -HCH konnte in keiner Probe gefunden werden. Die Messwerte sind in Tabelle 7 und Abb. 8 enthalten, ebenfalls in der Reihenfolge des HCB-Gehalts.

Das 1997 und 2000 analysierte DDT und seine Metaboliten konnten vor allem 1997 oft in wesentlich höheren Mengen nachgewiesen werden. 1997 wurde in allen Proben p,p' -DDT gefunden, 2000 nur im Großensee, das unter aeroben Bedingungen bevorzugt entstehende Abbauprodukt p,p' -DDE kam in beiden Jahren in allen Seen vor, das anaerob gebildete p,p' -DDD wieder überwiegend 1997 mit dem höchsten Einzelwert im Großen Segeberger See (65,7 µg/kg). 2000 wurde

die Analytik ausgedehnt auf die Metabolite o,p'-DDT, o,p'-DDE und o,p'-DDD. Nur einmal wurde eine dieser Verbindungen nachgewiesen, nämlich o,p'-DDD im Großen See.

Nimmt man die Summe der DDT-Verbindungen, so steht auch hier eindeutig der Große Segeberger See vorne, gefolgt vom Haddebyer Noor und vom Großen Plöner See, Ascheberger Becken. Die Summen sind der Abb. 8 zu entnehmen, aus Abb. 9 geht das Verhältnis der drei analysierten Einzelverbindungen zueinander hervor. Der prozentuale Anteil an DDT kann als grober Hinweis für eine Zeitmarkierung angesehen werden (HEINISCH 1997). Da 1997 noch relativ häufig DDT gefunden wurde, im Jahr 2000 dagegen gar nicht mehr und die Konzentrationen der Abbauprodukte auch geringer ausfielen, könnte man daraus schließen, dass der Abbau in diesem Zeitraum allgemein weiter fortgeschritten ist. Ob diese Annahme zutrifft, kann nur durch eine Wiederholung der Messungen in den 1997 untersuchten Seen geklärt werden.

Polychlorierte Biphenyle

Auch bei diesen Daten gibt es Unterschiede zwischen den 1997 vom SGS-Labor und 1999 und 2000 vom LANU bearbeiteten Proben. Maxima wie die 1997 im Haddebyer Noor und im Großen Segeberger See gemessenen wurden 1999 und 2000 nicht mehr erreicht. Es ist allerdings kein Trend oder Faktor in den Messwerten festzustellen, mit dem man auf analytische Ursachen für diese unterschiedlichen Werte schließen könnte. Nimmt man sie als gegeben hin, so fällt sowohl in der folgenden Abbildung als auch in der vergleichenden Darstellung in Abb. 7 im Anhang eine deutlich veränderte Reihenfolge im Vergleich zu anderen Schadstoffen auf.

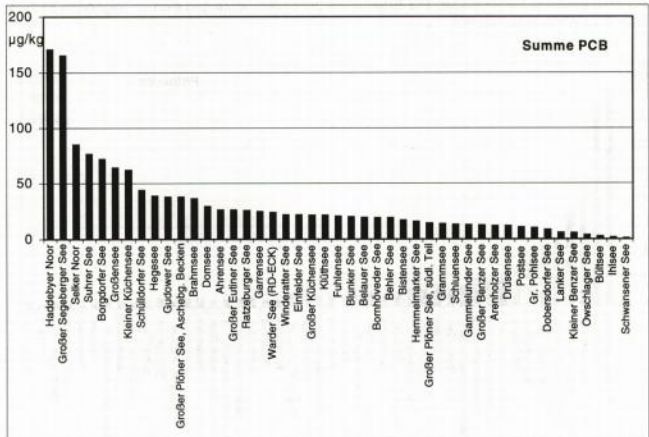


Abb. 7: PCB-Belastung im Vergleich

Am höchsten sind die Einzelwerte meistens für PCB 138. Der Maximalwert im Haddebyer Noor betrug 57,9 µg/kg. Hoch sind auch die Gehalte an PCB 153, PCB 101 und PCB 180. Die anderen fünf bzw. sechs Kongenere liegen um Größenordnungen darunter. Wie bei den PAK ist zu erkennen, dass die einzelnen Verbindungen in unterschiedlichen Verhältnissen auftreten (Abb. 10 im

Anhang). Für das Haddebyer Noor und das Selker Noor sind die Verteilungsmuster eindeutig gleich, was auf eine gemeinsame Quelle hindeutet. Auch im Segeberger See scheint diese Zusammensetzung zugrunde zu liegen, während die Fingerprints von Borgdorfer See und Hegesee mit größeren Mengen an PCB 118 auf eine andere Kontaminationsquelle schließen lassen. Wiederum anders ist das Muster für den Suhrer See. Durch weitergehende Vergleiche mit potentiellen Verursachern könnte die Zuordnung der Quelle möglich sein. Die verschiedenen Verteilungsmuster können aber auch mehrere Ursachen gleichzeitig haben, zu den lokalen und regionalen Belastungsquellen kann die Verfrachtung über den Luftpfad dazukommen.

Phthalate

In noch größeren Mengen als die PCB-Kongeneren wurden die mit einer Bestimmungsgrenze von 300 µg/kg sehr viel schwerer nachzuweisenden Phthalsäureester gefunden. Wie zu erwarten, fiel bei der Untersuchung vor allem das DEHP auf. Da diese Verbindung die Hauptproduktionsmenge ausmacht, besser an Schwebstoffe adsorbiert wird als Phthalsäureester mit kürzerer Kette und anaerob nicht weiter abgebaut wird, muss der Anteil im Sediment höher sein als der der anderen Verbindungen dieser Stoffklasse.

DBP ist in den meisten Sedimenten ebenfalls nachweisbar, allerdings in sehr viel geringerer Menge. Nur in zwei Fällen, im Bereich niedriger Konzentrationen, lagen die Werte für DBP höher als für DEHP, nämlich im Kleinen Benzer See und im Owschlager See.

Di-n-oktylphthalat DOP wurde in dem mit Phthalaten am höchsten belasteten Ratzeburger See und im insgesamt kaum belasteten Belauer See gefunden. Die anderen drei untersuchten Phthalate waren nirgends nachweisbar. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind im folgenden Bild und in Abb. 8 im Anhang dargestellt.

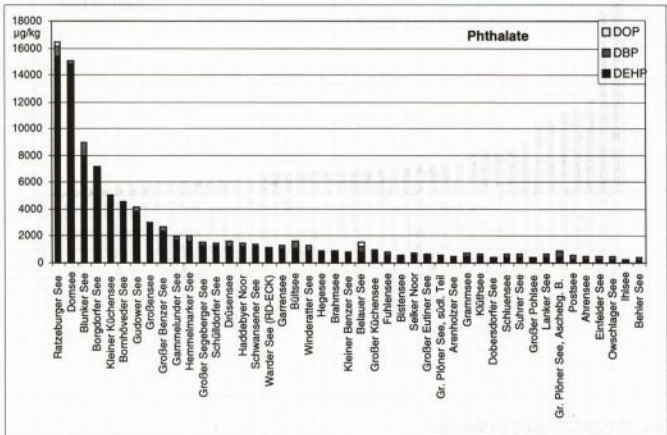


Abb. 8: Phthalate im Gesamtsediment

Im Laufe der Jahre 1997, 1999 und 2000 ist eine Zunahme der DEHP-Konzentration zu beobachten. Der Spitzenwert von 1997 (Hemmelmarker See mit 1706 µg/kg) wurde 1999 um mehr als das vierfache übertroffen (Blunker See mit 8000 µg/kg). Im Jahr 2000 wurden dann im Ratzeburger See und im damit verbundenen Domsee noch fast doppelt so hohe DEHP-Gehalte ermittelt (Abb. 9 im Anhang). Die Belastung setzte sich fort zum Kleinen Kückensee und klang erst im Großen Kückensee auf 860 mg/kg ab. Aufgrund dieser lokalen Häufung können analytische Unsicherheiten, die sich aus der ubiquitären Verbreitung dieser Substanzen ergeben, hier wohl ausgeschlossen werden. Als Quellen für erhöhte Belastungen kommen neben der Herstellung und Verarbeitung von PVC vor allem die Verbrennung und Deponierung von Müll in Frage. Ein Zusammenhang mit der nicht sehr weit entfernten Mülldeponie Schönberg kann mit den vorliegenden Daten weder bewiesen noch ausgeschlossen werden. Die Probe vom südlichen Teil des Ratzeburger Sees wurde 1996 nicht auf Phthalate untersucht.

Grundsätzlich kann die zunehmende Häufung von Spitzenwerten mit der Persistenz dieser Verbindung und einer anhaltenden Verbreitung über die Atmosphäre zusammenhängen. Das mit der PVC-Herstellung verknüpfte Produktionsmaximum wurde in den 80er Jahren erreicht, die Bestände sind bisher nur teilweise in den Abfall gelangt und es ist davon auszugehen, dass die Emission noch fort dauert (FURTHMANN 1993, STEFFEN 2000).

In der vergleichenden Darstellung der Konzentrationen ist zu erkennen, dass manche Seen mit fast allen gemessenen organischen Schadstoffen gleichzeitig belastet sind. Einige davon ragen auch bei der Schwermetallbelastung heraus, so z.B. der Große Segeberger See, das Haddebyer Noor und auch der Großensee. Der Waldhusener Moorsee enthält im Sediment sowohl erhöhte Schwermetall- als auch PAK-Konzentrationen. Andere Seen sind nur mit einem der organischen Schadstoffe belastet, z.B. der Arenholzer See mit HCB und Lindan, der Ratzeburger See mit Phthalaten oder das Ascheberger Becken des Großen Plöner Sees mit DDT. Das spricht für den Eintrag aus Punktquellen, es können aber auch unterschiedliche Adsorptionseigenschaften der Sedimente als Ursache in Frage kommen.

5.5 Bewertung der Sedimentbelastung mit organischen Schadstoffen

PAK

Wendet man den vom Institut für Umweltchemie in Bremen konzipierten Bewertungsvorschlag auf die 1996 untersuchten Seen an, so ergibt sich für Fluoranthen im Waldhusener Moorsee die Klasse 3, die „bei langfristiger Einwirkung Schädigungen auf Organismen wahrscheinlich erscheinen lässt“ und in der Hälfte der übrigen Seen Klasse 2, wo „ökotoxische Wirkungen bei empfindlichen Organismen langfristig möglich“ sind. Bezogen auf Benzo(a)pyren wird Klasse 3 nicht erreicht, danach könnten die meisten Seen Klasse 1 eingestuft werden, bei der ökotoxische Wirkungen nicht zu erwarten sind.

Organochlorpestizide

Bei der Bewertung von HCB im Sediment nach dem Vorschlag der ARGE Elbe wird die Güteklasse I zwar fast immer überschritten, ausgenommen sind nur Ihsee und Bülzsee, die Güteklasse II aber nie erreicht. Selbst der Maximalwert von 0,86 µg/kg bleibt noch weit unter dem Grenzwert von 5 µg/kg für diese Belastungsstufe. Die Bewertung ist der Tabelle 17 im Anhang zu entnehmen.

Auch die HCH-Verbindungen bleiben in allen Seen unter der Güteklasse II und sind sehr oft gar nicht nachweisbar. Insofern geht von diesen Stoffklassen in schleswig-holsteinischen Seen kein erhöhtes Risiko aus. DDT-Verbindungen sind zwar häufig auch nur in geringer Menge vorhanden, im Haddebyer Noor und im Ascheberger Becken des Großen Plöner Sees wird aber Güteklasse II erreicht und im Großen Segeberger See sogar überschritten.

Kritisch muss die Belastung mit PCB gesehen werden (Tabelle 18). Es gibt nur sechs Seen, in denen Güteklasse II nicht erreicht wird, darunter wieder Ihsee und Bültsee. Mehr als die Hälfte der Seen muss zumindest bei ein oder zwei Kongeneren in Belastungsstufe II-III eingeordnet werden und auch starke und übermäßig starke Belastungen kommen vor, die höchsten im Haddebyer Noor und im Großen Segeberger See.

Phthalate

Die Bewertung der ökologischen Relevanz dieser Verbindungen ist schwierig, weil bisher keine Zielvorgaben existieren. Im Hinblick auf das Geoakkumulationspotential, die noch nicht abschließend geklärte Toxizität und die vermutete endokrine Wirkung auf aquatische Organismen besteht noch Forschungsbedarf. Die Überwachung dieser Verbindungen müsste fortgesetzt werden, zumal die Konzentrationen im Sediment in den kommenden Jahren noch zunehmen können. Höher belastet sind auf jeden Fall nicht die Seen, die mit anderen Verbindungen kontaminiert sind, sondern oftmals eher unauffällige Seen. Wenn man davon ausgeht, dass die Verbreitung vorwiegend über die Atmosphäre erfolgt, muss die Emission im Umkreis dieser Seen stattgefunden haben.

6 VERGLEICH MIT DER SCHADSTOFFBELASTUNG ANDERER GEWÄSSER

An dieser Stelle sollen die gefundenen Schadstoffbelastungen mit anderen Messwerten verglichen werden, um die Plausibilität der Ergebnisse zu überprüfen und um sie einordnen zu können. Daten für die Schwermetalle Cu, Zn, Pb und Cd stehen für eine Reihe von Gewässern zur Verfügung, As, Hg, Cr und Ni wurden bei Sedimentuntersuchungen nicht immer mit einbezogen, entweder weil ihnen aus ökotoxikologischer Sicht nur eine untergeordnete Bedeutung zukommt oder wegen der schwierigen Analytik. Oft wurde nur die Gesamtprobe analysiert, auch der Aufschluss kann unterschiedlich durchgeführt worden sein und die Bedingungen sind der Literatur nicht immer zu entnehmen. Wenn die Messungen mehr als zehn Jahre zurückliegen, geht daraus nicht unbedingt die aktuelle Belastungssituation hervor. Manche Daten sind deshalb nur bedingt für Vergleichszwecke geeignet, für eine Einschätzung des Zustands schleswig-holsteinischer Gewässer aber doch hilfreich. Dasselbe gilt für die Ergebnisse von Schwebstoffmessungen, die eine konkretere zeitliche Zuordnung ermöglichen und in den Tabellen 10 und 11 mit aufgeführt sind.

6.1 Spurenmetalle in schleswig-holsteinischen Seen

Bei früheren Sedimentanalysen des Plöner Sees (KNOF 1994) wurden 21 verschiedene Sedimentkerne in Abständen von fünf Zentimetern u.a. auf die Schwermetalle Zink, Kupfer, Blei und Cadmium untersucht. Zum Teil befanden sich die Probenahmestellen im Asheberger Becken, zum Teil im nördlichen Bereich des Plöner Beckens, grundsätzlich aber in flacheren Zonen mit weniger als 25 m Tiefe, während die Proben des LANU von den jeweils tiefsten Stellen der beiden Seebecken stammen. Dabei zeigt sich, dass die damaligen Messwerte für diese Schwermetalle in der Größenordnung übereinstimmen mit den LANU-Werten vom südlichen Seebecken, an der tiefsten Stelle im Asheberger Becken sind jetzt aber etwa doppelt so hohe Konzentrationen ermittelt worden.

Eine weitere Untersuchung mit 26 Probenahmestellen existiert von der Inneren Schlei bei Schleswig (LÖWENSTEIN 1985), auch vom Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten wurde die Schlei mehrfach in Richtung Ostsee beprobt. Die Ergebnisse sollen hier, obwohl es sich nicht um Seesedimente handelt, zum Vergleich der Daten vom Haddebyer und Selker Noor herangezogen werden, weil vom Selker Noor über das Haddebyer Noor eine Verbindung zur Inneren Schlei besteht und ein häufiger Wasseraustausch stattfindet.

Die Innere Schlei war 1985 relativ hoch belastet. Sowohl Zink, Kupfer, Blei und Cadmium als auch Chrom waren in großer Menge vorhanden. Zur Ostsee hin nahmen diese Werte ab (LW 1994). Das Haddebyer Noor liegt sowohl geographisch als auch mit den Messdaten von 1997 dazwischen, zeichnet sich aber aus durch noch höhere Werte für Chrom und vor allem für Blei. Erst im anschließenden Selker Noor fallen die Werte wieder ab. Auch die Quecksilber-, Arsen- und Nickelgehalte sind im Haddebyer Noor höher als im Selker Noor und in der Schlei, in der Inneren Schlei wurden diese Elemente nicht bestimmt.

Auch wenn zwischen diesen drei Messreihen ein Zeitraum von 12 Jahren liegt, erscheinen die Ergebnisse plausibel. Die verhältnismäßig hohen Messwerte für Chrom in der Inneren Schlei wurden zurückgeführt auf Gerbereien in Schleswig, die vom Ende des 19. Jahrhunderts bis ca. 1950 mit Chromsalzen gearbeitet haben. Wie aus Sedimentkernen hervorgeht, traten Maxima von Zink, Kupfer und Blei parallel zum Phosphor auf, was auf Abwasserleitungen schließen lässt. Die Chromwerte stiegen zeitweise auf mehr als 300 mg/kg, haben aber inzwischen wieder abgenommen. Der Hintergrundwert von ca. 50 mg/kg war bis 1985 noch nicht wieder erreicht und auch die im Haddebyer Noor und in der Schlei 1995 und 1997 gemessenen Werte liegen nach wie vor höher. Es erscheint möglich, dass sich die Belastungen des Sediments bis ins Haddebyer Noor auswirken und dass dort der Abtrag vom Bleidach des Halthabu-Museums hinzugekommen ist. In

Richtung Selker Noor ist ein Rückgang auf durchschnittliche Werte zu verzeichnen, was auch den anthropogenen Eintrag von Schwermetallen in die Schlei und ins Haddebyer Noor beweist.

In einer anderen Arbeit wurden neun Proben von der Sedimentoberfläche des Treßsees analysiert (PACKSCHIES 1984). In dieser Untersuchung ist zu erkennen, wie weit die Auswahl der Probenahmestellen sich auswirkt. Die Gehalte an Spurenmetallen im Gesamtsediment sind - abgesehen vom Cadmium - nicht besonders hoch, schwanken aber relativ stark. Kupfer, Blei und Cadmium variieren bis zum dreifachen Wert innerhalb des Sees, aber es gibt eine Korrelation der Metalle untereinander und mit dem Glühverlust und der Trockensubstanz. Am höchsten ist die Konzentration der Schwermetalle im Sedimentationszentrum, wo sich bei geringen Fließgeschwindigkeiten organisches Material abgelagert. Es befindet sich etwa in der Seemitte, zum Ablauf hin werden die Konzentrationen wieder niedriger.

Der Belauer See wurde als Referenzsee in der Bornhöveder Seenkette sehr intensiv untersucht (STARK 1993). Spurenmetalle wurden nicht nur im Sediment, sondern über einen Zeitraum von 13 Monaten auch regelmäßig in der Wasserphase analysiert. Der vorherrschende Sedimenttyp ist die Kalkmudde, in der im Vergleich zur Sandmudde höhere Schwermetallgehalte gefunden wurden. Innerhalb der Kalkmudde sind die Schwankungen abgesehen von leicht erhöhten Konzentrationen am Westufer nicht sehr groß, es wurden sehr niedrige Werte für Zink, Kupfer, Cadmium und Blei gemessen, die vom LANU fast genauso bestätigt werden konnten. Belauer See und Bornhöveder See sind die am wenigsten mit Schwermetallen belasteten Seen des gesamten Untersuchungsprogramms.

6.2 Spurenmetalle in Gewässern außerhalb Schleswig-Holsteins

Die Seen in Mecklenburg-Vorpommern haben durch ihre Entstehungsgeschichte viel Ähnlichkeit mit denen in Schleswig-Holstein. Die Ergebnisse dort sind durchweg sehr ähnlich (BRÜGMANN 1999), größtenteils und vor allem beim Cadmium etwas niedriger, möglicherweise auch bedingt dadurch, dass der Nachweis der Schwermetalle in Mecklenburg-Vorpommern ohne Totalaufschluss erfolgte. Eine Ausnahme bildet der Mittelwert für Kupfer, er ist doppelt so hoch wie in Schleswig-Holstein, das könnte aber verursacht sein durch wenige sehr extreme Werte, der Medianwert liegt bei 18 mg/kg und ist damit vergleichbar mit dem von Schleswig-Holstein (22 mg/kg).

Im Hamburger Stadtgebiet wurde 1983 das Sediment der Außenalster analysiert (LAMMERZ). In 58 Proben wurden große Mengen an Zink, Kupfer, Blei, Quecksilber und Cadmium gefunden, die zu mehr als 80% auf anthropogene Einflüsse zurückgeführt werden konnten. Die Messwerte überschreiten die schleswig-holsteinischen Durchschnittswerte um ein Vielfaches, gleichen aber denjenigen vom Großensee, der sich auch im Hamburger Randgebiet befindet.

In 44 Seen in Baden-Württemberg im Schwarzwald und in Oberschwaben (ROSSKNECHT 1992) hat man nicht das Gesamtsediment untersucht, sondern unterschieden in Grobkornfraktion (>20 µm) und Feinkornfraktion (<20 µm). Die Mittelwerte für Schwermetalle sind ähnlich wie die schleswig-holsteinischen Werte. In Schleswig-Holstein wurden etwas mehr Zink, Blei und Cadmium nachgewiesen, Kupfer und Quecksilber sind vergleichbar, während die Arsen- und Chromgehalte hier deutlich niedriger ausfallen. Arsen erreicht vor allem im Südschwarzwald hohe Werte. Nickel wurde in Baden-Württemberg nicht untersucht.

Aus Brandenburg liegen Arbeiten vor vom Müggelsee, Stechlinsee (TERTZE 1993) und Breitingsee (SCHETTLER 1992). Diese drei Seen wurden sehr intensiv auf Schwermetalle überprüft und auch hier ist die Abhängigkeit der Messwerte von der Wahl der Probenahmestelle und der Jahreszeit gut zu erkennen und wird ausführlich diskutiert. Trotz erheblicher Schwankungen innerhalb eines Sees sind charakteristische Belastungsmuster einzelner Seen nicht zu übersehen.

In Bayern sind Schwermetalle in Sedimenten schon vor 20 Jahren analysiert worden, auch dort gab es stärker belastete und weniger stark belastete Seen (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1982). Auch in anderen Bundesländern, z.B. in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Hessen sind von den entsprechenden Behörden Sedimentuntersuchungen durchgeführt worden, die sich aber größtenteils auf Fließgewässer beziehen und hier nicht in die Diskussion mit einbezogen werden sollen.

Das über Jahre hinweg am besten untersuchte Gewässer ist der Bodensee. Dort hat man in den letzten Jahren festgestellt, dass die seit Beginn der Industrialisierung eingetragenen Elemente Blei, Zink und Cadmium zwischen 1960 und 1970 Maximalwerte im Sediment erreicht hatten und seitdem wieder auf ihre Anfangskonzentration zurückgegangen sind. Bei Kupfer, Chrom und Nickel liegt die Konzentration inzwischen sogar darunter (MÜLLER 1997).

6.3 Organische Schadstoffe in anderen Gewässern

Über organische Schadstoffe in Sedimenten schleswig-holsteinischer Seen ist bisher nichts bekannt. Für Vergleiche muss man zurückgreifen auf Messungen außerhalb Schleswig-Holsteins oder auf Fließgewässer. Diese Verbindungen sind meistens in der Gesamtprobe analysiert worden, manche Werte sind wegen der bei den geringen Konzentrationen oft schwierigen Analytik mit Vorsicht zu genießen.

PAK

In den Sedimentproben der 44 Seen in Baden-Württemberg sind Fluoranthen und Pyren neben den Benzofluoranthenen die dominierenden Einzelverbindungen (ROSSKNECHT 1992). Die nachgewiesene Summe der PAK ist mit 7,5 mg/kg im Durchschnitt deutlich höher als in den schleswig-holsteinischen Seen (2,8 mg/kg). Die Substanzauswahl ist etwas anders, dort wurden zwölf verschiedene PAK gemessen, in Schleswig-Holstein 15, so dass die Ergebnisse nicht ganz vergleichbar sind.

Es konnte nachgewiesen werden, dass Asphaltpartikel im Straßenstaub als Hauptquelle für die PAK-Belastung in jüngeren Sedimentschichten in Frage kommen. Da man in der Nähe von viel befahrenen Straßen im Waldboden dasselbe PAK-Muster wie in Seesedimenten findet, führt man die Anreicherungen in Seen u.a. auf Straßenabschwemmungen zurück. Nach der Auswaschung reichern sich PAK im Gewässer an. Im Vergleich zu Waldböden deutlich erhöhte Konzentrationen in Seesedimenten belegen auch andere Untersuchungen (WAKEHAM 1980).

In den Seen in Mecklenburg-Vorpommern waren die Ergebnisse denen in Schleswig-Holstein wieder sehr ähnlich, in niedersächsischen und Bremer Gewässern ebenfalls (LACH 1997).

Bei einem Vergleich der PAK-Belastung von Schwebstoffen in Bundeswasserstraßen (HELLMANN 1992) wurden bis zu 46 mg/kg in der Mosel gefunden, ein Wert für Tönning ist enthalten mit 2 mg/kg, also in der Größenordnung der Sedimentbelastung schleswig-holsteinischer Seen. Hier wurde die Summe aus den sechs PAK Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren und Benzo(ghi)perylen gebildet.

Im Bodensee konnte in den letzten 20 Jahren parallel zu den Schwermetallkonzentrationen auch ein Rückgang der PAK-Gehalte verzeichnet werden (MÜLLER 1997).

Schwerflüchtige Chlorierte Kohlenwasserstoffe

Chlorierte Verbindungen werden in vielen Bundesländern routinemäßig im Rahmen der Gewässerüberwachung im Sediment oder in Schwebstoffen analysiert. Auch in Schleswig-Holstein sind HCB, die HCH-Isomeren und verschiedene PCB-Kongenerne vom LW und vom LANU über einen längeren Zeitraum im Sediment der Eider und der Schlei gemessen worden.

HCB

Diese Verbindung wurde in Schleswig-Holstein zwischen 1990 und 1995 in etwas größeren Mengen als jetzt nachgewiesen, aber mit maximal etwa 20 µg/kg immer noch im Bereich der Güteklasse II. Bundesweit gibt es bei HCB sehr große Schwankungen. In der Elbe wurden Extremwerte bis 13700 µg/kg erreicht (GANDRASS 1998). Auch der Oberrhein war lange Zeit stark HCB-belastet, trotz rückläufiger Tendenz lagen die Werte 1993 dort noch bei 800 µg/kg (UMWELTDATEN BADEN-WÜRTTEMBERG 1993/94).

In den Seen von Mecklenburg-Vorpommern lagen die Werte mit bis zu 42 µg/kg etwas höher als in Schleswig-Holstein (BRÜGMANN 1999), in Baden-Württemberg wurde die Verbindung in ähnlichen Größenordnungen gefunden (ROSSKNECHT 1992).

HCH-Verbindungen

Die im Sediment der Eider und der Schlei früher gemessenen Lindan-Konzentrationen waren deutlich höher als die jetzt in den Seen nachgewiesenen Mengen. Güteklasse II wurde häufig erreicht. Untersuchungen an Schwebstoffen in niedersächsischen Fließgewässern belegen, dass der Lindangehalt auch dort seit 1994 zurückgegangen ist und Güteklasse II zuletzt immer eingehalten werden konnte (STEFFEN 1997). In Mecklenburg-Vorpommern wurden HCH-Verbindungen nur manchmal analysiert. Oft lagen die Werte wie in den schleswig-holsteinischen Seen unterhalb der Bestimmungsgrenze, der Maximalwert fiel aber deutlich höher aus. In Baden-Württemberg wurde Lindan in vergleichsweise geringen Mengen nachgewiesen.

DDT-Verbindungen

In Baden-Württemberg wurde DDT nur in wenigen Proben nachgewiesen, die Abbauprodukte DDD und DDE waren jedoch 1992 zumindest in Spuren weit verbreitet. Die Summe, gebildet über fünf DDT-Verbindungen und größtenteils zusammengesetzt aus p,p'-DDE und p,p'-DDD, erreichte Werte bis ca. 7 µg/kg und damit nur einen Bruchteil von denen in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern. In Mecklenburg-Vorpommern wurden DDT-Verbindungen in allen Seen nachgewiesen, in der ehemaligen DDR war die Anwendung noch bis 1988 gestattet, während sie hier in den 70er Jahren untersagt wurde. Es gibt sehr große Schwankungen, vielleicht auch abhängig vom jeweils zuständigen Labor. Die Zusammensetzung ist nicht auszumachen. Die Schwebstoffbelastung der niedersächsischen Fließgewässer war stellenweise erhöht, Güteklasse II konnte aber immer eingehalten werden.

PCB

Die Werte in der Schlei und in der Eider entsprechen den durchschnittlichen Gehalten in den Seen. In der Schlei findet sich das Verteilungsmuster vom Haddebyer und Selker Noor wieder, aber in sehr viel geringeren Konzentrationen. Das lässt auf eine Quelle im Bereich des Haddebyer Noors oder der Inneren Schlei schließen.

In Baden-Württemberg lag die Summe der PCB-Gehalte mit weniger als 20 µg/kg meistens in ähnlicher Größenordnung wie in Schleswig-Holstein, in Ausnahmefällen wurden wie hier über 150 µg/kg nachgewiesen. Einbezogen wurden die sechs DIN-PCB, die höchsten Konzentrationen erreichten PCB138, 153 und 101.

In den Seen von Mecklenburg-Vorpommern wurden nur sporadisch PCB gemessen, sowohl Durchschnitts- als auch der Maximalwerte überstiegen die von Schleswig-Holstein.

Dass die PCB-Belastung kritisch zu sehen ist, geht auch aus den niedersächsischen Schwebstoffmessungen hervor, an keiner Stelle konnte Güteklasse II durchweg eingehalten werden. In der Elbe ergaben sich 1995 für PCB 153 Differenzen von <0,5 bis zu mehr als 50 µg/kg.

Phthalate

Phthalate gehören bisher nicht in routinemäßige Überwachungsprogramme für Sedimente. 1999 sind in niedersächsischen Fließgewässern vergleichende Untersuchungen an 112 Probenahmestellen durchgeführt worden (STEFFEN 2000). DEHP erreichte dort ähnliche Konzentrationen wie 1999 in Schleswig-Holstein, bei den anderen Phthalsäureestern wurde nur einmal die Nachweisgrenze überschritten. In Hessen und in Nordrhein-Westfalen gab es umfangreiche Untersuchungen auf Phthalate in der Wasserphase (FURTHMANN 1993). Sedimente wurden sporadisch mit untersucht, von Industriehäfen am Rhein, Kanälen in Nordrhein-Westfalen und von der Weser. Die Werte schwankten wie in Schleswig-Holstein sehr stark. Auch die von Furthmann erwähnten Messergebnisse anderer Autoren erstrecken sich manchmal über einen Bereich von mehreren Zehnerpotenzen (0,001-1480 mg/kg), so dass Zweifel an der Zuverlässigkeit der Ergebnisse aufkamen. Erhebliche Unterschiede findet man auch beim Vergleich der Proben von Rhein, Maas, Mississippi, Golf von Mexico und Lake Superior, die beschrieben sind in einer Arbeit über Phthalate im verhältnismäßig gering belasteten Sediment des Bodensees (GIAM 1980).

Weltweit sind Sedimente in Seen häufig auf chlorierte persistente Verbindungen untersucht worden, es gibt große Schwankungen (BOSSI 1992), aber selbst in arktischen Seen konnten diese Substanzen in geringen Mengen nachgewiesen werden (ALLEN-GIL 1997). Insgesamt gesehen liegt die Belastung der Sedimente schleswig-holsteinischer Seen mit organischen Schadstoffen in ähnlicher Größenordnung wie die anderer leicht verschmutzter Seen.

6.4 Vergleich mit Fließgewässersedimenten

Fließgewässersedimente wurden in Schleswig-Holstein in den Jahren 1999 und 2000 an 14 Probenahmestellen vom LANU analysiert. Die Ergebnisse sind in einem vom LANU in Auftrag gegebenen Gutachten enthalten (KÖHN 2000). Die Mittelwerte dieser Messungen, die im Vergleich zu den Seen in Abb. 11 im Anhang grafisch dargestellt sind, befinden sich ebenso wie die Maximalwerte am Ende der Tabelle 3.

Die mittleren Spurenmetallgehalte in der Feinkornfraktion sind in Fließgewässern zum Teil erheblich höher, Spitzenwerte kommen häufiger vor und übersteigen ebenfalls oft diejenigen in Seen, vor allem beim Chrom. Nur bei Cadmium und Blei wurden in der <20 µm-Fraktion von Seen höhere Maximalwerte gemessen.

In Fließgewässern bewertet man üblicherweise die Spurenmetallbelastung des Feinkornanteils. Würde man bei Seen genauso verfahren, so würde die Bewertung der Seen günstiger ausfallen als die von Fließgewässern. Der in Fließgewässern beobachtete Korngrößeneffekt, der sich in der Gesamprobe durch die „Verdünnung“ mit grobsandigen Anteilen ergibt, macht sich in Seesedimenten nicht bemerkbar. Mit durchschnittlich 33% ist der Feinkornanteil erheblich größer als in Fließgewässern (10,7%) und zusätzlich ist wesentlich mehr organische Substanz enthalten, des-

halb liegen die Messwerte im Gesamtsediment von Seen oft sogar über denen der Feinkornfraktion und die Mittelwerte sind dann höher als in Fließgewässern. Eine Ausnahme bilden Chrom und Quecksilber. Im Vergleich ist das für die Wirkung auf Organismen entscheidendere Gesamtsediment von Seen zumindest in den Bereichen, wo die Feinkornanteile zur Ablagerung kommen, stärker belastet als das von Fließgewässern. Mit dem angewendeten Bewertungsverfahren ist das auf den ersten Blick nicht immer zu erkennen.

Im einzelnen sollen die Verhältnisse an den folgenden Beispielen noch einmal verdeutlicht werden.

Der im Untersuchungsprogramm Seen berücksichtigte Warder See im Kreis Segeberg wird von der Trave durchflossen, die 1999 und 2000 in der Nähe des Ablaufs an der Messstelle Warderbrück beprobt wurde. Die Messwerte für Spurenmetalle in der Fraktion $<20 \mu\text{m}$ liegen bei den beiden Proben von der Trave und derjenigen vom Wardersee durchaus in vergleichbarer Größenordnung, abgesehen von dem bei der Probenahme 2000 etwa doppelt so hohen Wert für Zink in der Trave. Im Warder See enthält aber auch die Gesamtprobe Schwermetallkonzentrationen in fast gleicher Höhe, während diese in der Trave weniger belastet ist. Die Bewertung der drei Proben fällt bei dem angewendeten Verfahren sehr ähnlich aus. Andeutungsweise ist ein höherer Cadmiumgehalt und ein geringerer Chromanteil im See auszumachen.

Der Großensee liegt im Gewässersystem der Bille im Großraum Hamburg. Obwohl er nicht von der Bille durchflossen wird, erinnert die hohe Schwermetallbelastung des Großensees im Muster sehr an diejenige der Feinkornfraktionen von den Messstellen der Bille in Reinbek und Sachsenwaldau.

In flacheren Bereichen, besonders in der Nähe von Zuflüssen und am Ufer, wird in Seen häufig ein als Sandmudde bezeichneter Sedimenttyp vorgefunden. Die Beschaffenheit dieser Proben hat Ähnlichkeit mit Fließgewässersedimenten, weil hier die feineren Bestandteile, die an geeigneten tieferen Stellen zur Ablagerung kommen, weitgehend fehlen. Ein Beispiel dafür ist die Probe vom Ufer des Haddebyer Noors bei Haihabu, die bei der Interpretation der Messergebnisse zunächst nicht berücksichtigt wurde, weil vor allem die Messwerte vom Gesamtsediment erheblich von der aus der Gewässermitte entnommenen Probe und auch von den anderen Proben abweichen (Abb. 12). Im Vergleich zu 23,6% Feinkornanteil in der Gewässermitte hat man nur 1,6 % am Ufer in einer Tiefe von 1m gefunden. Trockensubstanz, Glühverlust und TOC der Gesamtprobe entsprechen einem typischen Flusssediment, während die Werte in der Feinkornfraktion mit denen in der Gewässermitte vergleichbar sind. Mit 8,91 liegt der pH erheblich über dem mittleren von 6,82 bei Seen.

Auffällig ist im Haddebyer Noor der sehr unterschiedliche Calciumgehalt der beiden Proben, in der Mitte wird etwa das Doppelte in der Feinkornfraktion und sogar das achtfache in der Gesamtprobe erreicht, ein Hinweis auf Calcitfällungen in der Gewässermitte.

An diesen Proben ist gut zu erkennen, warum es bei Fließgewässern sinnvoll ist, die Schwermetallgehalte in der Feinkornfraktion zu vergleichen. Sie liegen auch im Haddebyer Noor in ähnlicher Größenordnung, während sich die Gehalte im Gesamtsediment erheblich unterscheiden. Man sieht, dass die Gehalte der meisten Metalle in der Seemitte höher sind und zum Teil die Anteile in der Feinkornfraktion überschreiten, was bei Fließgewässern nur selten der Fall ist. Nichtsdestotrotz können einzelne Fließgewässersedimente unter Umständen von dieser Zusammensetzung abweichen und Ähnlichkeit mit Seesedimenten aufweisen.

Vergleicht man die Bewertung der einzelnen Metalle in Seen und Fließgewässern, so fällt auf, dass in Seen in erster Linie das Cadmium kritisch einzustufen ist, während in Fließgewässern die Zinkbelastung die größten Probleme verursacht.

Die organischen Schadstoffe wurden auch in schleswig-holsteinischen Flüssen immer am Gesamtsediment analysiert. Vergleiche sind bisher nur möglich bei den schwerflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen. HCB und die HCH-Isomeren wurden in ähnlicher Größenordnung gefunden, Güteklasse II wurde wie in den Seen nicht erreicht. DDT-Verbindungen waren in Flusssedimenten kaum vorhanden, während diese in Seen stellenweise in erhöhten Mengen nachgewiesen wurden. Vor allem die PCB-Belastung scheint in Seen kritischer zu sein als in Fließgewässern.

7 DISKUSSION DER ERGEBNISSE

7.1 Bewertung der im Untersuchungsprogramm eingesetzten Methoden

Mit der vorhandenen Datenmenge, die sich aus der Beprobung von 60 Seen ergeben hat, kann ein realistisches Gesamtbild von der Sedimentqualität schleswig-holsteinischer Seen entstehen.

Im einzelnen See lässt eine Stichprobe eine erste Orientierung zu. An der tiefsten Stelle, die dafür jeweils ausgewählt wurde, findet man erhöhte Feinkornanteile und demzufolge auch oft höhere Schadstoffkonzentrationen als in anderen Bereichen. Sicherlich gibt es in manchen Seen auch Probenahmestellen mit noch höheren Konzentrationen, am wahrscheinlichsten dort, wo aufgrund niedriger Fließgeschwindigkeiten eine hohe Sedimentationsrate zu erwarten ist. Andererseits ist es nicht zwingend erforderlich, diese Stelle zu finden, wichtiger ist die Kenntnis der durchschnittlichen Belastung. Der verwendete van-Veen-Greifer eignet sich gut für die Entnahme von schluffigen Sedimenten mit geringen Feinsandbeimengungen. Nach dem Öffnen ist die sichere Abtrennung einer definierten Schicht von 3 oder 5 cm mit diesem Greifer zwar nicht unbedingt gewährleistet, annäherungsweise kann aber eine Probe von der Oberfläche abgekratzt werden, am ehesten, wenn diese sich farblich unterscheidet von der übrigen Probe. Es kann vorkommen, dass man nicht nur die Oberfläche erfasst, sondern manchmal auch ältere Schichten und dass dann nicht nur die Belastung der letzten Jahre eingeht. Um solche Fehler auszugleichen und auch wegen möglicher Inhomogenität des Schlammes, wäre es grundsätzlich besser gewesen, mehr als eine Probe zu analysieren bzw. eine Mischprobe aus einer ausreichenden Anzahl von Einzelproben von verschiedenen Stellen im Gewässer herzustellen. Aber auch dann sind saisonbedingte Schwankungen noch nicht berücksichtigt. Letzten Endes sind die Schwankungen innerhalb eines Sees nicht so gravierend wie die Unterschiede von See zu See und charakteristische Belastungsmuster sollten auch bei einer Stichprobe deutlich werden. Bei extremen, nicht zu erklärenden Befunden ist eine Überprüfung sinnvoll.

In neueren Überwachungsprogrammen werden vorrangig Schwebstoffuntersuchungen vorgenommen, um zu einer zuverlässigen Beschreibung der aktuellen Belastungssituation zu kommen.

Die Auswahl der Parameter, die sich größtenteils an anderen Untersuchungsprogrammen orientiert, erscheint sinnvoll für die Bewertung der Sedimentbelastung. Auf die Analyse der Elemente Lithium, Scandium und Titan, die kaum dazu beitragen, sich ein Bild vom Zustand des Sediments zu verschaffen, könnte man verzichten. Die Kenntnis der Anteile mit Korngrößen $<2000 \mu\text{m}$ und $<20 \mu\text{m}$ ist notwendig, als Interpretationshilfe kann auch der Anteil zwischen 63 und $20 \mu\text{m}$ dienen, überlegen sollte man jedoch, ob die Aufteilung der Korngrößenanteile in sechs Fraktionen erforderlich ist. Für die Vergleichbarkeit mit anderen Messergebnissen wäre es besser, anstelle von Calcium und anorganischem Kohlenstoff den Calciumkarbonatgehalt zu bestimmen. Eine Analyse sämtlicher in Frage kommender Kontaminationen ist nicht praktikabel.

Nach der Diskussion dieser Kriterien kann man davon ausgehen, dass die vorliegenden Messwerte realistisch sind. Der Vergleich mit den zur Verfügung stehenden Befunden aus anderen Untersuchungen trägt dazu bei, die Glaubwürdigkeit der Ergebnisse zu unterstreichen.

7.2 Auswahl des Bewertungssystems

Für die Bewertung der chemischen Kriterien erscheint die Anwendung des von der LAWA für Schwermetallgehalte von Schwebstoffen vorgeschlagenen Bewertungsrahmens mit vier Haupt- und drei Unterklassen angemessen. Belastungsschwerpunkte, typische Belastungsmuster und kritische Elemente treten auf diese Weise deutlich zutage. In anderen Untersuchungen wird häufig in I_{geo} -Klassen eingestuft, die man nach einem vom Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA 1986) erarbeiteten Vorschlag über die Berechnung eines Geoakkumulationsindex erhält. Ausgehend von einer geogenen Standardkonzentration verdoppelt sich die Klassenbreite

von einer Belastungsstufe zur nächsten jeweils. Man folgte dabei der Erkenntnis, dass eine Zunahme der Schadstoffwirkung in der Natur häufig erst dann erkennbar ist, wenn sich die Belastung verdoppelt. Bei der jetzigen Einteilung ist die LAWA bei den sowohl in der Wasserphase als auch im Gesamtsediment in hohen Konzentrationen nachweisbaren Spurenelementen Zink, Kupfer, Chrom und Nickel davon abgewichen, so dass diese mehr Gewicht gegenüber Cadmium und Blei erhalten.

Es gibt Ansätze zur Bewertung des Gesamtsediments unter Berücksichtigung des prozentualen Anteils der Feinkornfraktion (STEFFEN 1989), was beim Vergleich von Seen und Fließgewässern sicher sinnvoll wäre, bisher aber nicht weiterentwickelt worden ist. Auch die Umrechnung der Schwermetallkonzentrationen auf einen festgelegten Tongehalt (LICHTFUSS 1981) hat sich nicht durchgesetzt.

Um den anthropogenen Eintrag von Schwermetallen im Vergleich zum Hintergrundgehalt zu bewerten, ist die Wahl des Bezugspunktes für das unbelastete Sediment ganz entscheidend. Aus den in Kapitel 4.1 schon genannten Gründen wurden die geochemischen Hintergrundwerte eines unbelasteten Tongesteins (TUREKIAN 1961) nicht übernommen, sondern diejenigen, die vom BLMP Nordsee erarbeitet wurden. Dabei ist nicht berücksichtigt, dass die Hintergrundkonzentration in Schleswig-Holstein nicht dem Bundesdurchschnitt entsprechen muss. In Tabelle 12 sind gewisse Schwankungsbreiten enthalten, die die unterschiedlichen geologischen Untergründe der einzelnen Bundesländer beinhalten sollten und sich teilweise aus dem von der Bundesanstalt für Geowissenschaften (BGR) herausgegebenen Rohstoffatlas (FAUTH 1985) bzw. durch die Auswertung von Messungen in Sedimentkernen ergeben haben.

In Tabelle 15 sind die nach LAWA und BLMP Nordsee als Hintergrund gültigen Schwankungsbereiche einigen für Schleswig-Holstein vorliegenden Daten gegenübergestellt. So wurden Elementverteilungsmuster an schleswig-holsteinischen Geschiebemergeln, die die Konzentrationen während der Eiszeit wiedergeben, untersucht (CHRISTENSEN 1987). Der vom BGR herausgegebene Rohstoffatlas weist für Schleswig-Holstein ca. 2800 Punkte auf, die auf die 1982 durchgeführte Analyse von Bachsedimenten mit Korngrößen <200 µm zurückgehen. Zur Einordnung kann auch verglichen werden mit dem Schwermetallkataster der schleswig-holsteinischen Böden, aus dem Mittelwerte für die einzelnen Elemente (BRUHM 1990) in der Tabelle enthalten sind. Für fluviale Sedimente in Schleswig-Holstein haben Lichtfuss und Brümmer (1977) Mittelwerte berechnet. Außerdem sind stellenweise Schwermetallbestimmungen in Sedimentkernen durchgeführt worden, so im Großen Plöner See (KNOF 1994), in der Inneren Schlei (LÖWENSTEIN 1985) und im Treßsee (PACKSCHIES 1984).

Im Großen und Ganzen ist die Übereinstimmung mit den für das Bundesgebiet gültigen Werten zufriedenstellend. Bei den Bachsedimentanalysen waren die Chrom- und Nickelgehalte in Schleswig-Holstein im Mittel niedriger, bei einer Auswertung der Daten wurden aber gerade beim Chrom auch mehrfach deutlich erhöhte Werte festgestellt (BRUHM 1990).

Auch Lichtfuss und Brümmer kamen 1981 zu dem Schluss, dass im Sedimentmaterial schleswig-holsteinischer Flüsse in industriefernen Regionen weniger Chrom und Nickel enthalten ist und auch weniger Kupfer und Quecksilber, während Zink und Arsen meistens in derselben Höhe wie im Tongesteinstandard vorkamen und Blei und Cadmium in größeren Mengen.

Nach den aktuellen Daten dieses Berichts scheint der Hintergrundwert zumindest beim Chrom mit 80 mg/kg für Schleswig-Holstein zu hoch angesetzt zu sein, Überschreitungen dieses Werts gehen mit Sicherheit auf anthropogene Einflüsse zurück und sollten schwerer wiegen. Andererseits sollten die natürlichen Schwankungsbreiten beinhalten, dass bei diesen Konzentrationen kaum toxische Effekte zu erwarten sind.

In dem von der ARGE-Elbe (1996) für Sedimente konzipierten Bewertungssystem für die organischen Schadstoffe werden abweichend von früheren Vorschlägen alle Verbindungen einzeln be-

wertet, die Summe von sechs PCB bzw. aller HCH-Verbindungen wird nicht mehr verwendet. Für δ -HCH fehlt in der Tabelle 13 die Angabe, da es in dieser Untersuchung an keiner Messstelle nachgewiesen wurde, ergibt sich daraus kein Problem. Auch in anderen Arbeitsgruppen wurden Grenzwerte, Ziel- und Referenzwerte für organische Schadstoffe abgeleitet (STEFFEN 1997, BRÜGMANN 1998), die Höhe der Werte liegt für einzelne Verbindungen oder Stoffklassen in ähnlichen Größenordnungen, ein Bewertungsschema mit einer siebenstufigen Einteilung wie bei der Gewässergüte ist aber daraus bisher nicht hervorgegangen. Von der LAWA liegt bisher noch kein Bewertungskonzept für organische Schadstoffe vor.

Auch für die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe existiert bisher kein solches System. Der vom Bremer Institut für Umweltchemie entwickelte Bewertungsmaßstab kommt den anderen Verfahren am nächsten.

7.3 Verknüpfung mit biologischen und ökologischen Merkmalen

Hauptziel bei der Bewertung der Sedimentqualität ist die Beurteilung des Gefährdungspotentials für Organismen. Chemisch-numerische Kriterien können dabei als erster Schritt zu einer integrierten Bewertung angesehen werden. Man kann davon ausgehen, dass bei einer Anreicherung eines Stoffes im Sediment die Verfügbarkeit für Organismen zunimmt. Zum einen kann aber nicht die ganze Palette von Umweltchemikalien des täglichen Gebrauchs zu vertretbaren Kosten routinemäßig kontrolliert werden, und auch wenn man eine Vielzahl von Stoffen im Sediment bestimmt, reicht das in der Regel nicht aus, um die ökotoxische Wirkung einzuschätzen. Zudem ist es schwierig, Aussagen über synergistische Effekte und Auswirkungen von Milieuveränderungen wie pH-Wert oder Redoxpotential zu treffen. Anzustreben wäre für eine sinnvolle Beurteilung von Sedimenten eine Kombination von chemischen und biologischen Methoden, bei der die Identifikation wirksamer Stoffe möglich wäre (FÖRSTNER 1990). Mit Biozönoseuntersuchungen könnte man klären, ob die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften im Sediment dem für den Standort anzustrebenden Zustand entspricht. Biotests können anzeigen, ob eine Verunreinigung im Sediment bioverfügbar und potentiell gefährlich ist. Sie können Auskunft geben über akute und chronische Toxizität, endokrine Wirkungen und über Bioakkumulationen. Effekte mehrerer Einflussfaktoren einschließlich charakteristischer Sedimenteigenschaften können gleichzeitig erfasst werden. Auch dieses Verfahren kann sehr aufwendig sein und aus zeitlichen und finanziellen Gründen kaum durchführbar. So wird z.B. mit der „Sedimentqualitätstriade“ (CHAPMAN 1986) zunächst die chemische Zusammensetzung des Sediments untersucht, dann wird im Labor die Toxizität von Chemikalien an benthischen Organismen getestet und schließlich sollen krankhafte Veränderungen im Lebergewebe von bodenlebenden Fischen analysiert werden.

Praktikabel erscheint ein stufenweises Vorgehen (CALMANO 1996), in dem nicht die gesamte Ermittlungspalette simultan durchgeführt wird, sondern in jeder Stufe entschieden werden kann, ob ein Sediment nutzungsbezogen unbedenklich ist oder ob weitere Untersuchungen erforderlich sind. Die erste Stufe beinhaltet eine historische Bestandsaufnahme der vorhandenen Daten und Informationen über die in Frage kommenden Sedimente. Bei einem Verdacht auf die Belastung mit Umweltchemikalien sollte dies in einer zweiten Stufe mit einem Mindestdatensatz an chemischen Analysen abgeklärt werden. Überschreiten die festgestellten Kontaminationen vorhandene Zielvorgaben deutlich, so wird das Sediment als problematisch eingestuft. Bei weniger eindeutigen Überschreitungen lässt sich mit der Analyse der benthischen Biozönosenstruktur, die im anaeroben Milieu entfallen kann, anhand von Schlüsselorganismen entscheiden, ob das Sediment unproblematisch ist. In eindeutig kritischen Proben können Biotests mit geeigneten Organismen am Gesamtsediment durchgeführt werden und bei toxischer Wirkung sollte man die Ausdehnung des belasteten Gebiets ermitteln. Bei vorliegender Toxizität kann mit zusätzlichen Biotests die Trennschärfe erweitert werden.

Man arbeitet noch an geeigneten standardisierten und allgemein anerkannten Biotests für die Bewertung der Sedimente nach ökotoxischen Kriterien (FÖRSTER 1998). Bisher ist es nicht möglich,

mit Hilfe eines einzigen Tests zu aussagekräftigen Ergebnissen zu kommen. Kombinationen mit Nematoden, Chironomiden, Daphnien oder Leuchtbakterien wurden an Sedimenten der Eibe erprobt (FRETWURST 1999, SCHMIDT 2000). Vor allem in hochkontaminierten Bereichen lassen sich akut toxische und mutagene Effekte nachweisen. Extrakte mit positivem Effekt können weiter fraktioniert werden, um so die Wirkung einem bestimmten Stoff oder einer Stoffgruppe zuzuordnen. Auch bisher unbeachtete Substanzen werden dann erfasst und können zielgerichtet und kostengünstig analysiert werden.

8 ZUSAMMENFASSUNG

Ein wesentliches Ziel der vorliegenden Arbeit war es, einen Überblick über die Belastung schleswig-holsteinischer Seesedimente mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen zu erhalten und die Sedimentqualität mit einem geeigneten Maßstab zu bewerten. Die Auswertung des umfangreichen Datenmaterials von 60 Seen hat zu einem realistischen Bild der aktuellen Situation geführt. Die Zusammensetzung von Sedimentproben, die von der tiefsten Stelle eines Sees entnommen werden, unterscheidet sich deutlich von Fließgewässersedimenten. Durch den höheren Feinkornanteil und den höheren Anteil an organischer Substanz ergeben sich stärkere Belastungen in der Gesamtprobe. Im Vergleich zu anderen Bundesländern liegen die Durchschnittswerte in Schleswig-Holstein in ähnlichen Größenordnungen, meistens wird die nach LAWA anzustrebende Güteklasse II bei der Bewertung nicht überschritten. Der Schwermetallgehalt bewegt sich oft im Rahmen des vorgegebenen Schwankungsbereichs und es lässt sich nicht eindeutig zuordnen, ob geogene oder anthropogene Ursachen dafür in Frage kommen. Der Anteil an problematischen organischen Verbindungen liegt häufig unter oder nur knapp oberhalb der Nachweisgrenze, so dass negative Auswirkungen kaum zu erwarten sein dürften.

Trotzdem gibt es Seen und Stoffe bzw. Stoffklassen, die durchaus kritisch einzustufen sind. Auffällig sind im Bereich der Schwermetalle die Cadmiumkonzentrationen, in etwa der Hälfte der Seen sind die Zielvorgaben überschritten und der Mittelwert liegt über dem anderer Bundesländer. In einem Teil der Seen wurden auch bedenkliche Mengen Zink, Blei und Kupfer gefunden, betroffen sind vor allem die empfindlicheren, kalkärmeren Seen.

Geringe Calciumgehalte, verbunden mit hohen Anteilen an organischer Substanz und den überwiegend geogen im Sediment vorhandenen Metallen Eisen, Mangan und Aluminium, scheinen die idealen Voraussetzungen für die Bindung von Schwermetallen zu sein. Beispiele dafür sind Garensee, Pinntsee, Einfelder See, Borgdorfer See, Bordesholmer See, Waldhusener Moorse und der mit Abstand am höchsten belastete Großensee, in dessen Sediment auch ungewöhnlich hohe Eisenmengen vorliegen. Eisen spielt eine entscheidende Rolle bei der Umwandlung der sedimentierenden Stoffe und bei der Festlegung der Schwermetalle im sulfidischen Milieu. Es kann sowohl Schwefel als auch Phosphor binden, im allgemeinen wird der Phosphor zum Ende der Sommerstagnation freigesetzt, weil dann bevorzugt Eisensulfid gebildet wird. Im Großensee kann vermutlich beides gleichzeitig gebunden werden, was durch den verhältnismäßig hohen Schwefelanteil und den extrem hohen Phosphorvorrat im Sediment dieses Sees belegt wird. Hier fungiert das Sediment als Senke für Schwermetalle und für Nährstoffe, ein Hinweis darauf ist auch der mäßige Phosphorvorrat in der Wasserphase. Ob hier die Funktion als Senke im Vergleich zur Funktion als Quelle überwiegt, lässt sich nicht abschließend beurteilen. Gerade in kalkarmen Seen besteht aufgrund der niedrigen pH-Werte die Gefahr der Remobilisierung von Schwermetallen.

Die für Schleswig-Holstein typischen kalkreichen Seen weisen seltener erhöhte Schwermetallgehalte auf. Da aber die Belastung nicht nur von der Sedimentbeschaffenheit abhängig ist, sondern auch mit Besiedlung und Art der Flächennutzung im Einzugsgebiet zusammenhängt, gibt es auch hier Unterschiede. Auffällig sind der Große Segeberger See und der Muggesfelder See, die bei verhältnismäßig großem Wasservolumen und vergleichsweise kleinem Einzugsgebiet schon bei der Nährstoffbelastung in der Wasserphase herausragen. Auf der anderen Seite erreichen z.B. Belauer und Bornhöveder See in Bezug auf Schwermetalle weitgehend die Güteklasse I, obwohl auch diese Seen über hohe Nährstoffvorräte verfügen. Die dort entnommenen Proben enthalten außer Calcium kaum geogene Metalle, die Schwermetalle und Phosphate binden könnten. Die Funktion als Senke scheint hier beeinträchtigt zu sein.

Wie sich die Beschaffenheit und die Belastung des Sediments jeweils auf die Wasserphase auswirkt, kann nur in Kombination mit biologischen Untersuchungen der Lebensgemeinschaften in See und Sediment geklärt werden.

Organische Schadstoffe sind in allen Seesedimenten in Spuren vorhanden, auch wenn sie in Deutschland zum Teil schon seit Jahrzehnten verboten sind. PAK wurden 1996 in ähnlichen Konzentrationen wie in anderen Bundesländern gefunden. Die Mengen an HCB und Lindan sind gering, wie in Niedersachsen sind Anzeichen für einen Rückgang vorhanden und die Isomeren von Lindan sind nach dem Verbot des technischen Gemisches kaum noch nachzuweisen. DDT ist stellenweise noch in erhöhten Mengen vorhanden, hauptsächlich in Form von Abbauprodukten. Vor allem die PCB-Belastung erreicht oft kritische Ausmaße, die Kontaminationen sind wahrscheinlich auf lokale Quellen zurückzuführen, die aufgrund der ubiquitären Verbreitung durch den Eintrag aus der Atmosphäre verstärkt werden. Auch die im Sediment gefundenen Mengen an Phthalsäureestern, die unabhängig von jeglicher anderen Belastung in manchen Sedimenten bis zu 15 mg/kg ausmachen, erscheinen unter dem Aspekt der anhaltenden Produktion und Verbreitung von Weichmachern bedenklich, zumal wie bei den anderen untersuchten organischen Schadstoffen ein erhebliches endokrines Potential in diesen Verbindungen liegt, dessen Auswirkungen man noch nicht vollständig überschaut. Bedenken sollte man auch, dass in jeder Probe durchaus noch andere organische Schadstoffe enthalten sein können, die nicht Bestandteil des Untersuchungsprogramms waren.

Bei der Fülle der Daten ist es im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich, die Verhältnisse für jeden einzelnen See genau zu betrachten. Viele verschiedene Faktoren tragen zur Belastungssituation bei, hier geht es, auch im Hinblick auf die eine Stichprobe, vorrangig um ein Gesamtbild, in dem man den jeweiligen See im Vergleich zu den anderen einordnen kann. Ursachen für Belastungsspitzen sind zum Teil direkt erkennbar, manchmal sind zusätzliche Informationen erforderlich. Die vorliegenden Ergebnisse können die Auswahl erleichtern bei der Suche nach Seen, für die weitergehende chemische und biologische Untersuchungen angebracht erscheinen.

LITERATURVERZEICHNIS

ACKERMANN, F., BERGMANN, H., SCHLEICHERT, U. (1983): Monitoring of heavy metals in coastal and estuarine sediments - a question of grain size. - Environ. Technology Letters 4

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (1996): Umgang mit belastetem Baggergut an der Elbe, Zustand und Empfehlungen, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, Anlage 1

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (1998): Wassergütedaten der Elbe

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1997): Stoffe mit endokriner Wirkung im Wasser. - Inst. f. Wasserforschung, München

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1982): Beiträge zur Limnologie bayrischer Seen. - Inst. f. Wasserforsch. München

BLIEFERT, C. (1994): Umweltchemie. - VCH-Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim

BREITUNG, V., LAGEVEEN, W., BERGMANN, H. (1994): Verteilungsmuster von Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen in aquatischen Sedimenten und Schwebstoffen. - Vom Wasser 83, 397-406

BRÜGMANN, L. (1998): Hintergrundbelastung von Ostsee-Sedimentationsbecken vor der deutschen Küste. - Bundesanstalt für Gewässerkunde, Mitteilung Nr. 15, 17-81, Koblenz

BRÜGMANN, L. (1999): Schadstoffe in Sedimenten der Binnen- und Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns 1994 - 1999. - TÜV Nord Umweltschutz GmbH, Rostock

BRUHM, I. (1990): Untersuchungen zur Qualität schleswig-holsteinischer Oberflächengewässer. - Dissertation, Kiel

BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (1985): Schwermetallbelastung der Sedimente in den Bundeswasserstraßen des Küstenbereichs, Blatt II: Nebenflüsse der Elbe, Koblenz

CALMANO, W. et al. (1996): Notwendigkeit einer ökotoxikologischen Beurteilung von Sedimenten. - Acta hydrochim. Hydrobiol. 24, 101-103

CHAPMAN, P.M. (1986): Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. - Environ. Toxicol. Chem. 5, 957-964

CHRISTENSEN, S. (1987): Elementverteilungsmuster zur stratigraphischen Kennzeichnung von Geschiebemergeln Norddeutschlands. - Meyniana 39, 127-138

COX, C. (1997): Masculinity at risk. - Journal of Pesticide Reform 16, 2-7

DANKWARDT, A. (1998): Hormonell und reproduktionstoxisch wirksame Pestizide: wissenschaftliche Bewertung und Handlungsbedarf. - Umweltstiftung WWF Deutschland, Frankfurt am Main

FAUTH, H., HINDEL, R., SIEWERS, U., ZINNER, J. (1985): Geochemischer Atlas Bundesrepublik Deutschland, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

FÖRSTER, B., KNACKER, T., MOLTMANN, J. (1998): Evaluation of the Different Approaches to Characterize the Environmental Risk of Contaminated Sediments and Individual Substances for Benthic Organisms. - Forschungsber. 108 02 907, Umweltbundesamt Texte 54/98

FÖRSTNER, U., MÜLLER, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen. - Springer Verlag Berlin - Heidelberg - New York

FÖRSTNER, U., AHLF, W., CALMANO, W. (1990): Entwicklung von Qualitätskriterien für Gewässersedimente. - Wasser-Kalender 90, 92-114

FRETWURST, S., GRATZER, H. (1999): Erarbeitung von Kriterien zur Ableitung von Qualitätszielen für Sedimente und Schwebstoffe. - Forschungsbericht 294 24 384/02, Umweltbundesamt Texte 41/99

FRIMMEL, F., GRÄBE, G., SCHMITT, D. (2000): Mobilisierung von Metallen aus aquatischen Sedimenten. - ATV-DVWK-Schriftenreihe 21, 63-77

FURTHMANN, K. (1993): Pthalate in der aquatischen Umweltanalytik, Verbreitung, Verbleib, Bewertung. - LWA-Materialien 6/93, Landesamt für Wasser und Abfall, Düsseldorf

GANDRASS, J., BORMANN, G., WUNSCH, H.D. und ZOLL, M. (1998): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit ökosystemrelevanten Organika. - Umweltbundesamt Forschungsvorhaben 10205216, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH

GEMEINSAMES BUND/LÄNDER MESSPROGRAMM FÜR DIE NORDSEE (1984): Gewässergütemessungen im Küstenbereich der Bundesrepublik Deutschland 1982/83 Hrsg. Bundesminister des Innern, seit 5.6.1986 Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn

GONSIORCZYK, T., CASPER, P., KOSCHEL, R. (1997): Wechselwirkungen zwischen der Sediment- und Gewässerbeschaffenheit in Nordbrandenburger Seen. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie- Tagungsbericht Schwedt1996, Krefeld 1997

HEINISCH, E. et al. (1997): Persistente organische Verbindungen in Oberflächenwasser, Sediment und Aalen des Oder-Spree-Systems. - Wasser und Boden 49, Heft 4, 36-49

HELLMANN, H. (1992): Organische Spurenstoffe in Schwebstoffen und Sedimenten aus Bundeswasserstraßen unter besonderer Berücksichtigung der Feinkornfraktion. - Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 25, 343-352

INSTITUT FÜR UMWELTCHEMIE BREMEN GmbH (1994): Ökotoxikologische Bewertung von Chlor- und Phosphororganika sowie PAK in Sedimenten bremischer Gewässer - Ableitung von vorläufigen Orientierungswerten für Wasser und Sediment. - Freie Hansestadt Bremen, Der Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung

KOSCHEL, R., PROFT, G., RAIDT, H. (1987): Autochthone Kalkfällung in Hartwasserseen der Mecklenburger Seenplatte. - Limnologica 18, 317-338

KNOF, R. (1994): Geochemische Untersuchungen und Vergleich von Sedimenten des Großen Plöner Sees, der Müritz und des Werbellinsees. - Dissertation, Kiel

LACH, G., STEFFEN, D. (1997): Die Sedimentbelastung niedersächsischer Fließgewässer mit polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen. - Wasser und Boden 49, Heft12, 22-46

LAMMERZ, U. (1983): Die Hamburger Außenalster. - Naturwiss. 70, 572-574

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT SCHLESWIG-HOLSTEIN: Gewässerüberwachung Zahlentafeln Reihe C, Kiel

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT SCHLESWIG-HOLSTEIN (1998): Nährstoffvorrat und Pufferkapazität von Seen in Schleswig-Holstein - eine Übersicht bis 1997. - Kiel

LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN (1986): Sedimentuntersuchungen in Fließgewässern, Heft 41, Düsseldorf

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN (1995): Ein Jahrzehnt Beobachtung der Niederschlagsbeschaffenheit in Schleswig-Holstein 1985-1994. - Kiel

LICHTFUSS, R., BRÜMMER, G. (1981): Natürlicher Gehalt und anthropogene Anreicherung von Schwermetallen in den Sedimenten von Elbe, Eider, Trave und Schwentine. - Catena, 251-264

LÖWENSTEIN; J. (1985): Schwermetallablagerungen in den Sedimenten der „Inneren Schleie“. - Diplomarbeit, Institut für Ökologie, TU Berlin

MÜLLER, G. (1977): Schadstoffuntersuchungen an datierten Sedimentkernen aus dem Bodensee. - Z. Naturforsch. 32c, 920-925

MÜLLER, G. (1979): Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins – Veränderungen seit 1971. - Umschau 79, 778-783

PACKSCHIES, M. (1984): Schwermetalle in Seesedimenten. - Die Heimat 91, 210-216

ROSSKNECHT, H. (1992): Chemische Untersuchungen des Wassers und der Sedimente von 44 Seen in Baden-Württemberg. – Wasserwirtschaftsverwaltung, Heft 28, Umweltministerium Baden-Württemberg

SCHETTLER, G (1992): Verteilung ausgewählter toxischer Spurenelemente im Sediment des Breitinglases bei Brandenburg. – Acta hydrochim. Hydrobiol. 20

SCHERNEWSKI, G. (1996): Interne Eutrophierung: Das Sediment als Belastungsquelle für Seen. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht Berlin 1995, Krefeld 1996

SCHORER, M., BIERL, R., SYMADER, W. (1994): Zeitliche Veränderungen von Schadstoffgehalten in Flusssedimenten. – Vom Wasser 83, 117-126

SCHMIDT, B. (2000): Biotest-geleitete chemische Analyse von Sedimenten. - GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, 2000/12

STARK, J. (1993): Zur rezenten Sedimentologie und Geochemie des Belauer Sees (Bornhöveder Seenkette). - Diplomarbeit, Kiel

STEFFEN, D. (1989): Richtwerte zur Beurteilung von Schwermetallen in Flusssedimenten. - Wasser und Boden 4, 240-242

STEFFEN, D. (1997): Schadstoffuntersuchungen im Seston von Weser und aller - Probengewinnung mittels einer stationären Durchlaufzentrifuge. – Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Oberirdische Gewässer 2/97

STEFFEN, D., LACH, G. (2000): Phthalate und Trichlosan in Sedimenten und Schwebstoffen niedersächsischer Gewässer. - Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Oberirdische Gewässer 10/00

TERTYZE, K. (1993): Anreicherung und Verteilung von Schwermetallen und anderen Elementen in Oberflächensedimenten der Berliner Gewässer und ihres Umlands. - Acta hydrochim. hydrobiol. 21

TUREKIAN, K.K., WEDEPOHL, K.H. (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. - Bull. Geol. Soc. Am. 72, 175-192

UMWELTDATEN BADEN-WÜRTTEMBERG (1993/94): Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

WAKEHAM, S.G., SCHAFFNER, C., GIGER, W. (1980): Polycyclic aromatic hydrocarbons in Recent lake sediments – inorganic compounds having anthropogenic origins. – Geochim. Cosmochim. Acta 44, 403-413

WALLMANN, K. (1992): Die Frühdiagenese und ihr Einfluss auf die Mobilität der Spurenelemente As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb und Zn in Sediment und Schwebstoff-Suspensionen.- GKSS 90 E 44

ZEILER, M. (1996): Nähr- und Spurenelementkreislauf in einem eutrophen Hartwassersee mit saisonal anoxischem Hypolimnion (Belauer See, Schleswig-Holstein). - EcoSys - Beiträge zur Ökosystemforschung, Kiel

ANHANG 1

Abbildungen

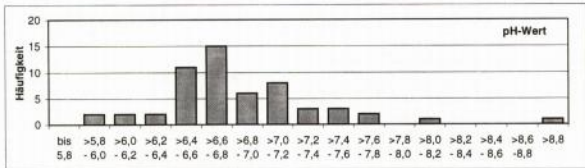


Abb. 2a: Häufigkeitsverteilung pH-Wert

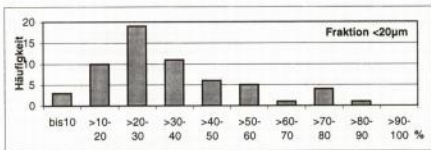


Abb. 2b: Anteil an der Fraktion <20µm

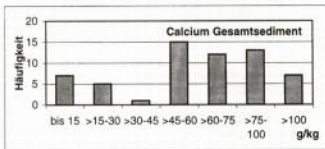


Abb. 2c: Calciumgehalt im Gesamtsediment

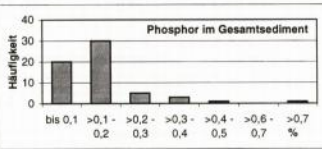


Abb. 2d: Phosphorgehalt im Gesamtsediment

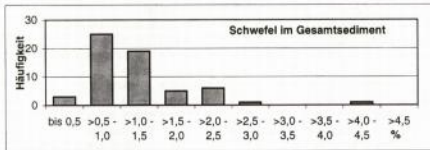


Abb. 2e: Schwefelgehalt im Gesamtsediment

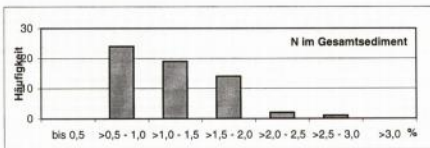


Abb. 2f: Stickstoffgehalt im Gesamtsediment

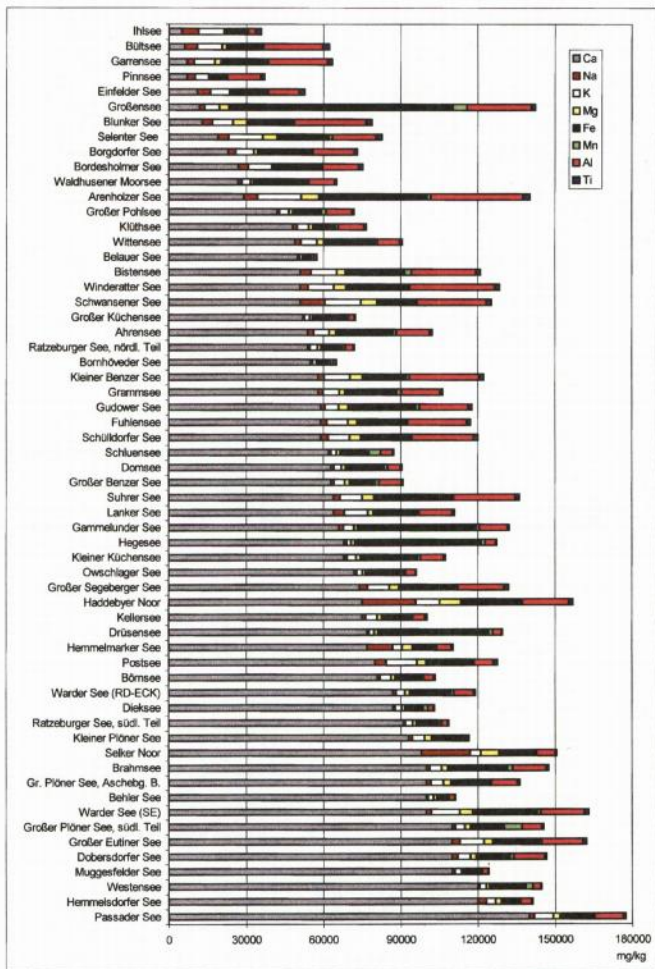


Abb. 3. Geogene Metalle im Gesamtsediment, geordnet nach Calciumgehalt

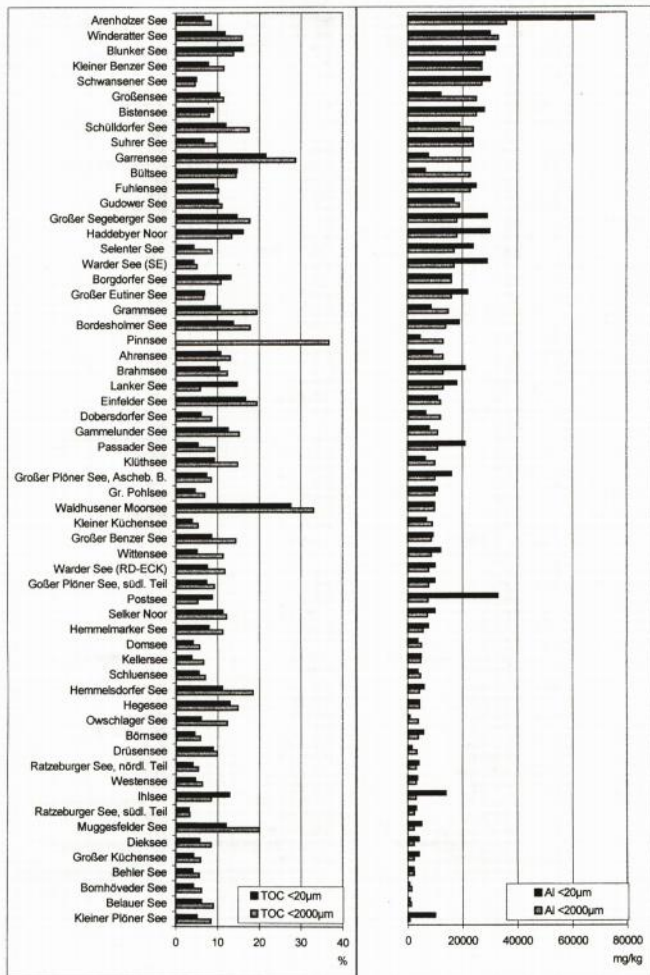


Abb. 4: Anteile an organisch gebundenem Kohlenstoff und Aluminium im Gesamtsediment <2000µm und Fraktion <20µm

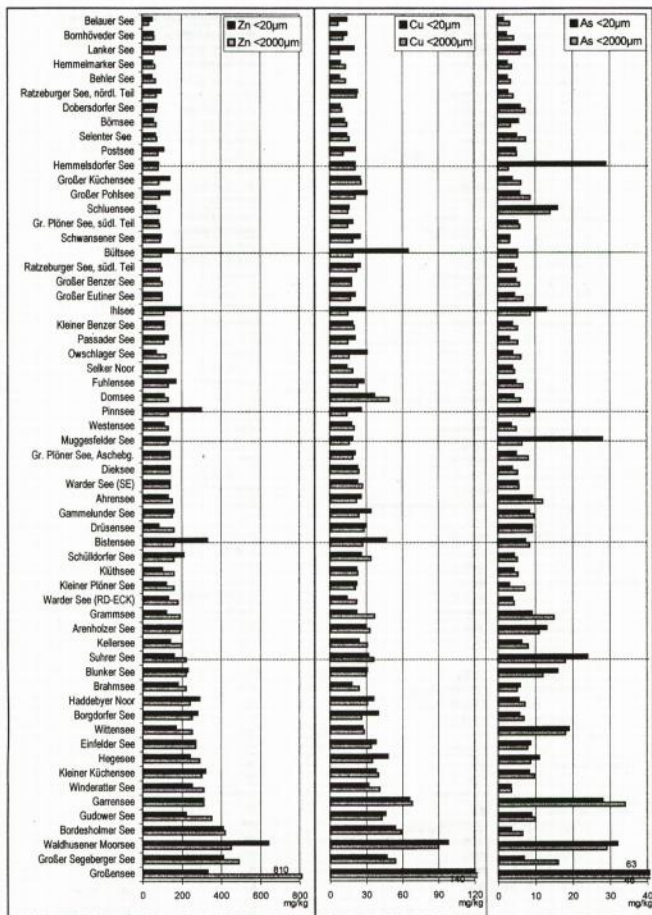


Abb. 5: Spurenmethyl-, Arsen- und Schwefelgehalte in der Reihenfolge des Zinkanteils im Gesamtsediment

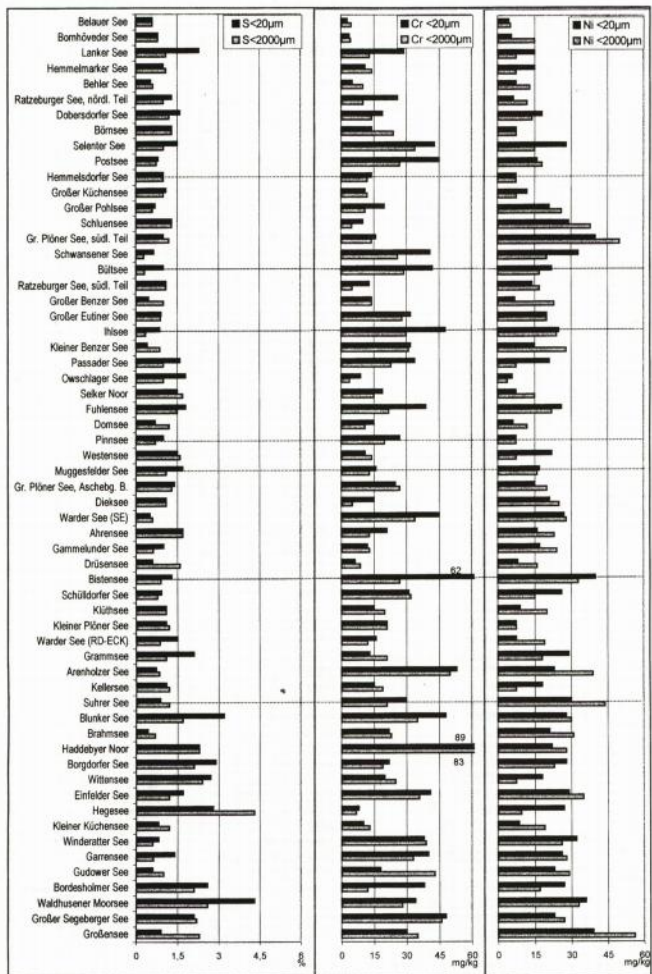


Abb. 5: Spurenmetall-, Arsen- und Schwefelgehalte in der Reihenfolge des Zinkanteils im Gesamtsediment

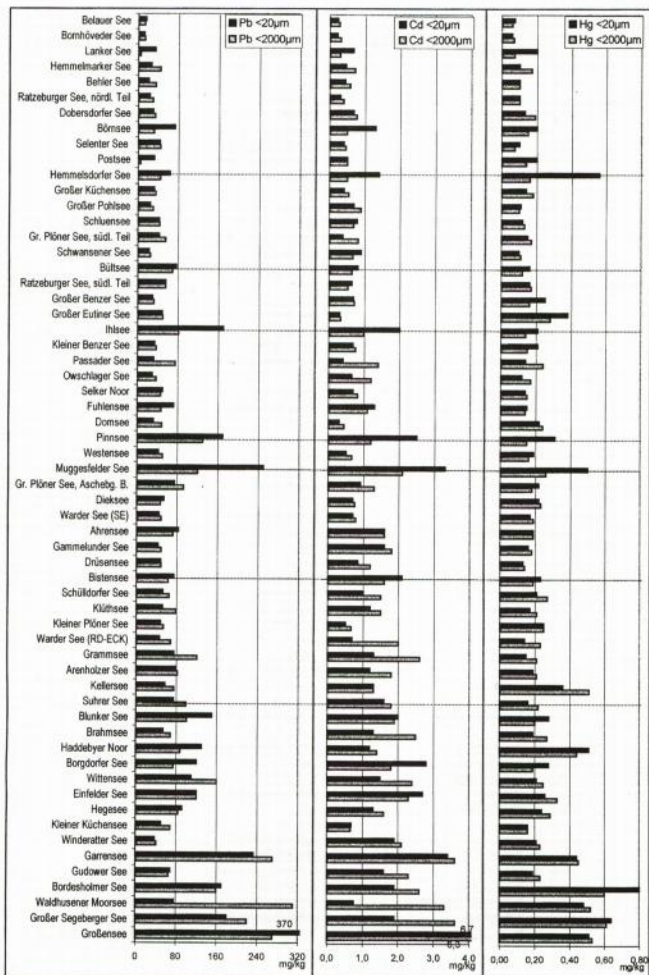


Abb. 5: Spurenmethyl-, Arsen- und Schwefelgehalte in der Reihenfolge des Zinkanteils im Gesamtsediment

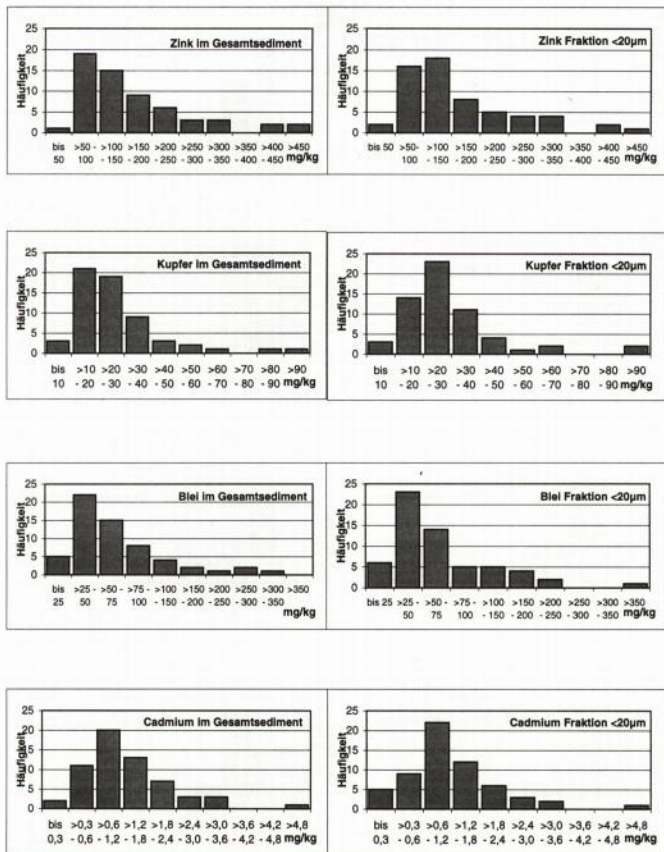


Abb.6: Häufigkeitsverteilung der Spurenmetallgehalte

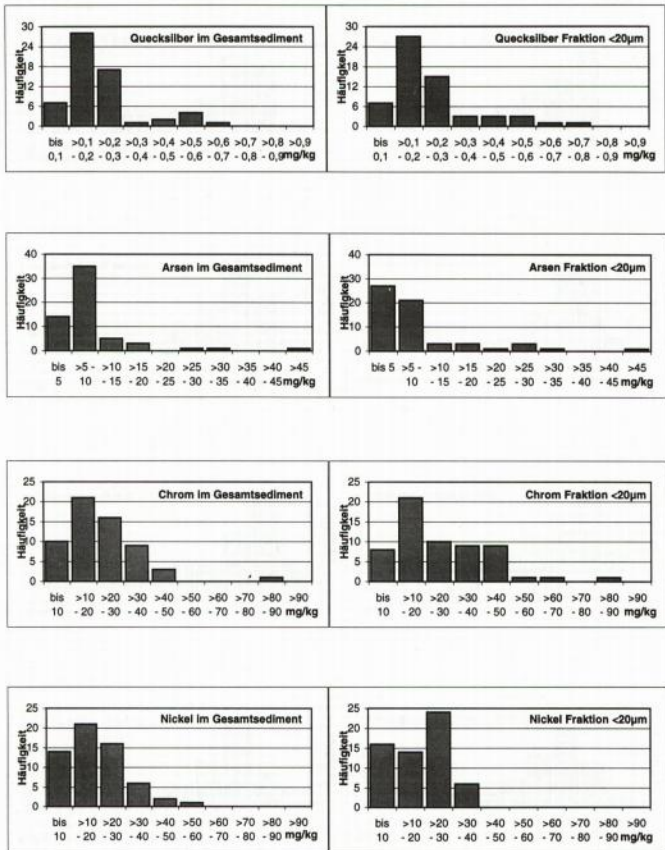
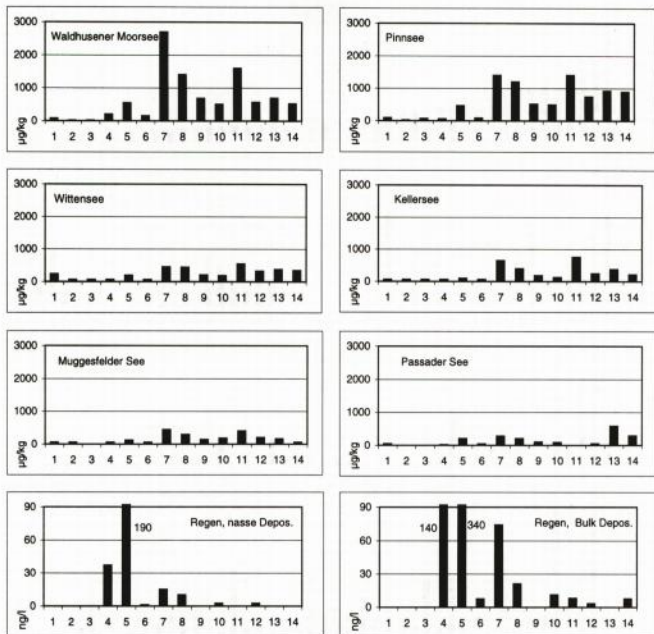


Abb.6: Häufigkeitsverteilung der Spurenmetallgehalte



1 = Naphthalin, 2 = Acenaphthylen, 3 = Acenaphthen, 4 = Fluoren, 5 = Phenanthren, 6 = Anthracen, 7 = Fluoranthren, 8 = Pyren, 9 = Benzo(a)anthracen, 10 = Chrysen, 11 = Benzo(b)fluoranthren, 12 = Benzo(a)pyren, 13 = Indeno(1,2,3-cd)pyren + Dibenzo(ah)anthracen, 14 = Benzo(ghi)perylene

Abb.7: PAK-Verteilungsmuster für die am stärksten belasteten Seen und im Niederschlag, Februar 1991 in Strande

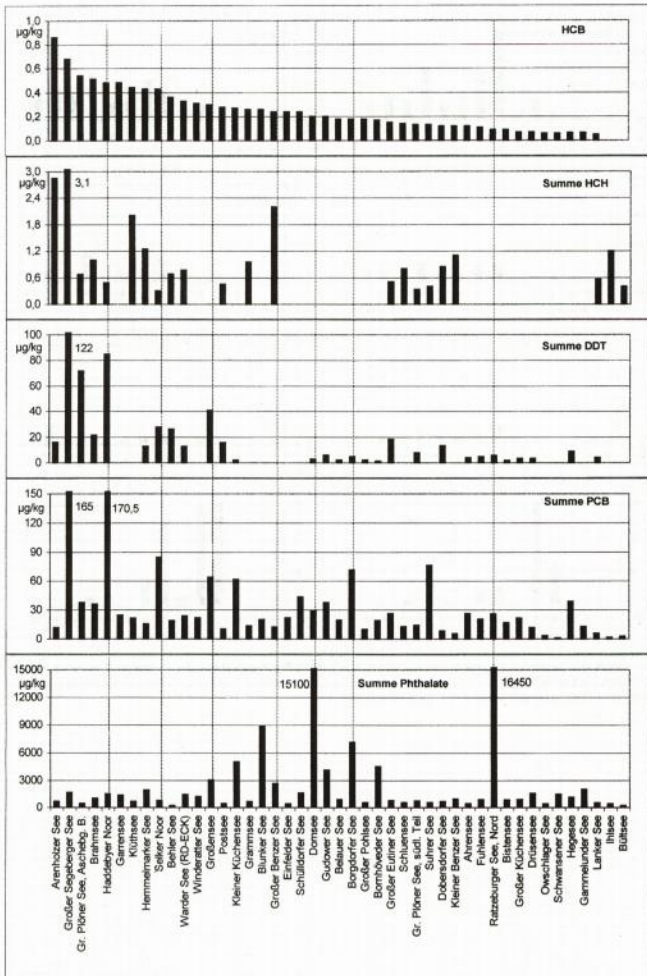


Abb. 8: Organische Verbindungen im Vergleich

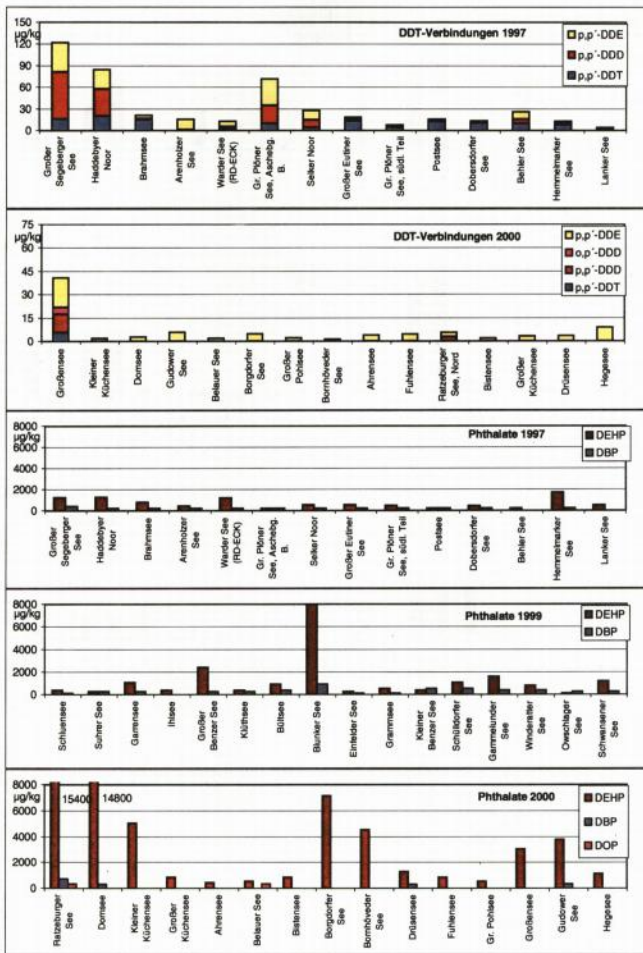


Abb.9: DDT-Verbindungen und Phthalate pro Jahr

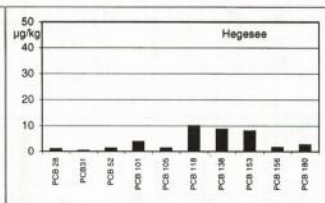
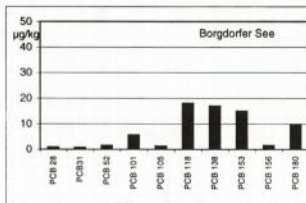
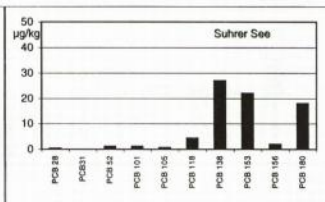
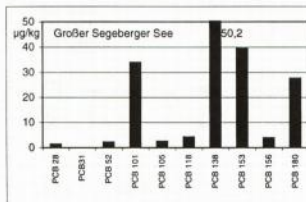
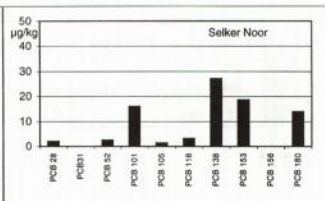
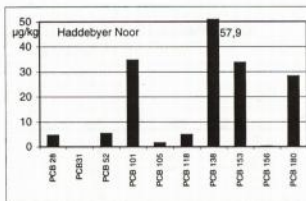


Abb. 10: PCB-Verteilungsmuster für einige ausgewählte Seen

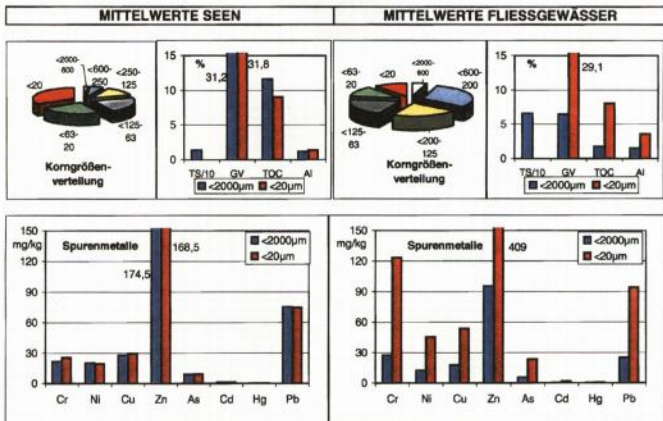


Abb.11: Vergleich der Sedimentdaten von schleswig-holsteinischen Seen und Fließgewässern

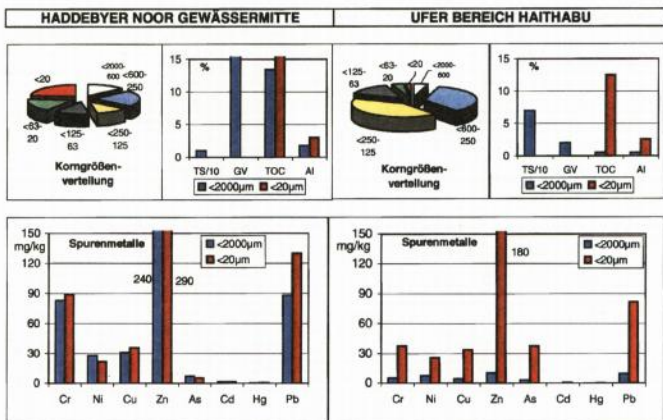


Abb.12: Vergleich der Sedimentdaten von Gewässermitte und Ufer des Haddebyer Noors

ANHANG 2

Tabellen

Tabelle 1: Untersuchungsprogramm Seen

1996	1997	1999	2000								
Bordesholmer See Börnsee Dieksee Hemmeldorfer See Kellersee Kleiner Plöner See Muggesfelder See Passader See Pinnsee Ratzeburger See, südl. Teil Selenter See Waldhusener Moorsee Warder See (Krs. SE) Westensee Wittensee	Arenholzer See Behler See Brahmsee Dobersdorfer See Gr. Plöner See, Ascheb. B. Gr. Plöner See, südl. Teil Großer Eutiner See Großer Segeberger See Haddebyer Noor Haddebyer Noor, Halthabu Hemmelmarker See Lanker See Postsee Selker Noor Warder See (Krs. RD-ECK)	Blunker See Bültssee Einfelder See Gammelunder See Garrensee Grammsee Großer Benzer See Ihsee Kleiner Benzer See Klüthsee Owschlager See Schluensee Schülldorfer See Schwansener See Suhrer See Winderatter See	Ahrensee Belauer See Bistensee Borgdorfer See Bornhöveder See Domsee Drüsensee Fuhlensee Großensee Großer Küchensee Großer Pohlsee Gudower See Hegesee Kleiner Küchensee Ratzeburger See, nördl. Teil								
FELDPARAMETER: Tiefe, pH, Temperatur, Beschaffenheit, Färbung und Geruch FRAKTIONEN: <2000-600, <600-250, <250-125, <125-63, <63-20, <20µm CHEMISCHE PARAMETER: Trockensubstanz TS in % vom Gesamtsediment, Glühverlust GV in % vom Gesamtsediment, 1999 und 2000 auch in der Fraktion <20µm, org. und anorg. gebundener Kohlenstoff TOC und IC, Gesamtstickstoff, Phosphor und Schwefel in % von Gesamtsediment und Fraktion <20µm GEOGENE METALLE: Lithium, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen, Mangan, Aluminium, Scandium und Titan in mg/kg Gesamtsediment und Fraktion <20µm SPURENMETALLE: Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen, Cadmium, Quecksilber und Blei in mg/kg Gesamtsediment und Fraktion <20µm											
PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe): Naphthalin Acenaphthylen Acenaphthen Fluoren Phenanthren Anthracen Fluoranthren Pyren Benzo(a)anthracen Chrysen Benzo(b)fluoranthren Benzo(a)pyren Dibenzo(ah)anthracen Indeno(1,2,3-cd)pyren Benzo(ghi)perylen in µg/kg Gesamtsediment	PHTHALATE: Dimethylphthalat, Diethylphthalat, Di-n-butylphthalat (DBP), Butylbenzylphthalat, Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Di-n-oktylphthalat PCB (Polychlorierte Biphenyle): PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 105, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 153, PCB 156 und PCB180, 1999 und 2000 auch PCB 31 ORGANOCHLORPESTIZIDE Hexachlorcyclohexane: α-HCH, β-HCH, γ-HCH (Lindan) und Hexachlorbenzol HCB <table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="border-right: 1px solid black; padding: 5px;">p,p'-DDT</td> <td style="padding: 5px;">o,p'- und p,p'-DDT</td> </tr> <tr> <td style="border-right: 1px solid black; padding: 5px;">p,p'-DDD</td> <td style="padding: 5px;">o,p'- und p,p'-DDD</td> </tr> <tr> <td style="border-right: 1px solid black; padding: 5px;">p,p'-DDE</td> <td style="padding: 5px;">o,p'- und p,p'-DDE</td> </tr> <tr> <td style="border-right: 1px solid black; padding: 5px; text-align: center;">δ-HCH</td> <td style="padding: 5px; text-align: center;">δ-HCH</td> </tr> </table> in µg/kg Gesamtsediment			p,p'-DDT	o,p'- und p,p'-DDT	p,p'-DDD	o,p'- und p,p'-DDD	p,p'-DDE	o,p'- und p,p'-DDE	δ-HCH	δ-HCH
p,p'-DDT	o,p'- und p,p'-DDT										
p,p'-DDD	o,p'- und p,p'-DDD										
p,p'-DDE	o,p'- und p,p'-DDE										
δ-HCH	δ-HCH										

Tabelle 2: Analytische Methoden

PARAMETER	EINHEIT	METHODE	BESTIMMUNGS- GRENZE	
Korngrößenverteilung	%	Nasssiebung mit Stahlsieben im Ultraschallbad		
Trockensubstanz TS	%	Gefriertrocknung		
Glühverlust GV	%	Glühofen bei 550°C		
Organischer Kohlenstoff TOC	%	Elementanalytik	0,02	
Anorganischer Kohlenstoff IC	%		0,1	
Gesamt-Stickstoff	%	Totalaufschluss mit HNO ₃ und HF Bestimmung mit ICP-AES	0,02	
Phosphor	%		0,0015	
Schwefel	%		0,005	
Lithium	mg/kg		10	
Natrium	mg/kg		25	
Kalium	mg/kg		25	
Calcium	mg/kg		15	
Magnesium	mg/kg		10	
Eisen	mg/kg		5	
Aluminium	mg/kg		10	
Mangan	mg/kg		2,5	
Scandium	mg/kg		10	
Titan	mg/kg		2,5	
Chrom	mg/kg		10	
Nickel	mg/kg		20	
Kupfer	mg/kg		2,5	
Zink	mg/kg		10	
Cadmium	mg/kg		10	
Blei	mg/kg		20	
Arsen	mg/kg		Totalaufschluss mit HNO ₃ und HF Bestimmung mit GF-AAS	1
Quecksilber	mg/kg	Totalaufschluss mit HNO ₃ und HF Bestimmung mit Hg-Analyzator	0,0005	
PAK	µg/kg	Extraktion, Bestimmung mit HPLC		
Phthalate	µg/kg	Extraktion, Bestimmung mit GC-MS	450	
			Einwaage	
			20g	40g
PCB 28, 31	µg/kg	Extraktion, Bestimmung mit GC-ECD	0,2	0,1
PCB 52	µg/kg		0,3	0,2
PCB 101	µg/kg		0,4	0,2
PCB 105	µg/kg		0,7	0,3
PCB 118	µg/kg		0,5	0,3
PCB 138, 153	µg/kg		0,6	0,3
PCB 156	µg/kg		0,8	0,4
PCB 180	µg/kg		1,3	0,7
α-HCH	µg/kg		0,5	0,2
β-HCH	µg/kg		0,6	0,3
γ-HCH (Lindan)	µg/kg		0,4	0,2
δ-HCH	µg/kg		0,8	0,4
HCB	µg/kg		0,03	0,02
o,p'-DDE, p,p'-DDE	µg/kg		0,1	0,1
o,p'-DDD	µg/kg		0,1	0,04
p,p'-DDD	µg/kg		0,1	0,1
o,p'-DDT, p,p'-DDT	µg/kg	0,2	0,1	

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Ahrensee	Arenholzer See	Behler See	Belauer See	Bistensee	Blunker See
PAK							
Naphthalin	µg/kg						
Acenaphthylen	µg/kg						
Acenaphthen	µg/kg						
Fluoren	µg/kg						
Phenanthren	µg/kg						
Anthracen	µg/kg						
Fluoranthen	µg/kg						
Benzo(a)anthracen	µg/kg						
Chrysen	µg/kg						
Benzo(b)fluoranthen	µg/kg						
Benzo(a)pyren	µg/kg						
Indeno(1,2,3-cd)pyren+Dibenz(a,h)anthr	µg/kg						
Benzo(ghi)perylen	µg/kg	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
Phthalate		n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dimethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Di-n-butylphthalat DBP	µg/kg	n.n.	< 450	n.n.	n.n.	n.n.	933
Butylbenzylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Di(2-ethylhexyl)phthalat DEHP	µg/kg	430	450	< 450	540	840	8000
Di-n-oktylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	330	n.n.	n.n.
Organochlorpestizide		<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
α-HCH	µg/kg	n.n.	0,21	<0,1	n.n.	n.n.	n.n.
β-HCH	µg/kg	n.n.	<0,1	0,2	n.n.	n.n.	n.n.
γ-HCH (Lindan)	µg/kg	n.n.	2,59	0,43	n.n.	n.n.	n.n.
δ-HCH	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
HCB	µg/kg	0,12	0,66	0,36	n.n.	0,09	n.n.
DDE (p,p'/o,p')	µg/kg	3,9	14,59	10,18	2,0	1,9	0,26
DDD (p,p'/o,p)	µg/kg	n.n.	0,57	6,44	n.n.	n.n.	
DDT (p,p'/o,p)	µg/kg	n.n.	0,71	9,6	n.n.	n.n.	
PCB		<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
PCB-28	µg/kg	0,50	0,28	0,71	n.n.	<0,4	1,0
PCB-31	µg/kg	<0,4	n.n.	n.n.	n.n.	<0,4	n.n.
PCB-52	µg/kg	0,74	0,34	0,72	<1,1	<0,6	1,3
PCB-101	µg/kg	2,4	1,85	3,25	<1,7	1,3	3,4
PCB-105	µg/kg	<1,3	<0,1	0,35	<2,6	<1,3	<1,3
PCB-118	µg/kg	6,7	0,35	0,47	7,1	4,7	<2,1
PCB-138	µg/kg	5,9	3,12	5,33	2,7	4,0	4,8
PCB-153	µg/kg	5,2	3,16	4,57	2,5	3,4	4,4
PCB-156	µg/kg	<1,6	0,13	0,5	<3,2	<1,6	<1,6
PCB-180	µg/kg	<2,6	2,66	2,96	<5,3	<2,6	2,6

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Bordesholmer See	Borgdorfer See	Bornhöveder See	Börnsee	Brahmsee	Bültsee
PAK		<2000µm			<2000µm		
Naphthalin	µg/kg	<120			<70		
Acenaphthylen	µg/kg	n.n.			<70		
Acenaphthen	µg/kg	<120			<70		
Fluoren	µg/kg	<120			<70		
Phenanthren	µg/kg	280			<70		
Anthracen	µg/kg	<120			<70		
Fluoranthen	µg/kg	390			110		
Pyren	µg/kg	280			75		
Benzo(a)anthracen	µg/kg	100			<70		
Chrysen	µg/kg	200			<70		
Benzo(b)fluoranthen	µg/kg	330			110		
Benzo(a)pyren	µg/kg	<120			<70		
Indeno(1,2,3-cd)pyren-Dibenzof(a,h)anthr					<70		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/kg				<70		
Phthalate			<2000µm	<2000µm		<2000µm	<2000µm
Dimethylphthalat	µg/kg		n.n.	n.n.		n.n.	n.n.
Diethylphthalat	µg/kg		n.n.	n.n.		n.n.	n.n.
Di-n-butylphthalat DBP	µg/kg		n.n.	n.n.		< 450	400
Butylbenzylphthalat	µg/kg		n.n.	n.n.		n.n.	n.n.
Di(2-ethylhexyl)phthalat DEHP	µg/kg		7140	4540		782	933
Di-n-oktylphthalat	µg/kg		n.n.	n.n.		n.n.	n.n.
Organochlorpestizide			<2000µm	<2000µm		<2000µm	<2000µm
α-HCH	µg/kg		n.n.	n.n.		0,1	n.n.
β-HCH	µg/kg		n.n.	n.n.		<0,1	n.n.
γ-HCH(Lindan)	µg/kg		n.n.	n.n.		0,85	<0,8
δ-HCH	µg/kg		n.n.	n.n.		n.n.	n.n.
HCB	µg/kg		0,18	0,17		0,51	n.n.
DDE (p,p',o,p')	µg/kg		4,7	1,2		4,79	
DDD (p,p',o,p')	µg/kg		n.n.	n.n.		1,76	
DDT (p,p',o,p')	µg/kg		n.n.	n.n.		14,81	
PCB			<2000µm	<2000µm		<2000µm	<2000µm
PCB-28	µg/kg		0,92	0,50		0,53	n.n.
PCB-31	µg/kg		0,76	<0,4			0,96
PCB-52	µg/kg		1,60	<0,6		0,86	n.n.
PCB-101	µg/kg		5,7	1,6		5,15	<0,8
PCB-105	µg/kg		<2,6	<1,03		0,59	n.n.
PCB-118	µg/kg		18	5,5		0,94	n.n.
PCB-138	µg/kg		17	4,6		10,38	<1,2
PCB-153	µg/kg		15	3,8		9,09	<1,2
PCB-156	µg/kg		<3,2	<1,6		14,73	n.n.
PCB-180	µg/kg		9,8	<2,6		6,89	n.n.

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Dieksee	Dobersdorfer See	Domsee	Drüsensee	Einfelder See	Fuhlensee
PAK		<2000µm					
Naphthalin	µg/kg	<360					
Acenaphthylen	µg/kg	n.n.					
Acenaphthen	µg/kg	n.n.					
Fluoren	µg/kg	n.n.					
Phenanthren	µg/kg	<360					
Anthracen	µg/kg	<360					
Fluoranthren	µg/kg	<360					
Pyren	µg/kg	<360					
Benzo(a)anthracen	µg/kg	<360					
Chrysen	µg/kg	<360					
Benzo(b)fluoranthren	µg/kg	410					
Benzo(e)pyren	µg/kg	<360					
Indenz(1,2,3-cd)pyren-Dibenzo(a,h)anthr	µg/kg	<360					
Benzo(g,h)perylen	µg/kg	<360					
Phthalate		<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
Dimethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Di-n-butylphthalat DBP	µg/kg	<450	300	300	300	<267	n.n.
Butylbenzylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Di(2-ethylhexyl)phthalat DEHP	µg/kg	<450 (429)	14800	1280	1280	267	860
Di-n-oktylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Organochlorpestizide		<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
α-HCH	µg/kg	<0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
β-HCH	µg/kg	<0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
γ-HCH (Lindan)	µg/kg	0,75	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
δ-HCH	µg/kg						
HCB	µg/kg	0,12	0,20	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
DDE (p,p',o,p')	µg/kg	2,32	2,9	n.n.	3,4	n.n.	n.n.
DDD (p,p',o,p')	µg/kg	0,73	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
DDT (p,p',o,p')	µg/kg	10,23	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
PCB		<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
PCB-28	µg/kg	0,6	0,91	0,43	0,43	<0,8	0,92
PCB-31	µg/kg		0,54	0,54	0,54	<0,7	0,52
PCB-52	µg/kg	0,48	<0,6	<0,6	<0,6	1,4	1,0
PCB-101	µg/kg	1,54	2,7	0,99	0,99	3,7	2,6
PCB-105	µg/kg	0,16	<1,3	<1,3	<1,3	2,5	1,5
PCB-118	µg/kg	0,53	3,5	3,6	3,6	2,5	1,5
PCB-138	µg/kg	2,13	8,3	2,3	2,3	8,0	5,8
PCB-153	µg/kg	1,72	6,6	2,0	2,0	2,5	5,3
PCB-156	µg/kg		<1,6	n.n.	n.n.	<3,2	n.n.
PCB-180	µg/kg	1,04	5,1	<2,6	<2,6	n.n.	<2,6

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Gammelunder See	Garrensee	Grammsee	Großensee	Großer Benzer See	Großer Eutiner See
Feldparameter							
Probenahmedatum		7.10.1999	5.10.1999	5.10.1999	10.7.2000	28.9.1999	6.8.1997
Entnahmehöhe	m	3,0	23,0	6,5	17,0	16,0	16,0
Sediment - Temperatur	°C	13,6	5,4	10,3	6,5	8,4	10,9
pH - Wert		7,69	6,10	6,66	5,83	6,56	6,73
Sedimentbeschaffenheit		weich	weich	weich	weich	weich	weich
Färbung		grauschwarz meliert	grau-braun	dunkelgrau	schwarz	braunschwarz meliert	grau-braun
Geruch		ohne	sehr schwach H ₂ S	stark H ₂ S	erdig-modrig	mittel H ₂ S	ohne
Korngrößenfraktionen							
<2000 - 600 µm	%	1,00	0,40	0,58	0,89	0,00	0,00
<600 - 250 µm	%	2,43	0,40	0,77	2,13	0,05	1,60
<250 - 125 µm	%	10,7	10,9	6,73	5,32	0,50	33,9
<125 - 63 µm	%	38,6	24,2	26,7	30,3	8,93	25,8
<63 - 20 µm	%	28,7	36,4	30,0	41,0	17,5	29,4
<20 µm	%	18,6	27,7	35,2	20,4	73,0	9,30
Chemische Parameter							
Trockensubstanz	%	<2000µm 12	<20µm 6	<2000µm 8	<20µm 9	<2000µm 14	<20µm 19
Glühverlust	%	45,4	60,4	54,8	36,7	48,8	31,7
TOC	%	15,3	28,7	19,5	11,4	14,4	8,58
IC	%	1,81	0,18	0,44	0,28	3,07	4,24
Gesamt-N	%	1,46	2,47	1,92	1,48	1,27	0,84
Phosphor	%	0,09	0,10	0,07	0,71	0,12	0,06
Schwefel	%	0,62	0,63	1,1	2,3	0,9	0,14
Metalle							
Lithium	mg/kg	<2000µm 21	<20µm 23	<2000µm 25	<20µm 17	<2000µm 8,9	<20µm 13
Natrium	mg/kg	1900	2800	2000	1800	1300	3100
Kalium	mg/kg	4000	8000	6300	5700	4100	9300
Calcium	mg/kg	66000	71000	58000	12000	63000	79000
Magnesium	mg/kg	1500	2400	2200	3800	1900	2300
Eisen	mg/kg	46000	38000	20000	87000	10000	13000
Mangan	mg/kg	1200	360	1800	5500	1400	1500
Aluminium	mg/kg	11000	23000	15000	25000	8600	9200
Scandium	mg/kg	9,7	<3,0	9,9	<2,4	<2,2	<10
Titan	mg/kg	740	610	1900	1100	780	1500
Chrom	mg/kg	13	12	33	35	14	28
Nickel	mg/kg	24	17	28	29	23	20
Kupfer	mg/kg	24	34	68	37	18	17
Zink	mg/kg	150	160	310	120	810	100
Arsen	mg/kg	9,7	8,5	34	15	46	6,8
Cadmium	mg/kg	1,8	1,6	3,4	2,6	6,3	0,33
Quecksilber	mg/kg	0,18	0,16	0,21	0,15	0,53	0,28
Blei	mg/kg	49	43	120	75	32	50

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Gammelunder See	Garrensee	Grammsee	Großensee	Großer Benzer See	Großer Eutiner See
PAK							
Naphthalin	µg/kg						
Acenaphthylen	µg/kg						
Acenaphthen	µg/kg						
Fluoran	µg/kg						
Phenanthren	µg/kg						
Anthracen	µg/kg						
Fluoranthen	µg/kg						
Pyren	µg/kg						
Benzo(a)anthracen	µg/kg						
Chrysen	µg/kg						
Benzo(b)fluoranthen	µg/kg						
Benzo(e)pyren	µg/kg						
Indeno(1,2,3-cd)pyren+Dibenzof(a,h)anthr	µg/kg						
Phthalate		<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
Dimethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Di-n-butylphthalat DBP	µg/kg	400	267	<267	n.n.	267	<450
Butylbenzylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Di(2-ethoxy)phthalat DEHP	µg/kg	1600	1067	533	3040	2400	539
Di-n-oktylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Organochlorpestizide		<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
α-HCH	µg/kg	n.n.	n.n.	<7,9	n.n.	n.n.	<0,1
β-HCH	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,1
γ-HCH (Lindan)	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	2,2	0,41
δ-HCH	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
HCB	µg/kg	<0,13	0,48	0,26	0,30	0,24	0,15
DDE (p,p'/o,p)	µg/kg				19	n.n.	3,23
DDD (p,p'/o,p)	µg/kg				12	4,3	1,53
DDT (p,p'/o,p)	µg/kg				5,6	n.n.	13,66
PCB		<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
PCB-28	µg/kg	n.n.	1,0	0,88	1,4	<0,8	0,7
PCB-31	µg/kg	n.n.	1,1	0,78	1,2	0,70	0,6
PCB-52	µg/kg	<1,1	1,2	<1,1	1,9	<1,1	0,6
PCB-101	µg/kg	1,8	4,1	2,4	7,1	1,9	3,86
PCB-105	µg/kg	n.n.	<2,6	n.n.	<2,6	n.n.	0,3
PCB-118	µg/kg	5,6	<2,1	3,5	10	2,9	0,58
PCB-138	µg/kg	2,4	7,4	3,5	17	2,5	8,32
PCB-153	µg/kg	2,3	4,8	1,8	14	2,4	6,7
PCB-156	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	<0,2	n.n.	0,67
PCB-180	µg/kg	n.n.	<5,3	<5,3	8,6	n.n.	4,63

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Großer Kuchensee	Großer Plöner See, Aschebg. Becken	Großer Plöner See, südl. Teil	Großer Pohlsee	Großer Segeberger See	Gudower See
Feldparameter							
Probensahmedatum		3.7.2000	12.8.1997	12.8.1997	5.7.2000	7.8.1997	10.7.2000
Entnahmetiefe	m	14,5	30,0	57,0	20,0	10,0	9,5
Sediment - Temperatur	°C	8,4	8,7	5,8	7,0	11,8	8,9
pH - Wert		7,72	weich	weich	7,10	6,91	6,84
Sedimentbeschaffenheit		weich	weich	weich	weich	weich	weich
Färbung		schwarz	grau-braun	braun	oliv, darunter schwarz	dunkelgrau	dkl.braun/schw. meliert
Geruch		schwach H ₂ S	stark H ₂ S	stark H ₂ S	erdig	stark H ₂ S	erdig
Korngrödfenfraktionen							
<2000 - 600 µm	%	0,13	1,40	0,40	0,32	0,80	0,59
<600 - 250 µm	%	0,13	3,70	1,00	0,63	0,50	0,89
<250 - 125 µm	%	0,39	23,2	25,0	1,27	35,9	10,1
<125 - 63 µm	%	14,0	29,1	20,2	6,50	23,2	19,4
<63 - 20 µm	%	32,5	0,00	0,00	40,4	24,2	24,6
<20 µm	%	52,9	42,6	53,4	50,9	15,4	44,5
Chemische Parameter							
Trockensubstanz	%	16	13	12	17	10	15
Glühverlust	%	25,8	21,9	23	27,7	37	33,5
TOC	%	5,87	4,25	9,20	6,92	17,8	11,1
IC	%	4,53	5,59	5,20	3,68	3,40	2,10
Gesamt-N	%	0,86	0,68	1,08	0,77	0,69	1,28
Phosphor	%	0,18	0,25	0,13	0,14	0,24	0,15
Schwefel	%	1,0	1,1	1,2	0,6	0,7	2,2
Metalle							
Lithium	mg/kg	<2000µm <9,7	<20µm <10	<2000µm <10	<20µm <9	<2000µm <20	<20µm <10
Natrium	mg/kg	660	1700	1300	1000	780	3200
Kalium	mg/kg	2000	5000	3700	3600	3700	8500
Calcium	mg/kg	52000	83000	110000	110000	71000	74000
Magnesium	mg/kg	1200	2900	2300	2100	1500	3700
Eisen	mg/kg	13000	15000	13000	15000	17000	22000
Mangan	mg/kg	1000	1600	820	9300	2000	930
Aluminium	mg/kg	2200	4000	7600	10000	10000	18000
Scandium	mg/kg	<2,4	9,4	<10	<2,2	10	<10
Titan	mg/kg	500	560	770	700	920	1000
Chrom	mg/kg	12	11	27	25	14	20
Nickel	mg/kg	7,6	12	20	15	50	40
Kupfer	mg/kg	26	25	19	21	15	31
Zink	mg/kg	84	140	88	83	88	140
Arsen	mg/kg	6,2	3,8	4,9	5,4	6,7	5,9
Cadmium	mg/kg	0,54	0,41	1,3	0,91	0,82	0,38
Quecksilber	mg/kg	0,18	0,14	0,17	0,15	0,10	0,11
Blei	mg/kg	35	32	93	75	55	42
					30	24	220
					0,61	0,64	0,23
					180	65	69

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Großer KÜchensee	Großer Plöner See, Aschebg. Becken	Großer Plöner See, stüdl. Teil	Großer Pohisee	Großer Segeberger See	Gudower See
PAK							
Naphthalin	µg/kg						
Acenaphthylen	µg/kg						
Acenaphthen	µg/kg						
Fluoren	µg/kg						
Phenanthren	µg/kg						
Anthracen	µg/kg						
Fluoranthren	µg/kg						
Pyren	µg/kg						
Benzo(a)anthracen	µg/kg						
Chrysen	µg/kg						
Benzo(b)fluoranthren	µg/kg						
Benzo(a)pyren	µg/kg						
Indeno(1,2,3-cd)pyren+Dibenzol(a,h)anthr	µg/kg						
Phthalate	µg/kg	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
Dimethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Di-n-butylphthalat DBP	µg/kg	n.n.	< 450	< 450	n.n.	< 450 (425)	330
Butylbenzylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dic2-ethylhexylphthalat DEHP	µg/kg	860	< 450	489	530	1229	3790
Di-n-oktylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Organochlorpestizide							
α-HCH	µg/kg	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
β-HCH	µg/kg	n.n.	<0,1	<0,1	n.n.	0,21	n.n.
γ-HCH (Lindan)	µg/kg	n.n.	0,16	<0,1	n.n.	0,54	n.n.
δ-HCH	µg/kg	n.n.	0,46	0,23	n.n.	2,31	n.n.
HCB	µg/kg	0,07	0,54	0,13	n.n.	0,66	0,20
DDE (p,p'/o,p)	µg/kg	3,3	36,65	2,59	2,1	40,37	5,9
DDD (p,p'/o,p)	µg/kg	n.n.	25,25	1,16	n.n.	65,67	n.n.
DDT (p,p'/o,p)	µg/kg	n.n.	9,75	4,22	n.n.	15,99	n.n.
PCB							
PCB-28	µg/kg	<0,4	1,13	0,99	<0,4	1,31	<2000µm
PCB-31	µg/kg	<0,4			<0,4		0,81
PCB-52	µg/kg	0,85	1,47	0,66	<0,6	2,12	<0,4
PCB-101	µg/kg	2,3	6,22	1,85	<0,8	33,93	4,6
PCB-105	µg/kg	<1,3	0,79	<0,1	<1,3	2,46	1,3
PCB-118	µg/kg	3,3	1,4	<0,1	2,7	4,11	7,7
PCB-138	µg/kg	6,4	11,11	4,12	1,8	50,18	9,7
PCB-153	µg/kg	5,4	9,07	3,24	1,7	39,41	7,6
PCB-156	µg/kg	<1,6	0,99	0,7	<1,6	3,60	<1,6
PCB-180	µg/kg	<2,6	5,43	2,48	<2,6	27,68	4,6

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Haddebyer Noor	Hegesee	Hemmelmarker See	Hemmeldorfer See	Ihlsee	Kellersee
PAK					<2000µm		<2000µm
Naphthalin	µg/kg				57		<110
Acenaphthylen	µg/kg				<40		<110
Acenaphthen	µg/kg				<40		<110
Fluoren	µg/kg				<40		95
Phenanthren	µg/kg				76		<110
Anthracen	µg/kg				260		640
Fluoranthren	µg/kg				190		390
Pyren	µg/kg				93		180
Benzo(a)anthracen	µg/kg				95		120
Chrysen	µg/kg				270		750
Benzo(b)fluoranthren	µg/kg				107		240
Benzo(e)pyren	µg/kg				<40		370
Indeno(1,2,3-cd)pyren-Dibenz(a,h)anthr	µg/kg				<40		210
Benzo(ghi)perylen	µg/kg	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<40	<2000µm	
Phthalate							
Dimethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.		n.n.	
Diethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.		n.n.	
Di-n-butylphthalat DBP	µg/kg	< 450	n.n.	<450		n.n.	
Butylbenzylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.		n.n.	
Di(2-ethylhexyl)phthalat DEHP	µg/kg	1277	1120	1706		400	
Di-n-oktylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.		n.n.	
Organochlorpestizide							
α-HCH	µg/kg	0,12	n.n.	<0,1		<2000µm	
β-HCH	µg/kg	<0,1	n.n.	<0,1		n.n.	
γ-HCH (Lindan)	µg/kg	0,31	n.n.	1,15		1,2	
δ-HCH	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.		n.n.	
HCB	µg/kg	0,48	<0,13	0,43		n.n.	
DDE (p,p'/o,p)	µg/kg	26,93	8,8	n.n.	2,99		
DDD (p,p'/o,p)	µg/kg	37,83	n.n.	1,85			
DDT (p,p'/o,p)	µg/kg	20,07	n.n.	n.n.	7,98		
PCB							
PCB-28	µg/kg	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	
PCB-31	µg/kg	4,51	1,0	0,34		n.n.	
PCB-52	µg/kg	5,26	<0,7			n.n.	
PCB-101	µg/kg	34,62	3,8	0,45		n.n.	
PCB-105	µg/kg	1,46	<2,6	2,13		<0,8	
PCB-118	µg/kg	4,86	10	0,31		n.n.	
PCB-138	µg/kg	57,91	8,7	0,79		n.n.	
PCB-153	µg/kg	33,61	8,0	4,83		<1,2	
PCB-156	µg/kg	<0,1	<3,2	4,17		n.n.	
PCB-180	µg/kg	26,2	<5,3	2,26		n.n.	

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Kleiner Benzer See	Kleiner KÜchensee	Kleiner Plöner See	Klühsee	Lanker See	Muggesfelder See
Feldparameter							
Probenahmedatum		28.9.1999	3.7.2000	5.9.1996	30.9.1999	7.8.1997	21.8.1996
Entnahmetiefe	m	5,5	12,5	31,0	13,0	20,0	21,0
Sediment - Temperatur	°C	16,2	8,1	4,9	8,4	10,6	4,6
pH - Wert		6,79	7,43	6,55	6,48	6,72	6,49
Sedimentbeschaffenheit		weich	weich	weich	weich	weich	weich
Färbung		braun/schwarz meliert	schwarz	schwarz	braun-oliv	schwarz	grau-braun
Geruch		ohne	erdig-müdig	erdig/modrig	stark H ₂ S	mitteil H ₂ S	stark H ₂ S
Korngrößenfraktionen							
<2000 - 600 µm	%	0,00	0,00	8,20	0,20	0,60	2,00
<600 - 250 µm	%	0,10	0,25	45,0	1,38	2,20	2,00
<250 - 125 µm	%	0,40	0,49	9,40	8,89	41,8	15,0
<125 - 63 µm	%	6,04	7,13	11,2	9,78	33,2	26,2
<63 - 20 µm	%	13,8	21,5	7,40	12,3	0,20	28,4
<20 µm	%	79,7	70,6	18,8	67,5	22,0	26,4
Chemische Parameter							
Trockensubstanz	%	16	19	14	9	24	7,0
Glühverlust	%	37,0	29,3	22	46,2	14	42
TOC	%	11,5	5,32	8,42	14,9	5,89	14,8
IC	%	2,71	3,94	5,96	3,28	2,41	2,70
Gesamt-N	%	1,10	0,82	0,99	1,51	0,90	1,33
Phosphor	%	0,12	0,05	0,14	0,13	0,10	0,28
Schwefel	%	0,86	0,41	1,2	1,1	1,1	2,3
	%			1,2	1,1	1,1	1,7
Metalle							
Lithium	mg/kg	18	<8,8	12	8,2	8,9	<10
Natrium	mg/kg	2400	1900	1600	1800	4200	1100
Kalium	mg/kg	10000	9100	4700	5300	9100	6000
Calcium	mg/kg	58000	68000	93000	48000	64000	110000
Magnesium	mg/kg	4900	1800	2900	1600	2200	3400
Eisen	mg/kg	17000	22000	12000	8600	17000	33000
Mangan	mg/kg	1200	1300	940	1100	730	650
Aluminium	mg/kg	27000	9000	6100	10000	13000	2200
Scandium	mg/kg	4,7	<2,2	2,9	<2,0	<2,4	<10
Titan	mg/kg	1900	790	930	1100	900	380
Chrom	mg/kg	31	32	21	20	15	13
Nickel	mg/kg	28	19	<15	20	<15	15
Kupfer	mg/kg	20	40	21	23	22	20
Zink	mg/kg	110	300	160	160	100	160
Arsen	mg/kg	3,9	9,7	3,0	5,4	6,0	7,4
Cadmium	mg/kg	0,75	0,66	0,66	0,50	1,2	0,29
Quecksilber	mg/kg	0,15	0,16	0,25	0,21	0,17	0,20
Blei	mg/kg	37	68	54	79	52	34

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Kleiner Benzer See	Kleiner KÜchensee	Kleiner Pfäzner See	Klütsee	Lanker See	Muggesfelder See
PAK				<2000µm			<2000µm
Naphthalin	µg/kg			<360			<110
Acenaphthylen	µg/kg			<360			<110
Acenaphthen	µg/kg			<360			n.n.
Fluoren	µg/kg			<360			<110
Phenanthren	µg/kg			<360			120
Anthracen	µg/kg			<360			<110
Fluoranthren	µg/kg			560			440
Pyren	µg/kg			420			290
Benzo(a)anthracen	µg/kg			<360			140
Chrysen	µg/kg			<360			180
Benzo(b)fluoranthren	µg/kg			440			400
Benzo(e)pyren	µg/kg			<360			200
Indens(1,2,3-cd)pyren-Dibenz(ah)anthr	µg/kg			<360			160
Benzo(ghi)perylen	µg/kg			n.n.			<110
Phthalate		<2000µm	<2000µm		<2000µm	<2000µm	
Dimethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.	
Diethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.	
Di-n-butylphthalat DBP	µg/kg	533	n.n.		267	n.n.	
Butylbenzylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.	
Di(2-ethylhexyl)phthalat DEHP	µg/kg	400	5030		400	505	
Di-n-oktylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.	
Organochlorpestizide		<2000µm	<2000µm		<2000µm	<2000µm	
α-HCH	µg/kg	n.n.	n.n.		n.n.	<0,1	
β-HCH	µg/kg	n.n.	n.n.		n.n.	<0,1	
γ-HCH (Lindan)	µg/kg	1,1	n.n.		2,0	0,46	
δ-HCH	µg/kg	n.n.	n.n.		n.n.		
HCB	µg/kg	0,12	0,27		0,44	<0,1	
DDE (p,p'/o,p)	µg/kg		2,0	n.n.		1,72	
DDD (p,p'/o,p)	µg/kg		n.n.	n.n.		0,61	
DDT (p,p'/o,p)	µg/kg		n.n.	n.n.		1,96	
PCB		<2000µm	<2000µm		<2000µm	<2000µm	
PCB-28	µg/kg	0,40	0,45		0,94	0,54	
PCB-31	µg/kg	<0,4	<0,4		0,86		
PCB-52	µg/kg	<0,6	0,85		1,1	0,48	
PCB-101	µg/kg	0,97	4,8		2,7	1,01	
PCB-105	µg/kg	<1,1	<1,3		n.n.	0,22	
PCB-118	µg/kg	<1,1	4,0		4,7	<0,1	
PCB-138	µg/kg	1,3	19		4,4	1,54	
PCB-153	µg/kg	1,3	16		4,0	1,35	
PCB-156	µg/kg	n.n.	<1,6		n.n.	<0,1	
PCB-180	µg/kg	n.n.	15		<5,3	0,63	

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Owslager See	Passader See	Plinsee	Postsee	Ratzburger See, nördl. Teil	Ratzburger See, südl. Teil
Sedimentparameter							
Probenahmedatum		7.10.1999	21.8.1996	3.9.1996	7.8.1997	3.7.2000	9.9.1996
Entnahmetiefe	m	2,0	10,0	8,0	8,5	23,0	22,0
Sediment - Temperatur	°C	12,6	18,1	5,4	17,9	9,1	8,6
pH - Wert		7,37	6,63	5,85	7,01	7,45	6,73
Sedimentbeschaffenheit		weich	weich	weich	weich	weich	weich
Färbung		grau/ischw. meliert	grau-braun stark H ₂ S	dunkelbraun stark H ₂ S	grau-beige unauffällig	schwarz/grün meliert schwach H ₂ S	schwarz schwach H ₂ S
Geruch		ohne					
Kornzusammensetzung							
<2000 - 600 µm	%	0,20	0,00	3,00	0,20	0,12	0,00
<600 - 250 µm	%	2,70	0,00	23,4	0,50	0,25	0,20
<250 - 125 µm	%	12,0	0,80	28,8	24,30	0,25	4,60
<125 - 63 µm	%	30,9	13,2	21,2	36,6	15,2	16,0
<63 - 20 µm	%	22,8	45,80	9,20	24,2	29,6	44,8
<20 µm	%	31,4	40,20	14,4	14,2	54,6	34,4
Chemische Parameter							
Trockensubstanz	%	14	15	4,7	25	20	21
Glühverlust	%	35,5	23,6	7,0	13	24,3	13
TOC	%	12,3	5,94	36,7	5,22	5,29	3,27
IC	%	4,29	5,27	2,10	2,85	3,05	10,1
Gesamt-N	%	1,23	1,06	2,98	0,53	0,68	0,52
Phosphor	%	0,04	0,06	0,11	0,10	0,19	0,09
Schwefel	%	1,0	1,8	0,71	0,75	1,0	1,3
Metalle							
Lithium	mg/kg	< 7,7	60	19	15	< 8,1	10
Natrium	mg/kg	940	2000	3100	4400	2400	820
Kalium	mg/kg	2200	7300	5300	12000	9800	2900
Calcium	mg/kg	72000	140000	7100	80000	100000	75000
Magnesium	mg/kg	1200	2700	5100	240	3500	1400
Eisen	mg/kg	15000	13000	6000	18000	27000	8300
Mangan	mg/kg	680	370	590	240	710	1000
Aluminium	mg/kg	3800	740	13000	4600	31000	4000
Scandium	mg/kg	2,4	< 2,6	< 10	13	< 2,0	5,1
Titan	mg/kg	470	300	1500	1700	1800	2100
Chrom	mg/kg	< 7,7	9	23	34	20	27
Nickel	mg/kg	4	< 15	21	18	16	12
Kupfer	mg/kg	16	31	15	21	21	22
Zink	mg/kg	120	69	110	130	300	79
Arsen	mg/kg	6,2	4,0	5,4	3,1	5,0	4,8
Cadmium	mg/kg	1,2	0,65	1,4	0,4	1,2	2,5
Quecksilber	mg/kg	0,17	0,12	0,15	0,31	0,14	0,30
Blei	mg/kg	37	29	130	170	4,8	32
			75	32	130	29	23
			4,8	32	29	23	55

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Owslager See	Passader See	Pinnsee	Postsee	Ratzeburger See, nördl. Teil	Ratzeburger See, südl. Teil
PAK		<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
Naphthalin	µg/kg	47	88	88			<120
Acenaphthylen	µg/kg	n.n.	<40	<40			n.n.
Acenaphthen	µg/kg	n.n.	66	66			<120
Fluoren	µg/kg	<27	58	58			<120
Phenanthren	µg/kg	200	460	460			<120
Anthracen	µg/kg	43	82	82			<120
Fluoranthen	µg/kg	280	1400	1400			250
Pyren	µg/kg	200	1200	1200			190
Benzo(a)anthracen	µg/kg	100	510	510			<120
Chrysen	µg/kg	85	490	490			130
Benzo(b)fluoranthen	µg/kg	n.n.	1400	1400			260
Benzo(e)pyren	µg/kg	48	740	740			120
Indeno(1,2,3-cd)pyren-Dibenzol(a,h)anthr	µg/kg	-	920	920			<120
Phthalate		<2000µm	-	890	<2000µm	<2000µm	<120
Dimethylphthalat	µg/kg	n.n.			n.n.	n.n.	
Diethylphthalat	µg/kg	n.n.			n.n.	n.n.	
Di-n-butylphthalat DBP	µg/kg	267			< 450	710	n.n.
Butylbenzylphthalat	µg/kg	n.n.			n.n.	n.n.	
Di(2-ethoxyethyl)phthalat DEHP	µg/kg	<267			< 450	15400	n.n.
Di-n-oktylphthalat	µg/kg	n.n.			n.n.	340	n.n.
Organische Pestizide		<2000µm			<2000µm	<2000µm	
α-HCH	µg/kg	n.n.			<0,1	n.n.	n.n.
β-HCH	µg/kg	n.n.			<0,1	n.n.	n.n.
γ-HCH (Lindan)	µg/kg	n.n.			0,35	n.n.	n.n.
δ-HCH	µg/kg	n.n.				n.n.	n.n.
HCB	µg/kg	0,06			0,28	0,09	n.n.
DDE (p,p'/o,p)	µg/kg				2,28	2,9	n.n.
DDD (p,p'/o,p)	µg/kg				0,65	2,8	n.n.
DDT (p,p'/o,p)	µg/kg				12,71	n.n.	n.n.
PCB		<2000µm			<2000µm	<2000µm	
PCB-28	µg/kg	n.n.			0,63	0,74	n.n.
PCB-31	µg/kg	n.n.				<0,4	n.n.
PCB-52	µg/kg	n.n.			0,4	<0,6	n.n.
PCB-101	µg/kg	<0,8			2,02	2,4	n.n.
PCB-105	µg/kg	n.n.			<0,1	<1,3	n.n.
PCB-118	µg/kg	n.n.			0,47	4,3	n.n.
PCB-138	µg/kg	n.n.			2,52	6,9	n.n.
PCB-153	µg/kg	1,8			2,31	5,6	n.n.
PCB-156	µg/kg	n.n.			0,28	<1,6	n.n.
PCB-180	µg/kg	<2,6			1,78	3,9	n.n.

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Schluensee	Schülldorfer See	Schwansener See	Selenter See	Selker Noor	Suhrter See
Feldparameter							
Probenahmedatum		30.9.1999	7.10.1999	6.10.1999	5.9.1996	13.8.1997	30.9.1999
Entnahmetiefe	m	46,0	3,5	1,0	35,0	5,0	25,0
Sediment - Temperatur	°C	5,9	14,4	12,1	13,9	6,76	7,2
pH - Wert		6,73	6,46	8,14	6,76	13,9	6,74
Sedimentbeschaffenheit		weich	weich	weich, feinsandig	weich	weich	weich
Färbung		grau-schwarz	braun-oliv	grau-schwarz	dunkelgrau	grau-grün-schwarz	grau-schwarz
Geruch		mittel H ₂ S	stark H ₂ S	ohne	sehr schwach H ₂ S	stark H ₂ S	ohne
Korngrößenfraktionen							
<2000 - 600 µm	%	0,00	0,14	0,67	0,00	15,8	0,10
<600 - 250 µm	%	0,10	2,99	0,67	24,0	10,7	0,30
<250 - 125 µm	%	1,39	17,4	1,42	25,4	11,6	0,30
<125 - 63 µm	%	3,07	29,4	32,0	21,4	16,0	13,3
<63 - 20 µm	%	7,23	24,9	40,3	16,4	12,3	12,6
<20 µm	%	66,2	25,3	24,9	12,8	33,6	73,3
Chemische Parameter							
Trockensubstanz	%	15	9	29	15	11	13
Glühverlust	%	27,3	50,1	36,1	21,0	35	32,2
TOC	%	6,98	17,6	12,0	8,69	12,2	9,56
IC	%	4,62	6,35	1,19	1,41	6,00	2,24
Gesamt-N	%	0,70	0,57	1,60	0,95	1,25	1,06
Phosphor	%	0,08	0,09	0,13	0,08	0,11	0,15
Schwefel	%	1,3	0,78	0,92	1,0	1,7	1,2
Metalle	mg/kg	<2000µm < 7,4	<200µm 15	<200µm 31	<2000µm 24	<200µm 10	<200µm 16
Lithium	mg/kg	900	2900	9700	5900	19000	2500
Natrium	mg/kg	2200	8400	14000	13300	4100	3200
Kalium	mg/kg	62000	59000	64000	65000	98000	100000
Calcium	mg/kg	1600	4400	3800	6300	7200	6200
Magnesium	mg/kg	17000	19000	13000	18000	27000	14000
Eisen	mg/kg	4000	780	670	440	660	830
Mangan	mg/kg	4600	24000	19000	17000	24000	24000
Aluminium	mg/kg	<1,9	<2,3	<3,8	3,7	9,3	<10
Scandium	mg/kg	480	1800	2100	2800	2300	1700
Titan	mg/kg	4,9	10	32	41	43	15
Chrom	mg/kg	38	29	15	26	15	<15
Nickel	mg/kg	15	16	34	26	14	14
Kupfer	mg/kg	88	72	160	210	91	120
Zink	mg/kg	14	16	5,2	3,1	3,2	4,5
Arsen	mg/kg	0,69	0,79	1,5	1,0	0,67	0,46
Cadmium	mg/kg	0,13	0,12	0,27	0,21	0,10	0,07
Quecksilber	mg/kg	43	65	53	44	43	50
Blei	mg/kg			25	22	46	99

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Schluensee	Schülldorfer See	Schwamensee	Selenter See	Selker Noor	Suhrer See
PAK							
Naphthalin	µg/kg				<2000 µm		
Acenaphthylen	µg/kg				n.n.		n.n.
Acenaphthen	µg/kg				n.n.		n.n.
Fluoren	µg/kg				n.n.		n.n.
Phenanthren	µg/kg				n.n.		n.n.
Anthracen	µg/kg				<85		<85
Fluoranthren	µg/kg				<85		<85
Pyren	µg/kg				<85		<85
Benzo(a)anthracen	µg/kg				<85		<85
Chrysen	µg/kg				<85		<85
Benzo(b)fluoranthren	µg/kg				<85		<85
Benzo(k)pyren	µg/kg				<85		<85
Indenz(1,2,3-cd)pyren-Dibenz(a,h)anthr	µg/kg				<85		<85
Benzo(ghi)perylene	µg/kg	<2000 µm	<2000 µm	<2000 µm	<2000 µm	<2000 µm	<2000 µm
Phthalat							
Dimethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.
Diethylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.
Di-n-butylphthalat DBP	µg/kg	<267	533	267		< 450	267
Butylbenzylphthalat	µg/kg		n.n.	n.n.		n.n.	n.n.
Di(2-ethylhexyl)phthalat DEHP	µg/kg	400	1067	1200		555	267
Di-n-oktylphthalat	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.
Organochlorpestizide							
α-HCH	µg/kg	<2000 µm	<2000 µm	<2000 µm	<2000 µm	<2000 µm	<2000 µm
β-HCH	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.		<0,1	n.n.
γ-HCH (Lindan)	µg/kg	<1,6	n.n.	n.n.		<0,1	n.n.
δ-HCH	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.		0,2	n.n.
HCB	µg/kg	0,14	0,24	0,06		0,43	0,13
DDE (p,p'/o,p)	µg/kg					12,7	
DDD (p,p'/o,p)	µg/kg					10,89	
DDT (p,p'/o,p)	µg/kg					4,24	
PCB							
PCB-28	µg/kg	<2000 µm	<2000 µm	<2000 µm	<2000 µm	<2000 µm	<2000 µm
PCB-31	µg/kg	0,80	<0,8	n.n.		2,0	0,41
PCB-52	µg/kg	0,72	<0,7	n.n.			n.n.
PCB-101	µg/kg	<1,1	1,4	n.n.		2,53	1,1
PCB-105	µg/kg	2,0	5,5	<0,8		15,95	11
PCB-118	µg/kg	n.n.	<2,6	n.n.		1,36	<1,3
PCB-138	µg/kg	3,3	3,7	n.n.		3,18	4,3
PCB-153	µg/kg	2,7	16	n.n.		27,09	27
PCB-180	µg/kg	2,8	15	<1,2		18,58	22
PCB-156	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.		<0,1	1,9
PCB-180	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.		13,94	18

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Waldhüsener Mooresee	Warder See, Krs. Rendsbg.-Eck.	Warder See, Segeberg	Krs.	Westensee	Winderatter See	Wittensee
Sedimentparameter								
Probenahmedatum		19.8.1996	18.8.1997	26.8.1996		27.8.1996	11.10.1999	10.9.1996
Entnahmetiefe	m	2,0	8,5	10,0		14,0	2,5	19,0
pH - Wert	°C	19,4	14,1	15,3		10,5	12,7	12,9
Sedimentbeschaffenheit		6,77 weich	7,22 weich	7,18 weich		6,96 weich	7,14 weich	6,71 weich
Färbung		dunkelbraun	dunkelgrau-braun	dunkelgrau		grün-schwarz	grau-schwarz meliert	dunkelgrau-grün
Geruch		ohne	sehr schwach H ₂ S	ohne		leicht modrig	ohne	stark H ₂ S
Korngrößenfraktionen								
<2000 - 600 µm	%	0,00	0,30	0,40		0,20	0,12	0,20
<600 - 250 µm	%	0,20	0,10	0,00		1,00	4,53	10,20
<250 - 125 µm	%	10,8	4,70	3,00		19,0	19,7	21,2
<125 - 63 µm	%	32,4	31,3	22,8		21,2	26,0	23,8
<63 - 20 µm	%	35,0	32,8	39,8		38,0	21,7	23,0
<20 µm	%	21,6	30,8	34,0		20,6	28,0	21,6
Chemische Parameter								
Trockensubstanz	%	7,7	13	21		15	11	8,7
Glühverlust	%	60	25	17		20	43,7	33,5
TOC	%	33,0	11,8	5,06		6,31	15,9	11,8
IC	%	1,00	1,20	5,74		8,19	1,23	3,71
Gesamt-N	%	1,83	1,29	0,85		0,88	0,73	1,57
Phosphor	%	0,11	0,17	0,29		0,13	0,16	0,13
Schwefel	%	2,6	0,86	1,5		1,6	1,5	0,82
Metalle								
Lithium	mg/kg	57	24	41		19	22	16
Natrium	mg/kg	1400	360	2000		800	3100	3400
Kalium	mg/kg	3300	3400	3300		2500	10000	6300
Calcium	mg/kg	27000	33000	100000		250000	51000	60000
Magnesium	mg/kg	1200	1400	5100		1300	4800	2600
Eisen	mg/kg	21000	36000	25000		14000	24000	20000
Mangan	mg/kg	510	750	1400		2900	590	840
Aluminium	mg/kg	9900	17000	17000		3000	33000	8600
Scandium	mg/kg	<10	<10	11		<10	8,2	4,7
Titan	mg/kg	900	1000	1800		480	2200	1200
Chrom	mg/kg	28	34	34		14	39	25
Nickel	mg/kg	33	19	28		<15	22	<15
Kupfer	mg/kg	90	22	27		20	41	32
Zink	mg/kg	450	640	140		110	310	250
Arsen	mg/kg	29	32	5,6		3,6	3,5	18
Cadmium	mg/kg	3,3	0,75	0,78		0,66	2,1	1,9
Quecksilber	mg/kg	0,52	0,23	0,14		0,16	0,23	0,21
Blei	mg/kg	370	76	49		51	41	38

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Waldhäuser Mooresee	Warder See, Krs. Rendsb.-Eck.	Warder See, Sageberg	Krs.	Westensee	Winderatter See	Wittensee
PAK		<2000µm		<2000µm		<2000µm		<2000µm
Naphthalin	µg/kg	75		n.n.		<360		230
Acenaphthylen	µg/kg	<31		<65		n.n.		<125
Acenaphthen	µg/kg	<31		n.n.		n.n.		<125
Fluoren	µg/kg	200		<65		<360		190
Phenanthren	µg/kg	540		<65		n.n.		<125
Anthracen	µg/kg	150		<65		<360		450
Fluoranthren	µg/kg	2700		72		<360		440
Pyren	µg/kg	1400		<65		<360		200
Benzo(a)anthracen	µg/kg	680		<65		<360		180
Chrysen	µg/kg	500		<65		<360		540
Benzo(b)fluoranthren	µg/kg	1600		100		<360		320
Benzo(a)pyren	µg/kg	560		<65		<360		370
Indens(1,2,3-cd)pyren+Dibenzo(ah)anthr	µg/kg	690		<65		<360		340
Benzo(ghi)perylene	µg/kg	520		n.n.		<360		
Phthalate			<2000µm				<2000µm	
Dimethylphthalat	µg/kg		n.n.				n.n.	
Diethylphthalat	µg/kg		n.n.				n.n.	
Di-n-butylphthalat DBP	µg/kg		< 450				400	
Butylbenzylphthalat	µg/kg		n.n.				n.n.	
Di(2-ethylhexyl)phthalat DEHP	µg/kg		1196				800	
Di-n-oktylphthalat	µg/kg		n.n.				n.n.	
Organochlorpestizide			<2000µm				<2000µm	
α-HCH	µg/kg		<0,1				n.n.	
β-HCH	µg/kg		<0,1				n.n.	
γ-HCH (Lindan)	µg/kg		0,67				n.n.	
δ-HCH	µg/kg						0,31	
HCB	µg/kg		0,33					
DDE (p,p'/o,p)	µg/kg		7,41					
DDD (p,p'/o,p)	µg/kg		3,16					
DDT (p,p'/o,p)	µg/kg		2,34					
PCB			<2000µm				<2000µm	
PCB-28	µg/kg		1,02				0,46	
PCB-31	µg/kg						<0,4	
PCB-52	µg/kg		0,89				0,75	
PCB-101	µg/kg		3,45				2,2	
PCB-105	µg/kg		0,45				<1,3	
PCB-118	µg/kg		0,69				<2,1	
PCB-138	µg/kg		6,93				5,6	
PCB-153	µg/kg		6,01				4,4	
PCB-156	µg/kg		0,55				<1,6	
PCB-180	µg/kg		3,97				5,7	

Tabelle 3: Sedimentdaten in alphabetischer Reihenfolge der Seen

SEE	Einheit	Mittelwert	Medianwert	Maximum	Minimum	Mittelwert Fließgewässer	Maximum Fließgewässer
PAK		<2000µm		<2000µm	<2000µm		
Naphthalin	µg/kg	88		230	n.n.		n.n.
Acenaphthylen	µg/kg	33		n.n.	n.n.		n.n.
Acenaphthen	µg/kg	39		66	n.n.		n.n.
Fluoren	µg/kg	45		200	n.n.		n.n.
Phenanthren	µg/kg	158		540	n.n.		n.n.
Anthracen	µg/kg	69		150	n.n.		n.n.
Fluoranthren	µg/kg	375		2700	<85		
Pyren	µg/kg	294		1400	<65		
Benzo(a)anthracen	µg/kg	145		680	<65		
Chrysen	µg/kg	152		500	<65		
Benzo(b)fluoranthren	µg/kg	374		1600	n.n.		
Benzo(a)pyren	µg/kg	176		740	<65		
Indeno(1,2,3-cd)pyren-Dibenzo(a,h)anthr	µg/kg	241		920	<40		
Benzo(ghi)perylen	µg/kg	177		890	n.n.		
Phthalate		<2000µm		<2000µm	<2000µm		
Dimethylphthalat	µg/kg	n.n.		n.n.	n.n.		
Diethylphthalat	µg/kg	n.n.		n.n.	n.n.		
Di-n-butylphthalat DBP	µg/kg	221		933	n.n.		
Butylbenzylphthalat	µg/kg	n.n.		n.n.	n.n.		
Di(2-ethylhexyl)phthalat DEHP	µg/kg	1959		15400	<267		
Di-n-oktylphthalat	µg/kg	14,6		340	n.n.		
Organochlorpestizide		<2000µm		<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
α-HCH	µg/kg	0,05		<1,9	n.n.	0,02	0,3
β-HCH	µg/kg	0,03		0,5	n.n.	0,02	<0,6
γ-HCH (Lindan)	µg/kg	0,48		2,6	n.n.	0,44	1,2
δ-HCH	µg/kg	n.n.		n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
HCB	µg/kg	0,24		0,86	n.n.	0,36	2,8
DDE (p,p'/o,p')	µg/kg	8,18	n.n.	40,4	1,2	0,17	n.n.
DDD (p,p'/o,p')	µg/kg	5,96	0,29	65,7	4,3	0,38	0,16
DDT (p,p'/o,p')	µg/kg	4,62	n.n.	20,1	n.n.	n.n.	n.n.
PCB		<2000µm		<2000µm	<2000µm	<2000µm	<2000µm
PCB-28	µg/kg	0,70		4,5	n.n.	0,2	2,4
PCB-31	µg/kg	0,38		1,2	n.n.	0,1	0,6
PCB-52	µg/kg	0,86		5,3	n.n.	0,2	1,0
PCB-101	µg/kg	4,31		34,6	<0,8	3,3	36
PCB-105	µg/kg	0,62		2,5	n.n.	0,2	1,3
PCB-118	µg/kg	3,25		18	n.n.	0,3	0,5
PCB-138	µg/kg	8,94		57,9	n.n.	11,2	128
PCB-153	µg/kg	7,03		39,4	<1,2	11,5	139
PCB-156	µg/kg	0,67		3,8	n.n.	0,7	8,4
PCB-180	µg/kg	4,48		28,2	n.n.	11,3	126

Tabelle 5: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, geordnet nach Summe

SEE	POLYCYCLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE (PAK) GESAMTSEDIMENT [µg/kg]														
	Naphthalin	Acenaphthylen	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benzo(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b)fluoranthren	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3-cd)pyren + Dibenzo(ah)anthracen	Benzo(ghi)perylen	Summe
Walchusener Moonsee	75	<31	<31	200	540	150	2700	1400	680	500	1600	560	690	520	9648
Pinsee	88	<40	66	58	460	82	1400	1200	510	490	1400	740	920	890	8324
Wittensee	230	<125	<125	<125	190	<125	450	440	200	180	540	320	370	340	3510
Kellersee	<110	<110	<110	<110	95	<110	640	390	180	120	750	240	370	210	3270
Kleiner Plöner See	<360	<360	<360	<360	<360	<360	560	420	<360	<360	440	<360	<360	n.n.	3220
Dicksee	<360	n.n.	n.n.	n.n.	<360	<360	<360	<360	<360	<360	410	<360	<360	<360	2210
Muggesfelder See	<110	<110	n.n.	<110	120	<110	440	290	140	180	400	200	160	<110	2205
Passader See	47	n.n.	n.n.	<27	200	43	280	200	100	85	n.n.	48	580	290	1867
Bordesholmer See	<120	n.n.	<120	<120	280	<120	390	280	100	200	330	<120			1880
Westensee	<360	n.n.	n.n.	n.n.	<360	n.n.	<360	<360	<360	<360	<360	<360	<360	<360	1800
Hermelsdorfer See	57	<40	<40	<40	200	76	260	190	93	95	270	107	<40	<40	1448
Ratzeburger See	<120	n.n.	<120	<120	<120	<120	250	190	<120	130	260	120	<120	<120	1430
Börnsee	<70	<70	<70	<70	110	75	110	75	<65	<65	100	<65	<65	<65	680
Warder See (SE)	n.n.	<65	n.n.	<65	<65	<65	72	<65	<65	<65	100	<65	<65	n.n.	465
Selenter See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<85	<85	<85	<85	<85	<85	<85	<85	<85	363
Mittelwert	88	33	39	45	158	69	375	294	145	152	374	178	241	177	2824
Maximum	230	n.n.	66	200	540	150	2700	1400	680	500	1600	740	920	890	9648
Minimum	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<85	<65	<65	<65	n.n.	<65	<40	n.n.	383

Tabelle 6: Phthalate, geordnet nach Summe

SEE	PHTHALATE GESAMTSEDIMENT						Summe
	Dimethyl-phthalat	Diethyl-phthalat	Di-n-butyl-phthalat DBP	Butyl-benzyl-phthalat	Di(2-ethylhexyl)-phthalat DEHP	Di-n-oktyl-phthalat DOP	
Ratzeburger See	n.n.	n.n.	710	n.n.	15400	340	16450
Dornsee	n.n.	n.n.	300	n.n.	14800	n.n.	15100
Blunker See	n.n.	n.n.	933	n.n.	8000	n.n.	8933
Borgdorfer See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	7140	n.n.	7140
Kleiner Küchensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	5030	n.n.	5030
Bornhöveder See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	4540	n.n.	4540
Gudower See	n.n.	n.n.	330	n.n.	3790	n.n.	4120
Großensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3040	n.n.	3040
Großer Benzer See	n.n.	n.n.	267	n.n.	2400	n.n.	2667
Gammelunder See	n.n.	n.n.	400	n.n.	1600	n.n.	2000
Hemmelmarker See	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	1706	n.n.	1931
Großer Segeberger See	n.n.	n.n.	< 450 (425)	n.n.	1229	n.n.	1654
Schülldorfer See	n.n.	n.n.	533	n.n.	1067	n.n.	1600
Drüsensee	n.n.	n.n.	300	n.n.	1280	n.n.	1580
Haddebyer Noor	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	1277	n.n.	1502
Schwansener See	n.n.	n.n.	267	n.n.	1200	n.n.	1467
Warder See (RD-ECK)	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	1196	n.n.	1421
Garrensee	n.n.	n.n.	267	n.n.	1067	n.n.	1334
Bültssee	n.n.	n.n.	400	n.n.	933	n.n.	1333
Winderatter See	n.n.	n.n.	400	n.n.	800	n.n.	1200
Hegesee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1120	n.n.	1120
Brahmsee	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	782	n.n.	1007
Kleiner Benzer See	n.n.	n.n.	533	n.n.	400	n.n.	933
Belauer See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	540	330	870
Großer Küchensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	860	n.n.	860
Fuhlensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	860	n.n.	860
Bistensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	840	n.n.	840
Seiker Noor	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	555	n.n.	780
Großer Eutiner See	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	539	n.n.	764
Gr. Plöner See, südl. Teil	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	489	n.n.	714
Arenholzer See	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	450	n.n.	675
Grammsee	n.n.	n.n.	<267	n.n.	533	n.n.	667
Klütthsee	n.n.	n.n.	267	n.n.	400	n.n.	667
Dobersdorfer See	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	429	n.n.	654
Schlunensee	n.n.	n.n.	<267	n.n.	400	n.n.	534
Suhrer See	n.n.	n.n.	267	n.n.	267	n.n.	534
Großer Pohlsee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	530	n.n.	530
Lanker See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	505	n.n.	505
Gr. Plöner See, Aschebg.	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	< 450	n.n.	450
Postsee	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	< 450	n.n.	450
Haddebyer Noor, Halthabu	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	< 450	n.n.	450
Ahrensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	430	n.n.	430
Einfeldler See	n.n.	n.n.	<267	n.n.	267	n.n.	401
Owslager See	n.n.	n.n.	267	n.n.	<267	n.n.	401
Ihsee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	400	n.n.	400
Behler See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 450	n.n.	<450
Mittelwert	n.n.	n.n.	221	n.n.	1959	14,6	2191
Maximum	n.n.	n.n.	933	n.n.	15400	340	16450
Minimum	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<267	n.n.	<450

Tabelle 7: Organochlorpestizide, geordnet nach Hexachlorbenzolgehalt

SEE	ORGANOCHLORPESTIZIDE GESAMTSEDIMENT												
	[µg/kg]												
	α-HCH	β-HCH	Lindan	δ-HCH	Summe HCH	p,p'-DDT	o,p'-DDT	p,p'-DDE	o,p'-DDE	p,p'-DDD	o,p'-DDD	Summe DDT	HCB
Arenholzer See	0,2	<0,1	2,6		2,9	0,7		14,6		0,6		15,9	0,86
Großer Segeberger See	0,2	0,5	2,3		3,1	16,0		40,4		65,7		122,0	0,68
Gr. Pflöner See, Aschebg. B.	<0,1	0,2	0,5		0,7	9,8		36,7		25,3		71,7	0,54
Brahmsee	0,1	<0,1	0,9		1,0	14,8		4,8		1,8		21,4	0,51
Haddebyer Noor	0,12	<0,1	0,3		0,5	20,1		26,9		37,8		84,8	0,48
Garrensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,48
Kluthsee	n.n.	n.n.	2,0	n.n.	2,0								0,44
Hemmelsmarker See	<0,1	<0,1	1,2		1,3	8,0		3,0		1,9		12,8	0,43
Selker Noor	<0,1	<0,1	0,2		0,3	4,2		12,7		10,9		27,8	0,43
Behler See	<0,1	0,2	0,4		0,7	9,6		10,2		6,4		26,2	0,36
Warder See (RD-ECK)	<0,1	<0,1	0,7		0,8	2,3		7,4		3,2		12,9	0,33
Winderatter See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,31
Großensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	5,6	n.n.	19	n.n.	12	4,3	40,9	0,30
Postsee	<0,1	<0,1	0,4		0,5	12,7		2,3		0,7		15,6	0,28
Kleiner Kückensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	2,0	n.n.	n.n.	n.n.	2,0	0,27
Grammsee	<1,9	n.n.	n.n.	n.n.	1,0								0,26
Blunker See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,26
Großer Benzer See	n.n.	n.n.	2,2	n.n.	2,2								0,24
Einfeldler See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,24
Schüldorfer See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,24
Domsee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	2,9	n.n.	n.n.	n.n.	2,9	0,20
Gudower See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	5,9	n.n.	n.n.	n.n.	5,9	0,20
Belauer See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	2,0	n.n.	n.n.	n.n.	2,0	0,18
Borgdorfer See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	4,7	n.n.	n.n.	n.n.	4,7	0,18
Großer Pohlsee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	2,1	n.n.	n.n.	n.n.	2,1	0,18
Bornhöveder See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,2	n.n.	n.n.	n.n.	1,2	0,17
Großer Eutiner See	<0,1	<0,1	0,4		0,5	13,7		3,2		1,5		18,4	0,15
Schlunsee	n.n.	n.n.	<1,6	n.n.	0,8								0,14
Gr. Pflöner See, südl. Teil	<0,1	<0,1	0,2		0,3	4,2		2,6		1,2		8,0	0,13
Suhrer See	n.n.	n.n.	<0,8	n.n.	0,4								0,13
Dobersdorfer See	<0,1	<0,1	0,8		0,9	10,2		2,3		0,7		13,3	0,12
Kleiner Benzer See	n.n.	n.n.	1,1	n.n.	1,1								0,12
Ahrensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,9	n.n.	n.n.	n.n.	3,9	0,12
Fuhlensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	4,6	n.n.	n.n.	n.n.	4,6	0,11
Ratzeburger See, Nord	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	2,9	n.n.	2,8	n.n.	5,7	0,09
Bistensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,9	n.n.	n.n.	n.n.	1,9	0,09
Großer Kückensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,3	n.n.	n.n.	n.n.	3,3	0,07
Drüsensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,4	n.n.	n.n.	n.n.	3,4	0,07
Owschlagler See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,06
Schwansener See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,06
Hegesee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	8,8	n.n.	n.n.	n.n.	8,8	<0,13
Gammelunder See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								<0,13
Lanker See	<0,1	<0,1	0,5		0,6	2,0		1,7		0,6		4,3	<0,1
Ihisee	n.n.	n.n.	1,2	n.n.	1,2								n.n.
Bültsee	n.n.	n.n.	<0,8	n.n.	0,4								n.n.

Mittelwert	0,05	0,03	0,48	n.n.	0,51	4,62	n.n.	8,18	n.n.	5,96	0,29	18,9	0,24
Maximum	<1,9	0,5	2,6	n.n.	3,1	20,1	n.n.	40,4	n.n.	65,7	4,3	122,0	0,86
Minimum	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,2	n.n.	n.n.	n.n.	1,2	n.n.

Tabelle 8: Polychlorierte Biphenyle, geordnet nach Summe

SEE	POLYCHLORIERTE BIPHENYLE (PCB) GESAMTSEDIMENT										
	[µg/kg]										
	PCB 28	PCB31	PCB 52	PCB 101	PCB 105	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 156	PCB180	Summe
Haddebyer Noor	4,5		5,3	34,6	1,5	4,9	57,9	33,6	<0,1	28,2	170,5
Großer Segeberger S.	1,3		2,1	33,9	2,5	4,1	50,2	39,4	3,8	27,7	165,0
Selker Noor	2,0		2,5	16,0	1,4	3,2	27,1	18,6	<0,1	13,9	84,7
Suhrer See	0,4	n.n.	1,1	11,0	<1,3	4,3	27	22	1,9	18,0	76,5
Borgdorfer See	0,9	0,8	1,6	5,7	<2,6	18	17	15	<3,2	9,8	71,7
Großensee	1,4	1,2	1,9	7,1	<2,6	10	17	14	<3,2	8,6	64,1
Kleiner Küchensee	0,5	<0,4	0,9	4,8	<1,3	4,0	19	16	<1,6	15	61,8
Schülldorfer See	<0,8	<0,7	1,4	5,5	<2,6	3,7	16	15	n.n.	n.n.	43,7
Hegesse	1,0	<0,7	1,2	3,8	<2,6	10	8,7	8,0	<3,2	<5,3	38,6
Gudower See	0,8	<0,4	<0,6	4,6	1,3	7,7	9,7	7,6	<1,6	4,6	37,6
Großer Plöner See, Aschebg. B.	1,1		1,5	6,2	0,8	1,4	11,1	9,1	1,0	5,4	37,6
Brahmsee	0,5		0,9	5,2	0,6	0,8	10,4	9,1	1,7	6,9	36,1
Domsee	0,9	0,5	<0,6	2,7	<1,3	3,5	8,3	6,6	<1,6	5,1	29,4
Ahrensee	0,5	<0,4	0,74	2,4	<1,3	8,7	5,9	5,2	<1,6	<2,6	26,4
Großer Eutiner See	0,7		0,6	3,9	0,3	0,6	8,3	6,7	0,7	4,6	26,4
Ratzeburger See, Nord	0,7	<0,4	<0,6	2,4	<1,3	4,3	6,9	5,6	<1,6	3,9	25,8
Garrensee	1,0	1,1	1,2	4,1	<2,6	<2,1	7,4	4,8	n.n.	<5,3	24,6
Warder See (RD-ECK)	1,0		0,9	3,5	0,5	0,7	6,9	6,0	0,6	4,0	24,0
Winderatter See	0,5	<0,4	0,75	2,2	<1,3	<2,1	5,6	4,4	<1,6	5,7	21,8
Einfelder See	<0,8	<0,7	1,4	3,7	<2,6	2,5	8,0	2,5	<3,2	n.n.	21,8
Großer Küchensee	<0,4	<0,4	0,9	2,3	<1,3	3,3	6,4	5,4	<1,6	<2,6	21,4
Klütsee	0,9	0,9	1,1	2,7	n.n.	4,7	4,4	4,0	n.n.	<5,3	21,4
Fuhlensee	0,9	0,5	1,0	2,6	<1,3	1,5	5,8	5,3	<1,6	<2,6	20,4
Blunker See	1,0	n.n.	1,3	3,4	<1,3	<2,1	4,8	4,4	<1,6	2,6	20,0
Belauer See	n.n.	n.n.	<1,1	<1,7	<2,6	7,1	2,7	2,5	<3,2	<5,3	19,3
Bornhöveder See	0,50	<0,4	<0,6	1,6	<1,0	5,5	4,6	3,8	<1,6	<2,6	19,1
Behler See	0,7		0,7	3,3	0,4	0,5	5,3	4,6	0,5	3,0	18,9
Bistensee	<0,4	<0,4	<0,6	1,3	<1,3	4,7	4,0	3,4	<1,6	<2,6	16,9
Hemmelmarker See	0,3		0,5	2,1	0,3	0,8	4,8	4,2	0,4	2,3	15,6
Gr. Plöner See, südl. T.	1,0		0,7	1,9	<0,1	<0,1	4,1	3,2	0,7	2,5	14,1
Grammsee	0,9	0,8	<1,1	2,4	n.n.	<2,1	3,5	1,8	n.n.	<5,3	13,6
Schiuensee	0,8	0,7	<1,1	2,0	n.n.	3,3	2,7	2,8	n.n.	n.n.	12,9
Gammelunder See	n.n.	n.n.	<1,1	1,8	n.n.	5,6	2,4	2,3	n.n.	n.n.	12,7
Großer Benzer See	<0,8	0,7	<1,1	1,9	n.n.	3,9	2,5	2,4	n.n.	n.n.	12,4
Arenholzer See	0,3		0,3	1,9	<0,1	0,4	3,1	3,2	0,1	2,7	11,9
Drüsensee	0,4	<0,4	<0,6	1,0	<1,3	3,6	2,3	2,0	n.n.	<2,6	11,8
Postsee	0,6		0,4	2,0	<0,1	0,5	2,5	2,3	0,3	1,8	10,5
Großer Pohlsee	<0,4	<0,4	<0,6	<0,8	<1,3	2,7	1,8	1,7	<1,6	<2,6	10,1
Dobersdorfer See	0,6		0,5	1,5	0,2	0,5	2,1	1,7	0,2	1,0	8,3
Lanker See	0,5		0,5	1,0	0,2	<0,1	1,5	1,4	<0,1	0,6	5,9
Kleiner Benzer See	0,4	<0,4	<0,6	1,0	<1,1	<1,1	1,3	1,3	n.n.	n.n.	5,6
Owslager See	n.n.	n.n.	n.n.	<0,8	n.n.	n.n.	n.n.	1,8	n.n.	<2,6	3,5
Bültsee	n.n.	1,0	n.n.	<0,8	n.n.	n.n.	<1,2	<1,2	n.n.	n.n.	2,6
Ihsee	n.n.	n.n.	n.n.	<0,8	n.n.	n.n.	<1,2	<1,2	n.n.	n.n.	1,6
Schwansener See	n.n.	n.n.	n.n.	<0,8	n.n.	n.n.	n.n.	<1,2	n.n.	n.n.	1,0
Mittelwert	0,7	0,38	0,86	4,31	0,62	3,25	8,94	7,03	0,67	4,48	31,3
Maximum	4,5	1,2	5,3	34,6	2,5	18,0	57,9	39,4	3,8	28,2	170,5
Minimum	n.n.	n.n.	n.n.	<0,8	n.n.	n.n.	n.n.	<1,2	n.n.	n.n.	1,0

Tabelle 9: Sediment- und Wasserparameter, geordnet nach abnehmendem TOC-Gehalt im Sediment

SEE	CHEMISCHE PARAMETER Gesamtsediment										GEOGENE METALLE Gesamtsediment					NÄHRSTOFFE Wasser			TROPHIE
	TS %	GV %	TOC %	IC %	Ges-N %	P %	S %	NP	TOC/N	TOC/P	TOC/S	Ca g/kg	Fe g/kg	Mn g/kg	Al g/kg	N-Vorrat	P-Vorrat	Sulfat mg/l	
Pinsee	4,7	70,0	36,7	2,1	2,98	0,10	0,7	29,8	12,3	367,0	51,7	7,1	6,0	0,2	1,3				
Waldhusener Moorsee	7,7	60,0	33,0	1,0	1,83	0,11	2,6	16,6	18,0	300,0	12,7	2,7	2,1	0,5	9,9	mäßig	gering	84	dystroph
Garrensee	6	80,4	28,7	0,2	2,47	0,10	0,6	24,7	11,6	287,0	47,8	7,1	18	0,4	2,3	mäßig	mäßig	11	mesotroph - eutroph
Muggelseider See	7	42,0	20,0	6,0	1,55	0,09	1,1	17,2	12,9	222,2	18,2	11,0	6,6	0,7	2,2	hoch	hoch	45,9	eutroph-hypertroph
Einfeldler See	9	57,0	19,5	0,3	1,99	0,13	1,2	15,3	9,8	150,0	16,3	11	14	0,3	1,2	hoch	mäßig	13,7	
Grammsee	8	54,8	19,5	0,9	1,92	0,07	1,1	27,4	10,1	277,9	17,7	58	20	1,8	1,5	hoch	mäßig		eutroph
Hemmeldorfer See	6,4	45,0	18,5	7,5	2,24	0,21	1,0	10,7	8,3	88,1	18,5	12,0	6,9	0,5	4,3	hoch	hoch	48,8	hypertroph
Bordesholmer See	9	39,0	17,9	2,9	1,87	0,20	2,1	9,4	9,6	89,5	8,5	27	19	0,4	1,4	hoch	hoch	18,2	hypertroph
Großer Segeberger See	10	37,0	17,8	3,4	1,70	0,18	2,2	9,4	10,5	98,9	8,1	74	22	0,9	1,8	mäßig	hoch	135	eutroph - hypertroph
Schüldorfer See	9	50,1	17,6	1,2	1,84	0,08	0,8	23,0	9,6	220,0	22,0	59	19	0,8	2,4				hypertroph
Winderatter See	11	43,7	15,9	1,2	1,64	0,07	0,6	23,4	9,7	227,1	26,5	51	24	0,6	3,3				hypertroph
Gammelunder See	12	45,4	15,3	1,8	1,46	0,09	0,6	16,2	10,5	170,0	25,5	66	46	1,2	1,1				eutroph
Hegsee	9	42,1	14,9	1,5	1,85	0,22	4,3	8,4	8,1	67,8	3,5	68	49	1,6	4,2	mäßig	mäßig	41,4	
Klühsee	9	46,2	14,9	3,3	1,51	0,12	1,1	12,6	9,9	124,2	13,5	59	8,7	1,1	6,4				
Bültsee	12	42,1	14,5	0,2	1,43	0,12	0,3	11,9	10,1	120,8	48,3	6,2	14	0,2	2,3	gering	gering	11	mesotroph
Großer Benzer See	14	48,8	14,4	3,1	1,27	0,12	1,0	10,6	11,3	120,0	14,4	63	10	1,4	8,6				
Blunker See	11	14,1	13,8	1,3	1,60	0,10	1,7	16,0	8,6	138,0	8,1	13	18	0,4	2,8	hoch	hoch	29,8	eutroph
Haddebyer Noor	10	35,0	13,4	3,4	1,30	0,15	2,3	8,7	10,3	89,3	5,8	75	23	0,8	1,8	hoch	hoch		hypertroph
Ahrensee	11	41,9	13,1	2,4	1,70	0,14	1,7	12,1	7,7	93,7	7,7	54	22	1,4	1,3	mäßig	niedrig	35,6	eutroph - hypertroph
Brahmsee	13	29,0	12,4	5,6	1,30	0,40	0,7	3,3	9,5	31,0	18,2	100	23	2,2	1,3				mesotroph - eutroph
Oweschlager See	14	35,5	12,3	4,3	1,23	0,04	1,0	30,8	10,0	307,5	12,3	72	15	0,7	3,8				mesotroph - hypertroph
Selker Noor	11	35,0	12,2	6,0	1,30	0,16	1,7	8,1	9,4	76,3	7,2	98	14	0,7	7,2				eutroph - hypertroph
Warder See (RD-ECK)	13	25,0	11,8	5,7	1,30	0,17	0,9	7,6	9,1	69,4	13,7	87	16	1,2	7,7	hoch	mäßig	38,3	eutroph - hypertroph
Kleiner Benzer See	16	37,0	11,5	2,7	1,10	0,12	0,9	9,2	10,5	95,8	12,8	58	17	1,2	2,7	hoch	mäßig		
Großensee	9	36,7	11,4	0,3	1,59	0,71	2,3	2,2	7,2	16,1	5,0	12	8,7	5,5	2,5	mäßig	mäßig	37,9	
Wittensee	8,7	28,0	11,4	3,1	1,26	0,12	2,4	10,5	9,0	95,0	4,8	49	20	0,8	8,6	mäßig	s. hoch	40,0	eutroph - hypertroph
Hemmelmarker See	12	23,0	11,3	7,9	1,40	0,11	1,1	12,7	8,1	102,7	10,3	77	8,6	0,8	5,6				hypertroph
Gudower See	15	33,5	11,1	1,8	1,30	0,45	1,0	2,9	8,5	24,6	11,1	59	26	1,6	1,9	s. hoch	s. hoch	44	hypertroph
Borgdorfer See	10	37,7	10,9	0,4	1,66	0,12	2,1	13,8	6,6	91,1	5,2	23	21	0,5	1,6	hoch	schwankt	61	
Fuhlensee	14	31,2	10,3	1,4	1,35	0,10	1,5	14,2	7,6	107,9	6,8	59	19	0,5	2,3	mäßig	mäßig	45	eutroph - hypertroph
Drüsensee	15	30,2	9,9	2,9	1,25	0,37	1,6	3,4	8,0	26,8	6,2	77	43	1,7	3,3	mäßig	mäßig	44,8	eutroph
Suhrer See	13	32,2	9,6	2,2	1,06	0,18	1,2	5,9	9,0	53,1	8,0	64	30	0,9	2,4				
Passader See	15	22,0	9,3	5,3	1,06	0,08	1,0	13,3	8,8	116,6	9,3	140	13	0,4	1,1	hoch	mäßig	36,0	eutroph

Tabelle 9: Sediment- und Wasserparameter, geordnet nach abnehmendem TOC-Gehalt im Sediment

SEE	CHEMISCHE PARAMETER Gesamtsediment						GEOGENE METALLE Gesamtsediment										NÄHRSTOFFE Wasser			TROPHIE
	TS %	GV %	TOC %	IC %	Ges-N %	P %	S %	N/P	TOCN	TOCP	TOCS	Ca g/kg	Fe g/kg	Mn g/kg	Al g/kg	N-Vorrat	P-Vorrat	Sulfat mg/l		
Großer Plöner See, südl. Teil	12	23,0	9,2	5,2	1,10	0,13	1,2	8,5	8,4	70,8	7,7	110	13	7,0	7,6	mäßig	mäßig	140	eutroph	
Belauer See	11	31,0	9,0	4,1	1,13	0,09	0,6	12,3	7,9	97,3	14,9	50	2,7	1,0	1,1	erhöht	erhöht	43,2	mesotroph	
Seleniter See	15	21,0	8,7	1,4	0,95	0,08	1,0	11,9	9,1	108,6	8,7	19	20	1,4	17	mäßig	niedrig	36,6	eutroph	
Dobersdorfer See	16	18,0	8,6	6,0	0,87	0,11	1,2	7,9	9,9	78,4	7,2	110	13	1,5	12	hoch	mäßig	38,5	eutroph	
Großer Plöner See, Aschebgt. Becken	13	21,0	8,5	5,6	1,00	0,11	1,3	9,1	8,5	77,4	6,5	100	15	0,8	10	mäßig	mäßig	140	eutroph	
Ithsee	16	27,1	8,5	0,2	0,78	0,13	0,4	6,0	10,8	65,1	21,2	5	8,9	0,2	2,9	gering	gering	17,9	mesotroph	
Dieksee	14	19,0	8,5	6,7	0,82	0,14	1,1	5,9	10,3	60,4	7,7	87	7	1,9	2,2	erhöht	schwankt	45,8	hypertroph	
Kleiner Plöner See	14	22,0	8,4	6,0	0,99	0,14	1,2	7,1	8,5	60,1	7,0	93	12	0,9	6,1	mäßig	mäßig	43,9	eutroph	
Arenholzer See	16	21,0	8,4	1,8	1,00	0,19	0,8	5,3	8,4	44,2	10,0	29	42	1,4	36					
Bistensee	15	28,0	8,0	1,1	1,17	0,22	0,9	5,3	6,9	36,4	8,9	51	23	2,7	25	hoch	erhöht	41,1	mesotroph-eutroph	
Schlunsee	15	27,3	7,0	4,6	0,70	0,08	1,3	8,8	10,0	87,3	5,4	62	11	4,7	4,6	mäßig	mäßig	29,6	mesotroph-eutroph	
Großer Pohlsee	17	27,7	6,9	3,7	0,94	0,20	0,6	4,7	7,4	34,6	11,5	42	11	2,0	10	hoch	mäßig	42,4	eutroph	
Großer Eutiner See	19	15,0	6,7	4,2	0,69	0,14	0,9	4,9	9,7	47,6	7,5	110	18	1,0	16	hoch	mäßig	29	eutroph - hypertroph	
Kellensee	17	18,0	6,6	8,7	0,81	0,15	1,2	5,4	8,1	43,9	5,5	75	11	0,9	4,8	hoch	mäßig	39,0	eutroph	
Wastensee	15	20,0	6,3	8,2	0,88	0,13	1,6	6,8	7,2	48,5	3,9	120	14	2,9	3,0	hoch	gering	52	hypertroph	
Bornhöveder See	18	22,9	6,2	4,6	0,85	0,09	0,8	9,9	7,2	71,5	7,7	55	4,6	1,1	1,2	hoch	mäßig	43,9	hypertroph	
Lanker See	24	14,0	5,9	2,4	0,58	0,28	1,1	2,1	10,2	21,0	5,4	64	17	0,7	13	mäßig				
Großer Kückensee	16	25,8	5,9	4,5	0,86	0,18	1,0	4,8	6,8	32,6	5,9	52	13	1,0	2,2					
Börnsee	17	20,0	5,8	10,0	0,85	0,09	1,3	9,4	6,8	64,7	4,5	81	10	1,0	3,8	hoch	hoch	35,5	schwach eutroph	
Dornsee	17	25,0	5,6	5,0	0,76	0,14	1,2	5,4	7,4	40,1	4,7	63	15	1,3	5,0					
Behler See	19	15,0	5,6	10,1	0,69	0,12	0,6	5,8	8,1	46,4	9,0	100	3,8	0,9	2,2	mäßig	hoch	41,6	eutroph	
Kleiner Kückensee	19	23,9	5,3	4,1	0,68	0,27	1,2	2,5	7,8	19,7	4,4	68	22	1,3	9,0	mäßig	mäßig	40,0	hypertroph	
Ratzburger See N	20	24,3	5,3	5,5	0,68	0,09	1,0	8,0	7,8	62,2	5,3	54	8,3	1,1	3,1	hoch	hoch	49,5	eutroph	
Postsee	25	13,0	5,2	2,9	0,53	0,31	0,6	5,3	9,8	52,2	7,0	59	19	0,5	7,4	hoch	mäßig			
Warder See (SE)	21	17,0	5,1	5,7	0,63	0,31	0,6	2,0	8,0	16,3	8,4	100	25	1,4	17	s. hoch	mäßig			
Schwansener See	29	15,4	4,6	1,7	0,51	0,04	0,3	12,8	9,1	116,0	15,5	51	15	0,4	27			530	eutroph	
Ratzburger See S	21	13,0	3,3	10,1	0,52	0,08	1,1	6,5	6,3	40,9	3,0	91	8,8	1,0	2,3	mäßig		40,0	eutroph	

Tabelle 10: Vergleich der Spurenmetallgehalte mit anderen Messungen

GEWÄSSER	Fraktion	SPURENMETALLGEHALTE [mg/kg]										LITERATUR
		Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	As			
Seen in Schleswig-Holstein, Mittelwert	<2000µm	21,6	20,4	27,9	174,5	1,37	0,22	75,4	8,8	LANU 1996-2000		
	<20µm	25,8	19,4	29,8	168,5	1,22	0,23	74,8	9,1			
Seen in Schleswig-Holstein, Maximum	<2000µm	83	56	140	810	6,3	0,61	310	46			
	<20µm	89	40	120	640	6,7	0,80	370	63			
Plöner See	Gesamtsed.	-	-	8	70-90	0,6-0,7	-	30-40	-	KNOF 1994		
Plöner See, süd. Teil	<2000µm	14	50	15	88	0,82	0,17	55	5,9	LANU 1997		
Plöner See, Ascheberger Becken	<2000µm	27	20	19	140	1,3	0,18	93	8,1	LANU 1997		
Belauer See	Gesamtsed.	-	-	3,5-6	20-45	0,18-0,56	-	4,8-27,5	-	STARK 1993		
Belauer See	<2000µm	4,5	5,1	7	32	0,27	0,06	13	3,2	LANU 2000		
Trefsee	Gesamtsed.	-	-	20-56	-	1,1-2,9	-	17-49	-	PACKSCHIES 1984		
Innere Schlei	Gesamtsed.	80	-	67	453	1,53	-	74	-	LÖWENSTEIN 1985		
Schlei	<2000µm	56-73	20-34	23-41	110-200	1,2-1,9	0,32-0,78	34-52	5,8-8,2	LW 1994		
	<20µm	52-64	22-26	29-39	160-197	0,9-1,3	0,28-0,36	56-67	5,6-16			
Haddebyer Noor	<2000µm	83	28	31	240	1,4	0,44	88	7,1	LANU 1997		
	<20µm	89	22	36	290	1,2	0,51	130	5,5			
Seiker Noor	<2000µm	15	15	19	120	0,82	0,15	46	4,5	LANU 1997		
	<20µm	19	<15	14	130	0,69	0,14	50	3,9			
Warder See (SE)	<2000µm	34	28	27	140	0,78	0,19	49	5,6	LANU 1996		
	<20µm	45	27	23	140	0,70	0,17	44	5,5			
Trave, Wardenbrück	<20µm	60/68	36/53	22/36	120/350	0,37/0,79	0,19/0,16	47/48	8/11	LANU 1999/2000		
	Gesamtsed.	69	41	157	766	3,5	1,3	316	-	LAMMERZ 1983		
Außenalster	<2000µm	35	56	140	810	6,3	0,53	270	46	LANU 2000		
	<20µm	74	52	120	635	1,9	0,93	185	19	LANU 1999/2000		
Bille, Pegel Reinbek	<2000µm	17	13	42	153	1,0	0,24	58	6,9	BRUGMANN 1999		
	<20µm	20	15	113	173	1,0	0,19	72	9,3			
Seen in Mecklenburg-Vorpommern, Mittelwert	<2000µm	121	43	2056	700	4,0	3,0	390	34			
	Maximum	82	51	4397	884	4,0	1,0	400	34			
Seen in Mecklenburg-Vorpommern, Strechensee (Brandenburg)	Gesamtsed.	13-61	-	23-66	23-364	-	0,06-0,24	61-137	-	TERTYZE 1993		
	<185µm	-	-	135-252	1575-2900	2,0-5,1	-	120-194	13-37	SCHETTLER 1992		
Breitlingsee (Brandenburg)	Gesamtsed.	20-115	16-98	14-32	108-449	0,5-2,1	0,12-0,82	44-107	-	TERTYZE 1993		
	Seen in Baden-Württemberg, Muggelsee (Brandenburg)	60	-	22	120	ca. 1	ca. 0,25	ca. 60	25	ROSSKNECHT 1992		
Seen in Baden-Württemberg, Mittelwert	Grobkorn	10-180	-	10-55	40-300	0,2-2,8	0,02-0,7	5-210	20-275	ROSSKNECHT 1992		
	Rohprobe	20,2	35,9	29,9	ca. 100	0,36	0,2	28,2	-	MÜLLER 1997		
Bodensee	Gesamtsed.	20,2	35,9	29,9	ca. 100	0,36	0,2	28,2	-	MÜLLER 1997		

Tabelle 11: Vergleich der organischen Schadstoffgehalte mit anderen Messungen

GEWÄSSER	ORGANISCHE SCHADSTOFFE [µg/kg]						LITERATUR
	PAK	Phthalate	ΣPCB	ΣHCH	ΣDDT	HCB	
Seen in Schleswig-Holstein Schlei	Σ ₁₆ : 383-9648	Σ: 2191-16450	Σ ₂ : 1,0-170,5 Σ ₁₀ : 20,2-27,0	n.n.-3,1 3,2-34,5	1,2-122	n.n.-0,86 0,28-6,8	LANU 1995-2000 LW 1994
Eider bei Tönning Schwebstoffe, <20µm	Σ ₄ : 2000		310-580			21-28	HELLMANN 1992
Seen in Mecklenburg- Vorpommern	Σ ₁₆ : <160-13200 Σ ₄ : <60-20190		Σ ₂ : <0,05-310	<0,01-75	Σ ₃ : <0,03-552	0,03-42	BRÜGMANN 1999
Seen in Baden-Württemberg	Σ ₁₂ : ca. 1000-65000		Σ ₄ : n.n.-153	<1	n.n.-ca.7	n.n.-ca.3	ROSSKNECHT 1992
Bremer Gewässer	Fluoranthren: bis 2500 Benzo(a)pyren: bis 1800		Σ ₆ : 0-300		n.n.-100	<40	http://aif.zfn
Niedersachsen	Fluoranthren: bis 2500 Benzo(a)pyren: bis 1800	DEHP: <500-7700	PCB153 0,8-10,8	γ-HCH bis 0,1	DDD 0,5-3,7	<0,1-2,3	LACH UND STEFFEN 1997/2000
Wasser		DEHP: 100-8900					FURTHMANN 1993
Oder-Spree-System	bis ca. 200		bis ca. 550	n.n.-30	7-129	bis max. 180	HEINISCH 1997
Nordrhein-Westfalen	Σ ₆ : bis ca. 10000	DEHP: 350-20800		α-HCH ca. 5 γ-HCH ca.15		bis 120	LWA NRW 1986 FURTHMANN 1993
Bundeswasserstraßen Schwebstoffe, <20µm	Σ ₆ : bis 46000		138-904			6-1640	HELLMANN 1992
Elbe							
Schwebstoffe			PCB153 <0,5->50	γ-HCH <0,5->50	DDT <0,5->400	<0,5->13700	GANDRASS 1998
Elbe, Schleswig-Holstein Schwebstoffe			PCB153 <0,5->5	γ-HCH <0,5	DDT <0,5->20	<0,5->20	GANDRASS 1998
Rhein	bis 12700	DEHP 1800-18300	27-55			n.n.-800	UMWELTDATEN BADEN- WÜRTTEMBERG 1993/94
Bodensee	Benzo(a)pyren ca. 400	DEHP: 200-700	43	γ-HCH ca.1	9,8	ca. 1	MÜLLER 1977 GIAM 1980, BOSSI 1992
Gardasee			Σ ₄ : 89	5	14	0,4	BOSSI 1992
Lake Ontario			Σ ₆ : 570	2,5	141	100	BOSSI 1992
Lake Superior			Σ ₄ : 9		1,7		BOSSI 1992
4 arktische Seen			Σ ₂₁ : 0,12	0,09	0,21	0,17	ALLEN-GIL 1997

Tabelle 12: Bewertungsmaßstab für Spuremetalle und Arsen

GÜTE-KLASSIFIZIERUNG	SPURENMETALLE IN SCHWEBSTOFFEN NACH LAWA (1998) UND ARSEN IM SEDIMENT NACH BLMP NORDSEE [mg/kg Fraktion <20µm]							
	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	As
Hintergrundwert	80	30	20	100	0,3	0,2	25	10
Schwankungsbereich	40-160	10-60	10-40	50-200	0,15-0,6	0,1-0,4	12,5-50	
	0-80	0-30	0-20	0-100	0-0,3	0-0,2	0-25	0-15
I-II	>80-90	>30-40	>20-40	>100-150	>0,3-0,6	>0,2-0,4	>25-50	>15-30
II	>90-100	>40-50	>40-60	>150-200	>0,6-1,2	>0,4-0,8	>50-100	>30-60
II-III	>100-200	>50-100	>60-120	>200-400	>1,2-2,4	>0,8-1,6	>100-200	>60-120
III	>200-400	>100-200	>120-240	>400-800	>2,4-4,8	>1,6-3,2	>200-400	>120-240
III-IV	>400-800	>200-400	>240-480	>800-1600	>4,8-9,6	>3,2-6,4	>400-800	>240-480
IV	>800	>400	>480	>1600	>9,6	>6,4	>800	>480

I geogener Hintergrundwert, I-II sehr geringe Belastung, II mäßige Belastung, II-III deutliche Belastung, III erhöhte Belastung, III-IV hohe Belastung, IV sehr hohe Belastung

Tabelle 13: Bewertungsmaßstab für Schwerflüchtige Chlorierte Kohlenwasserstoffe

GÜTE-KLASSIFIZIERUNG	SCHWERFLÜCHTIGE CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE NACH ARGE ELBE (1993) [µg/kg Gesamtsediment]			
	PCB je Kongenere	α-, β- und γ-HCH je	HCB	DDT, DDE und DDD je
I	<BG	<BG	<BG	<BG
I-II	BG-2	BG-5	BG-5	BG-20
II	>2-5	>5-10	>5-40	>20-40
II-III	>5-10	>10-20	>40-100	>40-100
III	>10-25	>20-50	>100-200	>100-200
III-IV	>25-50	>50-100	>200-400	>200-400
IV	>50	>100	>400	>400

I anthropogen unbelastet, I-II sehr geringe Belastung, II mäßige Belastung, II-III deutliche Belastung, III erhöhte Belastung, III-IV hohe Belastung, IV sehr hohe Belastung

Tabelle 14: Bewertungsmaßstab für PAK

GÜTE-KLASSIFIZIERUNG	POLYCYCLISCHE AROMATISCHE KOHLENWASSERSTOFFE (INSTITUT FÜR UMWELTCHEMIE BREMEN) [µg/kg GESAMTSEDIMENT]	
	Benzo(a)pyren	Fluoranthen
Klasse 1	<180	<250
Klasse 2	<1800	<2500
Klasse 3	>1800	>2500

Tabelle 15: Hintergrundbelastung mit Spuremetallen im Vergleich

	HINTERGRUNDBELASTUNG MIT SPURENMETALLEN [mg/kg]							
	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	As
LAWA	40-160	10-60	10-40	50-200	0,15-0,6	0,1-0,4	12,5-50	
Tongestein (TUREKIAN 1961)	90	68	45	95	0,3	0,4	20	13
BLMP Nordsee	80	30	20	100	0,3	0,2	25	10
Geschiebemergel S-H (CHRISTENSEN 1987)	10-23	10-21	10-15	24-71			12-19	
Bachsedimente S-H (FAUTH 1985)	<54	<20	<10		<1		<25	
Schwermetallkataster Böden S-H (BRUHM 1990)	13,2	8,4	10,5	42,7	0,23		21	
Fluviale Sedimente S-H (LICHTFUSS u. BRÜMMER 1977)	59	21	18,4	156	(1,9)	(<0,4)	39	9,8
Schlei (LÖWENSTEIN 1985)	25-50		<20	100-200	2-5		<10	
Plöner See (KNOF 1994)			ca.4	ca.20	ca.0,4		ca.20	
Treffsee (PACKSCHIES 1984)			5-10		ca.0,3		5-10	

Tabelle 16: Bewertung der Spurenmetallgehalte

SEE	Fraktion	BEWERTUNG SPURENMETALLE NACH LAWA UND ARSEN NACH BLMP NORDSEE [mg/kg]							
		Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	As
Ahrensee	<2000µm	13	23	22	150	1,6	0,19	72	12
	<20µm	21	16	26	130	1,6	0,19	83	9,3
Arenholzer See	<2000µm	50	39	33	190	1,8	0,21	82	11
	<20µm	53	23	30	200	1,2	0,19	79	13
Behler See	<2000µm	10	13	13	58	0,58	0,10	35	3,4
	<20µm	<10	<15	8,0	49	0,44	0,10	21	2,5
Belauer See	<2000µm	4,4	4,1	7,0	39	0,27	0,06	13	3,2
	<20µm	2,7	4,5	14	50	0,22	0,07	15	1,5
Bistensee	<2000µm	27	33	27	160	1,6	0,19	63	8,5
	<20µm	62	40	47	330	2,1	0,23	74	7,4
Blunker See	<2000µm	35	30	30	220	1,9	0,20	100	12
	<20µm	48	28	31	230	2,0	0,28	150	16
Bordesholmer See	<2000µm	12	17	59	420	2,6	0,60	160	6,5
	<20µm	38	27	54	410	1,9	0,80	170	3,5
Borgdorfer See	<2000µm	19	23	26	250	1,8	0,19	74	5,9
	<20µm	22	28	40	280	2,8	0,28	120	5,7
Bornhöveder See	<2000µm	4,3	15	11	59	0,31	0,07	19	4,3
	<20µm	3,7	5,5	14	58	0,21	0,06	12	2,3
Börnsee	<2000µm	24	<15	14	72	0,49	0,15	31	3,4
	<20µm	14	<15	12	57	1,3	0,20	73	5,5
Brahmsee	<2000µm	23	31	24	220	2,5	0,27	68	5,1
	<20µm	22	21	18	180	1,3	0,19	54	5,9
Bültsee	<2000µm	29	17	19	96	0,64	0,12	69	5,3
	<20µm	42	22	65	160	0,81	0,16	77	5,3
Dieksee	<2000µm	<10	25	24	140	0,75	0,23	47	5,3
	<20µm	15	21	23	140	0,70	0,22	54	3,8
Dobersdorfer See	<2000µm	14	14	10	72	0,77	0,19	34	7,8
	<20µm	19	18	8,5	75	0,68	0,13	30	6,0
Domsee	<2000µm	11	12	49	130	0,44	0,24	49	6,1
	<20µm	15	6,2	37	110	0,30	0,22	32	4,3
Drüsensee	<2000µm	6,7	16	28	160	1,2	0,14	49	9,2
	<20µm	6,2	8,2	30	83	0,85	0,13	48	9,2
Einfeldler See	<2000µm	36	35	34	270	2,3	0,33	120	7,8
	<20µm	41	29	38	270	2,7	0,26	120	8,7
Fuhlensee	<2000µm	22	22	23	130	1,1	0,14	47	6,7
	<20µm	39	26	28	170	1,3	0,15	72	4,8

Tabelle 16: Bewertung der Spurenmetallgehalte

SEE	Fraktion	BEWERTUNG SPURENMETALLE NACH LAWA UND ARSEN NACH BLMP NORDSEE [mg/kg]							
		Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	As
Gammelunder See	<2000µm	13	24	24	150	1,8	0,10	49	9,7
	<20µm	12	17	34	160	1,6	0,16	43	8,5
Garrensee	<2000µm	33	28	68	310	3,6	0,45	270	34
	<20µm	40	26	66	310	3,4	0,44	230	28
Grammsee	<2000µm	21	18	37	190	2,6	0,21	120	13
	<20µm	13	29	22	120	1,3	0,15	75	9,1
Großensee	<2000µm	35	56	140	810	6,3	0,53	270	46
	<20µm	30	39	120	330	6,7	0,51	370	63
Großer Benzer See	<2000µm	14	23	18	190	0,72	0,16	32	5,8
	<20µm	14	6,9	18	88	0,69	0,25	29	4,8
Großer Eutiner See	<2000µm	28	20	17	100	0,33	0,28	50	6,8
	<20µm	32	20	21	100	0,30	0,38	49	4,5
Großer Küchensee	<2000µm	13	7,6	26	84	0,54	0,18	35	6,2
	<20µm	11	12	25	140	0,41	0,14	32	3,8
Großer Plöner See, Aschebg. Becken	<2000µm	27	20	19	140	1,3	0,18	93	8,1
	<20µm	25	15	21	140	0,91	0,22	75	4,9
Großer Plöner See, südl. Teil	<2000µm	14	50	15	88	0,82	0,17	55	5,9
	<20µm	16	40	19	83	0,38	0,15	42	5,4
Großer Pohsee	<2000µm	11	26	21	88	0,89	0,10	30	8,7
	<20µm	20	21	31	140	0,89	0,11	24	5,9
Großer Segeberger See	<2000µm	46	27	54	490	3,6	0,61	220	16
	<20µm	48	23	47	410	1,9	0,64	180	6,9
Gudower See	<2000µm	43	29	43	350	2,3	0,23	65	10
	<20µm	18	23	46	220	1,6	0,19	69	8,9
Haddebyer Noor	<2000µm	83	26	31	240	1,4	0,44	68	7,1
	<20µm	89	22	36	290	1,2	0,51	130	5,5
Hegesee	<2000µm	8,7	9,5	35	290	1,6	0,29	84	8,7
	<20µm	7,9	27	48	240	1,3	0,24	92	11
Hemmelmarker See	<2000µm	14	<15	13	65	0,72	0,17	44	3,7
	<20µm	11	15	8,9	53	0,46	0,10	26	2,5
Hemmelsdorfer See	<2000µm	12	<15	21	81	0,5	0,16	44	2,9
	<20µm	14	<15	21	83	1,4	0,56	63	2,9
Ihisee	<2000µm	30	24	15	110	0,99	0,14	81	6,7
	<20µm	48	25	29	200	2,0	0,21	170	13
Kellersee	<2000µm	19	<15	31	200	1,3	0,51	75	8
	<20µm	15	18	24	140	1,3	0,36	57	6,3

Tabelle 16: Bewertung der Spurenmetallgehalte

SEE	Fraktion	BEWERTUNG SPURENMETALLE NACH LAWA UND ARSEN NACH BLMP NORDSEE [mg/kg]							
		Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	As
Kleiner Benzer See	<2000µm	31	24	30	110	0,75	0,15	37	5,3
	<20µm	32	15	19	110	0,7	0,21	34	3,9
Kleiner Kückensee	<2000µm	19	19	40	300	0,88	0,16	68	9,7
	<20µm	10	8,5	38	320	0,68	0,16	50	8,3
Kleiner Plöner See	<2000µm	21	<15	21	160	0,65	0,25	54	7,1
	<20µm	21	<15	22	120	0,50	0,25	48	3,0
Kiüthsee	<2000µm	20	20	23	160	1,5	0,21	79	6,4
	<20µm	15	9,1	22	100	1,2	0,17	52	4,3
Lanker See	<2000µm	17	<15	7,7	67	0,29	0,07	4,7	6,5
	<20µm	29	15	20	120	0,67	0,20	34	7,4
Muggesfelder See	<2000µm	12	16	16	130	2,1	0,26	120	8,4
	<20µm	16	17	19	140	3,3	0,5	250	28
Owschlagler See	<2000µm	3,65	4	16	120	1,2	0,17	37	6,2
	<20µm	9	6	31	69	0,65	0,12	29	4,0
Passader See	<2000µm	20	<15	15	110	1,4	0,24	75	5,4
	<20µm	34	21	21	130	0,4	0,14	32	3,1
Pinnsee	<2000µm	20	<15	14	130	1,2	0,16	130	6,3
	<20µm	27	<15	26	300	2,5	0,31	170	10
Postsee	<2000µm	27	16	11	79	0,50	0,14	43	5,9
	<20µm	45	16	21	110	0,50	0,20	32	4,8
Ratzeburger See, nördl. Teil	<2000µm	<10	17	22	99	0,53	0,17	55	4,9
	<20µm	26	6,4	23	96	0,30	0,10	23	2,7
Ratzeburger See, südl. Teil	<2000µm	<10	17	22	99	0,53	0,17	55	4,9
	<20µm	13	14	25	92	0,64	0,16	55	4,3
Schluensee	<2000µm	4,9	38	15	88	0,69	0,12	43	16
	<20µm	10	29	16	72	0,79	0,12	42	16
Schülldorfer See	<2000µm	32	18	34	160	1,5	0,27	65	5,2
	<20µm	31	26	26	210	1,0	0,21	53	4,4
Schwansener See	<2000µm	26	20	13	91	0,67	0,11	25	3,1
	<20µm	41	33	25	96	0,90	0,10	22	3,2
Selenter See	<2000µm	34	15	16	75	0,46	0,07	44	7,4
	<20µm	43	28	14	68	0,40	0,10	43	5,0
Selker Noor	<2000µm	15	15	19	120	0,82	0,15	46	4,5
	<20µm	19	<15	14	130	0,69	0,14	50	3,9
Suhrer See	<2000µm	21	44	36	220	1,8	0,22	99	18
	<20µm	30	30	32	160	1,6	0,16	74	24

Tabelle 16: Bewertung der Spurenmetallgehalte

SEE	Fraktion	BEWERTUNG SPURENMETALLE NACH LAWA UND ARSEN NACH BLMP NORDSEE [mg/kg]							
		Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	As
Waldhusener Moorsee	<2000µm	34	33	90	450	3,3	0,52	310	29
	<20µm	34	36	98	640	0,75	0,48	76	32
Warder See (RD-ECK)	<2000µm	16	15	22	130	2,0	0,23	88	4,3
	<20µm	16	<15	14	130	0,69	0,14	46	3,9
Warder See (SE)	<2000µm	45	27	27	140	0,73	0,19	49	3,1
	<20µm	45	27	23	140	0,70	0,17	44	5,5
Westensee	<2000µm	11	22	18	130	0,66	0,19	61	6,0
	<20µm	11	22	18	110	0,50	0,19	42	3,6
Winderatter See	<2000µm	38	32	41	310	2,1	0,23	41	3,3
	<20µm	38	32	32	250	1,9	0,21	38	3,4
Wittensee	<2000µm	20	18	28	250	2,4	0,25	160	13
	<20µm	20	18	27	170	1,5	0,21	110	19
Mittelwert	<2000µm	25,8	19,4	27,9	174,5	1,37	0,22	75,4	6,9
	<20µm	25,8	19,4	29,8	168,5	1,22	0,23	74,8	9,1
Medianwert	<2000µm	21	20,5	22	135	1,15	0,19	55	6,0
	<20µm	21	20,5	25	140	0,88	0,19	52,5	5,5
Maximum	<2000µm	83	56	140	810	6,3	0,81	310	46
	<20µm	89	40	120	640	6,7	0,80	370	63
Minimum	<2000µm	2,7	4,5	8	49	0,21	0,06	12	1,5
	<20µm	2,7	4,5	8	49	0,21	0,06	12	1,5

Tabelle 17: Bewertung Organochlorpestizide nach ARGE Elbe

SEE	BEWERTUNG ORGANOCHLORPESTIZIDE NACH ARGE ELBE											Summe DDT	HCB
	[µg/kg GESAMTSEDIMENT]												
	α-HCH	β-HCH	Lindan	γ-HCH	Summe HCH	p,p'- DDT	o,p'- DDT	p,p'- DDE	o,p'- DDE	p,p'- DDD	o,p'- DDD		
Arenholzer See	0,2	<0,1	2,6		2,9	0,7		14,6		0,6		15,9	0,86
Großer Segeberger See	0,2	0,5	2,3		3,1	16,0		40,4		65,7		122,0	0,68
Gr. Plöner See, Aschebg. B	<0,1	0,2	0,5		0,7	9,8		36,7		25,3		71,7	0,54
Brahmsee	0,1	<0,1	0,9		1,0	14,8		4,8		1,8		21,4	0,51
Haddebyer Noor	0,12	<0,1	0,3		0,5	20,1		26,9		37,9		84,8	0,48
Garrensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,48
Klütsee	n.n.	n.n.	2,0	n.n.	2,0								0,44
Hemmelmarker See	<0,1	<0,1	1,2		1,3	8,0		3,0		1,9		12,8	0,43
Selker Noor	<0,1	<0,1	0,2		0,3	4,2		12,7		10,9		27,8	0,43
Behler See	<0,1	0,2	0,4		0,7	9,6		10,2		6,4		26,2	0,36
Warder See (RD-ECK)	<0,1	<0,1	0,7		0,8	2,3		7,4		3,2		12,9	0,33
Winderatter See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,31
Großensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	5,6		19		12	4,3	40,9	0,30
Postsee	<0,1	<0,1	0,4		0,5	12,7		2,3		0,7		15,6	0,28
Kleiner Kückensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		2,0		n.n.		2,0	0,27
Grammsee	<1,9	n.n.	n.n.	n.n.	1,0								0,26
Blunker See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,26
Großer Benzer See	n.n.	n.n.	2,2	n.n.	2,2								0,24
Einfelder See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,24
Schülldorfer See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,24
Domsee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		2,9		n.n.		2,9	0,20
Gudower See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		5,9		n.n.		5,9	0,20
Belauer See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		2,0		n.n.		2,0	0,18
Borgdorfer See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		4,7		n.n.		4,7	0,18
Großer Pohsee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		2,1		n.n.		2,1	0,18
Bornhöveder See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		1,2		n.n.		1,2	0,17
Großer Eutiner See	<0,1	<0,1	0,4		0,5	13,7		3,2		1,5		18,4	0,15
Schluensee	n.n.	n.n.	<1,6	n.n.	0,8								0,14
Gr. Plöner See, südl. Teil	<0,1	<0,1	0,2		0,3	4,2		2,6		1,2		8,0	0,13
Suhrer See	n.n.	n.n.	<0,8	n.n.	0,4								0,13
Dobersdorfer See	<0,1	<0,1	0,8		0,9	10,2		2,3		0,7		13,3	0,12
Kleiner Benzer See	n.n.	n.n.	1,1	n.n.	1,1								0,12
Ahrensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		3,9		n.n.		3,9	0,12
Fuhlensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		4,6		n.n.		4,6	0,11
Ratzeburger See, Nord	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		2,9		2,8		5,7	0,09
Bistensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		1,9		n.n.		1,9	0,09
Großer Kückensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		3,3		n.n.		3,3	0,07
Drüsensee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		3,4		n.n.		3,4	0,07
Owslager See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,06
Schwansener See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								0,06
Hegesee	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		8,8		n.n.		8,8	<0,13
Gammelunder See	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.								<0,13
Lanker See	<0,1	<0,1	0,5		0,6	2,0		1,7		0,6		4,3	<0,1
Ihsee	n.n.	n.n.	1,2	n.n.	1,2								n.n.
Bültsee	n.n.	n.n.	<0,8	n.n.	0,4								n.n.
Mittelwert	0,05	0,03	0,48	n.n.	0,51	4,62	n.n.	8,18	n.n.	5,96	0,29	18,9	0,24
Maximum	<1,9	0,5	2,6	n.n.	3,1	20,1	n.n.	40,4	n.n.	65,7	4,3	122,0	0,86
Minimum	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,2	n.n.	n.n.	n.n.	1,2	n.n.

Tabelle 18: Bewertung PCB nach ARGE Elbe

SEE	BEWERTUNG POLYCHLORIERTE BIPHENYLE (PCB) NACH ARGE ELBE [µg/kg GESAMTSEDIMENT]									
	PCB 28	PCB 31	PCB 52	PCB 101	PCB 105	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 156	PCB 180
Haddebyer Noor	4,5		5,3	34,6	1,5	4,9	57,9	33,6	<0,1	28,2
Großer Segeberger See	1,3		2,1	33,9	2,5	4,7	50,2	39,4	3,8	27,7
Selker Noor	2,0		2,5	16,0	1,4	3,2	27,1	18,6	<0,1	13,9
Suhrer See	0,4		1,1	11,0	<1,3	4,3	27	22	1,9	18,0
Borgdorfer See	0,9	0,8	1,6	5,7	<2,6	18	17	15	<3,2	9,8
Großensee	1,4	1,2	1,9	7,1	<2,6	10	17	14	<3,2	8,6
Kleiner Kückensee	0,5	<0,4	0,9	4,8	<1,3	4,0	19	16	<1,6	15
Schüllendorfer See	<0,8	<0,7	1,4	5,5	<2,6	3,7	16	15		
Hegensee	1,0	<0,7	1,2	3,8	<2,6	10	8,7	8,0	<3,2	<5,3
Gudower See	0,8	<0,4	<0,6	4,6	1,3	7,7	9,7	7,8	<1,6	4,6
Großer Plöner See, Asch.	1,1		1,5	6,2	0,8	1,4	11,1	9,1	1,0	5,4
Brahmsee	0,5		0,9	5,2	0,6	0,8	10,4	9,1	1,7	6,9
Dornsee	0,9	0,5	<0,6	2,7	<1,3	3,5	8,3	6,6	<1,6	5,1
Ahrensee	0,5	<0,4	0,7	2,4	<1,3	8,7	5,9	5,2	<1,6	<2,6
Großer Eufiner See	0,7		0,6	3,9	0,3	0,6	8,3	6,7	0,7	4,6
Ratzburger See	0,7	<0,4	<0,6	2,4	<1,3	4,3	6,9	5,6	<1,6	3,9
Garrensee	1,0	1,1	1,2	4,1	<2,6	<2,1	7,4	4,8		<5,3
Warder See (RD-ECK)	1,0		0,9	3,5	0,5	0,7	6,9	6,0	0,6	4,0
Winderatter See	0,5	<0,4	0,8	2,2	<1,3	<2,1	5,6	4,4	<1,6	5,7
Einfelder See	<0,8	<0,7	1,4	3,7	<2,6	2,5	8,0	2,6	<3,2	
Großer Kückensee	<0,4	<0,4	0,9	2,3	<1,3	3,3	6,4	5,4	<1,6	<2,6
Klütthsee	0,9	0,9	1,1	2,7		4,7	4,4	4,0		<5,3
Fuhlensee	0,9	0,5	1,0	2,6	<1,3	1,5	5,8	5,3	<1,6	<2,6
Blunker See	1,0		1,3	3,4	<1,3	<2,1	4,8	4,4	<1,6	2,6
Belauer See			<1,1	<1,7	<2,6	7,1	2,7	2,5	<3,2	<5,3
Bornhöveder See	0,5	<0,4	<0,6	1,6	<1,0	5,5	4,6	3,8	<1,6	<2,6
Behler See	0,7		0,7	3,9	0,4	0,5	5,3	4,9	0,5	3,0
Bisensee	<0,4	<0,4	<0,6	1,3	<1,3	4,7	4,0	3,4	<1,6	<2,6
Hemmelmarker See	0,3		0,5	2,1	0,3	0,8	4,8	4,2	0,4	2,3
Großer Plöner See, Süd	1,0		0,7	1,9	<0,1	<0,1	4,1	3,2	0,7	2,5
Grammsee	0,9	0,8	<1,1	2,4		<2,1	3,5	1,8		<5,3
Schluensee	0,8	0,7	<1,1	2,0		3,0	2,7	2,8		
Gammelunder See			<1,1	1,8		5,6	2,4	2,3		
Großer Benzer See	<0,8	0,7	<1,1	1,9		3,9	2,5	2,4		
Arenholzer See	0,3		0,3	1,9	<0,1	0,4	3,1	3,2	0,1	2,7
Drüsensee	0,4	<0,4	<0,6	1,0	<1,3	3,6	2,3	2,0		<2,6
Postsee	0,6		0,4	2,0	<0,1	0,5	2,5	2,3	0,3	1,8
Großer Pohlsee	<0,4	<0,4	<0,6	<0,8	<1,3	2,7	1,8	1,7	<1,6	<2,6
Dobersdorfer See	0,6		0,5	1,5	0,2	0,5	2,1	1,7	0,2	1,0
Lanker See	0,5		0,5	1,0	0,2	<0,1	1,5	1,4	<0,1	0,6
Kleiner Benzer See	0,4	<0,4	<0,6	1,0	<1,1	<1,1	1,3	1,3		
Owslager See				<0,8				1,8		<2,6
Bültsee		1,0		<0,8			<1,2	<1,2		
Ihsee				<0,8			<1,2	<1,2		
Schwansener See				<0,8				<1,2		
Mittelwert	0,7	0,38	0,86	4,31	0,62	3,25	8,94	7,03	0,67	4,48
Maximum	4,5	1,2	5,3	34,6	2,5	18,0	57,9	39,4	3,8	28,2
Minimum				<0,8				<1,2		

