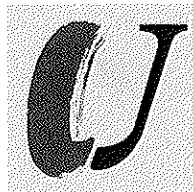


Studien und Tagungsberichte  
Band 22

**Schadstoffbelastung  
von Böden im Nationalpark  
„Unteres Odertal“ vor und nach  
dem Oderhochwasser 1997**



LANDESUMWELTAMT  
BRANDENBURG



*Publikation*

*auf der Grundlage einer Diplomarbeit im Fach Physische Geographie am Institut für Geographie und Geoökologie der Universität Potsdam mit dem Thema:*

*Schadstoffbelastung von Böden im Nationalpark „Unteres Odertal“ vor und nach dem Oderhochwasser 1997*

*Diplomgeographin Claudia Bethwell  
Potsdam, 1999*

*Gutachter: Prof. Dr. H.-R. Bork, Institut für Geoökologie der Universität Potsdam  
Dr. J. Tessmann, Abteilung Ökologie und Umweltanalytik des Landesumweltamtes Brandenburg*

*Datengrundlage:*

*Landesumweltamt Brandenburg*

*Abteilung Ökologie und Umweltanalytik*

*Dr. sc. Süßenbach, Dipl.-Geol. R. Behrend, Dipl.-Chem. E. Klost, Dr. R. Donau, Dr. B. Wronski, Dr. J. Tessmann*

*Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V. Müncheberg*

*Dr. W. Hierold, Dr. A. Höhn im Rahmen des vom LUA geförderten F+E-Vorhabens „Regionale Kennzeichnung und Bewertung der Schadstoffbelastung von Überschwemmungsgebieten zur Landnutzungsplanung am Beispiel des Nationalparks „Unteres Odertal“.*

**Studien und Tagungsberichte, Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg  
ISSN 0948-0838**

**Herausgeber:**

Landesumweltamt Brandenburg (LUA)

Berliner Str. 21-25

14467 Potsdam

Tel.: 0331-23 23 259 Fax.: 0331-29 21 08

e-mail: [infoline@munr-lua-p-b.brandenburg.de](mailto:infoline@munr-lua-p-b.brandenburg.de)

**Band 22**

**Schadstoffbelastung von Böden im Nationalpark „Unteres Odertal“ vor und nach dem Oderhochwasser 1997**

**Redaktion**

LUA Brandenburg, Abteilung Ökologie und Umweltanalytik, Referenzlabor für Boden- und Abfalluntersuchungen

Potsdam, Oktober 1999

Gesamtherstellung: druckpunkt Birkenwerder GmbH

Schutzgebühr: 15 DM

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Landesregierung Brandenburg herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung. Nachdruck - auch auszugsweise - nur mit schriftlicher Genehmigung des Herausgebers.

Studien und Tagungsberichte  
Band 22

**Schadstoffbelastung  
von Böden im Nationalpark  
„Unteres Odertal“ vor und nach  
dem Oderhochwasser 1997**



LANDESUMWELTAMT  
BRANDENBURG



# Inhalt

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>Forschungsstand</b>	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>Untersuchungsgebiet</b>	<b>6</b>
3.1	Das Untere Odertal	6
3.1.1	Geologie und anthropogen bedingte Beeinflussung des Untersuchungsgebietes	6
3.1.2	Boden	9
3.1.3	Wasserhaushalt und landwirtschaftliche Nutzung	9
3.1.4	Vegetation und Tierwelt	10
3.1.5	Die Bedeutung und Unterschützstellung des Unteren Odertales	11
3.1.6	Gewässergüte	11
3.2	Einordnung der Transekte	12
<b>4</b>	<b>Das Sommerhochwasser 1997</b>	<b>16</b>
<b>5</b>	<b>Beschreibung und Bedeutung der untersuchten Parameter des Bodens</b>	<b>19</b>
5.1	Allgemeine physikalische und chemische Parameter	19
5.2	Anorganische Schadstoffe	21
5.3	Organische Schadstoffe	24
<b>6</b>	<b>Methoden</b>	<b>29</b>
6.1	Standortauswahl, Standortkennzeichnung und Probenahmen	29
6.2	Untersuchte Parameter und Labormethoden	30
6.3	Methoden der statistischen Auswertung	33
<b>7</b>	<b>Darstellung und Diskussion der untersuchten Parameter</b>	<b>35</b>
7.1	Darstellung und Diskussion allgemeiner Bodenparameter	35
7.2	Darstellung und Diskussion der anorganischen Schadstoffe	43
7.3	Darstellung und Diskussion der organischen Schadstoffe	54
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick</b>	<b>65</b>
<b>9</b>	<b>Quellenverzeichnis</b>	<b>68</b>
9.1	Literatur	68
9.2	Normen	71
9.3	Karten	71
9.4	Datenherkunft (Tabellen und Abbildungen)	72

# 1 Einleitung

Böden sind, als „...der oberste, belebte, durch Humus- und Gefügebildung, Verwitterung und Mineralbildung sowie Verlagerung von Zersetzungs- und Verwitterungsprodukten umgestaltete Teil der Erdkruste“ (BLUME 1992, 1), Bestandteile von Ökosystemen. Sie erfüllen vielfältige Funktionen, z. B. als Naturkörper, Pflanzenstandort, Lebensraum von Organismen, Grundwasser- bzw. Gewässerregulator und -filter (BLUME 1992, 130). Vielfältige anthropogene Eingriffe in den Naturhaushalt können direkt oder indirekt zu Verlusten, Veränderungen bzw. Beeinträchtigungen dieser Funktionen führen. Es kommt durch solche Eingriffe zum Entblößen oder Begraben von Böden (beides z. B. durch Erosionsvorgänge), zum Entwässern (Melioration), Verdichten (Befahren) und Versauern, um nur einige Vorgänge zu nennen (BLUME 1992, 130). Von großer Bedeutung ist daneben auch die Kontamination der Böden, vor allem mit Organica und Anorganica. Böden stellen insbesondere für Luftverschmutzungen Schadstoffsinken dar, aber ein Schadstoffeintrag kann auch auf anderem Weg erfolgen, z. B. durch Klärschlamm und Abfallentsorgung. Zahlreiche Schadstoffe werden darüber hinaus in gelöster oder partikulär gebundener Form von Flüssen mitgeführt oder sind zeitweilig in den Sedimenten der Flüsse festgelegt.

Die von den Flüssen überschwemmten Gebiete sind deshalb sehr häufig höher mit Anorganica und Organica belastet, als umliegende Vergleichsflächen. So können nach BLUME (1992, 294) Flusssedimente industriereicher Einzugsgebiete stark mit toxischen Metallen belastet sein und durch Überschwemmung von Niederungen zu Bodenbelastungen führen. Stoffliche Belastungen beanspruchen die Böden vor allem in ihrer Puffer-, Filter- und Transformatorfunktion. Ist die einwirkende Belastung im konkreten Fall größer als diese Funktionen verkraften, d.h. die Belastbarkeit wird überschritten, kann der Boden in seinen Funktionen als Naturkörper, Pflanzenstandort, Lebensraum von Organismen und Filter für das Grundwasser in Frage gestellt sein. Deshalb ist die Untersuchung der stofflichen Belastung von Böden in Niederungsgebieten von Bedeutung.

Das Sommerhochwasser der Oder im Jahr 1997 führte in seinem Verlauf zu zahlreichen Schäden und letztlich konnten auch nachteilige Entwicklungen hinsichtlich der Schadstoffbelastung der überfluteten Böden nicht ausgeschlossen werden. Aus diesem Grunde erteilte der Präsident des Landesumweltamtes Brandenburg der Abteilung Ökologie und Umweltanalytik den Auftrag zur Klärung dieses Sachverhaltes. In enger Zusam-

menarbeit mit dem Referat für Boden- und Abfalluntersuchungen entstand das Konzept für die vorliegende Diplomarbeit.

Den Untersuchungen im Rahmen dieser Diplomarbeit vorausgegangen waren die durch das Landesumweltamt Brandenburg, Abteilung Abfallwirtschaft, Altlasten und Bodenschutz, initiierten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Regionale Kennzeichnung und Bewertung der Schadstoffbelastung von Überschwemmungsflächen zur Landnutzungsplanung am Beispiel des Nationalparks Unteres Odertal“ (HÖHN u.a. 1998) sowie „Bodennormwerte für das Land Brandenburg - organische Schadstoffe und Schwermetalle“ (MÖLLER u.a. 1998).

Die innerhalb oben genannter Projekte, mit deren Durchführung das Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V und die Agrar- und Umweltanalytik GmbH Jena beauftragt waren, vor dem Oderhochwasser im Juli 1997 erhobenen Daten bildeten die Grundlage für die Beurteilung des Einflusses des Oderhochwassers 1997 auf den Schadstoffgehalt von Böden im Nationalpark „Unteres Odertal“. Als mögliche Veränderungen waren neben einem Ein- bzw. Austrag auch die Umlagerung von Schadstoffen innerhalb der Polderflächen, z.B. von höhergelegenen Standorten in die Senkenpositionen denkbar. Letztendlich war auch möglich, dass keine Veränderungen in der Schadstoffbelastung der Böden durch das Hochwasser nachgewiesen werden können.

Als Schadstoffgruppen wurden in der vorliegenden Arbeit Schwermetalle und eine Auswahl organischer Schadstoffe untersucht. Der zeitliche Vergleich der Belastung der Böden bezog sich auf o.g. Untersuchungen vom Juli 1997, die kurz vor dem Hochwasser stattfanden und auf Untersuchungen, die nach dem Rückgang der Überflutungen im November 1997 durchgeführt wurden. Der Vergleich wurde mittels statistischer Auswertung der Daten und plausibler Erklärungen für die einzelnen Schadstoffgruppen vorgenommen. Es wurde darüber hinaus untersucht, ob es Unterschiede im Verhalten zwischen den Standorten, die durch verschiedene Höhenlagen und Bodenmilieus geprägt sind, gab.

## 2 Forschungsstand

Es gibt zahlreiche Untersuchungen, die sich mit der Schadstoffproblematik in Böden auseinandersetzen, so dass hier nur eine Auswahl vorgenommen werden kann.

Besonders gut untersucht sind in diesem Zusammenhang die Schwermetalle. Einerseits wurden ihre Eintragspfade in die Böden untersucht (SAUERBECK 1986, 59-72; KÖNIG 1986, 239-247; BRÜNE 1986, 85-102). Andererseits spielten in vielen Untersuchungen die Sorption und Verlagerung von Schwermetallen sowie deren Einflussgrößen eine Rolle. Als Beispiele seien genannt: HERMS und BRÜMMER (1984, 400-424); BRUEMMER u.a. (1986, 382-398); KÖNIG u.a. (1986, 68-82); und die Dissertationen von GERTH (1985) und FILIUS (1993). Sehr unterschiedliche Forschungsergebnisse zu den Aspekten der Schwermetalle in Böden, Paläoböden, Flusssedimenten, Mooren und anthropogenen Aufschüttungen behandelten die *Düsseldorfer Geographischen Schriften* 31 (1993), von denen auf einzelne Artikel näher eingegangen wird. Diese sind unter ihrem Einzeltitel im Quellenverzeichnis aufgeführt.

Mit der Verbesserung der analytischen Möglichkeiten fanden auch die organischen Schadstoffe größere Beachtung. Die Schadstoffeinträge wurden unter anderem von FÜHR u.a. (1986, 73-84) und BRÜNE (1986, 85-102) untersucht und dargestellt. Mit nur einer Art des Eintrages, der Klärschlammabwendung, befasste sich KAMPE u.a. (1988, 507-532). Mit der Adsorption verschiedener umweltrelevanter organischer Chemikalien befasste sich MÜLLER-WEGENER (1983, 111-119). Da die organischen Schadstoffe jedoch in ihrem Verhalten sehr heterogen sind, können ihre Eigenschaften und ihr Verhalten in Böden besser mit Einzeluntersuchungen für die jeweilige Stoffgruppe beschrieben werden. Über die PCB liegen beispielsweise Untersuchungen von SCHARPENSEEL u.a. (1977, 285-316) vor. Auch über die sehr toxischen PCDD/F ist eine Reihe von Untersuchungen durchgeführt worden, z.B. die Dissertation von HÜLSTER (1994). Aus der Schriftenreihe "Chemie+Fortschritt" befasste sich das Heft 1/1985 mit "Dioxin in der Umwelt", aus dem einzelne Artikel im Quellenverzeichnis wiedergegeben sind. Versuche zur Adsorption und zum mikrobiellen Abbau von PAK wurden in der Dissertation von WEFER-ROEHL (1994) vorgestellt.

Sehr viele umfangreiche Untersuchungen befassten sich mit Schadstoffen in Flusssedimenten. Diese sind für die Schadstoffe der Auenböden von Bedeutung, auch wenn nicht einfach vom Schadstoffgehalt der

Sedimente auf den der Auenböden geschlossen werden kann. Einige Dissertationen zu diesem Thema sind von TRUCKENBRODT (1997, zu: Schwermetallen in Saalesedimenten), SCHENK (1994, zu: Schwermetallen in Wuppersedimenten), DAUS (1996, zu: Schwermetalle in regionalen Flusssedimenten im Industriegebiet Halle-Leipzig-Merseburg), SCHÖNFISCH (1990, zu: Schwermetalle in Sedimenten von Main und Oberrhein), und GHUMA (1995, zu: Schwermetalle und Phenole in Saalesedimenten) angefertigt worden. Die Arbeit von LICHTFUß u.a. (1981) betrachtet die Schwermetalle in Sedimenten der norddeutschen Flüsse Elbe, Eider, Trave und Schwentine. In den Untersuchungen von SCHENK (1994) und SCHÖNFISCH (1990) wurden nicht nur aktuelle Sedimente, als Ablagerungen, die direkt aus dem Flussbett entnommen wurden, untersucht, sondern auch Auensedimente als abgelagerte Hochflutsedimente. Daran wird eindeutig der Bezug zu den Auenböden sichtbar.

Ein Teil der Arbeiten zur Schadstoffproblematik beschäftigte sich mit Schadstoffen in Auenböden.

Besonders intensiv waren die Forschungen zur Schadstoffbelastung in Böden von Hochwasserüberflutungsflächen des Rheins. Sie wurden in einer Literaturstudie von MÜLLER u.a. (1992) zusammengestellt und vergleichend ausgewertet. Die in verschiedenen Untersuchungen betrachteten Böden (i.d.R. wurde der obere Bodenhorizont oder die Bodentiefe 0-10 cm untersucht) wurden auf Gehalte an verschiedenen Schwermetallen, PAK, PCB, einigen Chlorpestiziden und PCDD/F analysiert. Danach gelangt der Hauptanteil der Schadstoffe anthropogen ins Rheinwasser, wird von diesem gelöst oder an Schwebstoffe gebunden transportiert und anschließend sedimentiert. Bei Hochwasser werden die Sedimente erodiert und auf die Überschwemmungsgebiete verlagert. Besonders der Vergleich der Schwermetallgehalte von Böden innerhalb der Überschwemmungsgebiete (Überschwemmungsflächen) und denen außerhalb (Kontrollflächen) ergab eine höhere Belastung durch die Überflutungen (Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz). In Nordrhein-Westfalen wurden die Gehalte von Überschwemmungsgebieten mit einer Grundbelastung verglichen und die Überschwemmung als Belastungsursache als hoch gewertet. Die Schwermetallgehalte der Sedimente und mit ihr die der überschwemmten Böden, nehmen stromabwärts zu. Diese beiden Tendenzen gelten auch für PAK, PCB, DDT und PCDD/F, wobei aber für die PCB und das DDT in einzelnen Kontrollflächen höhere Gehalte gemessen wurden, als in den Überschwemmungsflächen. Die höhere organische

Belastung in den Böden der Überschwemmungsflächen war besonders unter Grünlandnutzung deutlich.

Die Rheinauen bei Neuss wurden von BECK (1993, 43-65) in allen Bodenhorizonten auf einige Schwermetalle untersucht. Neben unterschiedlichen Phasen der Akkumulation, die hier aus den verschiedenen stark belasteten Horizonten als Erklärung abgeleitet wurden, konnten tiefelegene Bereiche höchster Belastungen als Sedimentationsmulden erkannt werden. In der nahegelegenen Urdenbacher Rheinaue wurden von SCHENK u.a. (1993, 11-41) entlang verschiedener Längsprofile Oberflächenproben und stichprobenartig Unterbodenproben auf einige Schwermetalle untersucht. Mit zunehmender Geländehöhe, d.h. seltener Hochwasserbedeckung, wurden geringere Schwermetallgehalte vorgefunden. Die Unterböden waren im Gegensatz zu den Rheinauen bei Neuss stets geringer belastet als die Oberböden. Die Schwermetallgehalte korrelierten kaum mit den Gehalten an Ton und Schluff, dagegen mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff umso mehr. Als Ursache wurde genannt, dass die Schwermetalle im mäßig sauren bis sauren pH-Bereich eher durch schwerlösliche Humusstoffe als durch mineralische Bodenkomponenten festgelegt werden. Weitere mögliche Ursachen der geringen Korrelation der Schwermetallgehalte mit dem Gehalt an Tonmineralien wurden in der schon von SCHÖNFISCH (1990) festgestellten milieubedingten Ablagerung, gesehen. In häufig vernässten Sedimenten führen reduzierende Bedingungen darüber hinaus zur Bildung schwer löslicher Sulfide und organometallischer Komplexe.

Auch die Analyse der Schwermetallgehalte, die von HEUSCH (1997) in der Siegaue durchgeführt wurde, ergab für hochwasserbeeinflusste Böden erhöhte Gehalte in den Oberböden, die die Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) überschreiten und auf den Bergbau und dessen Abraumhalden im Ober- und Mittellauf der Sieg zurückgeführt wurden. Die Untersuchungen zur Umweltbelastung im Kreis Merseburg (BRÜCKNER u.a. 1993, 67-79) in Sachsen-Anhalt zeigten sowohl im Saalesediment als auch in Auenböden erhöhte Schwermetallgehalte, besonders nach den Einleitequellen der Chemischen Werke LEUNA und BUNA. Dort wurden Metalle z.B. als Katalysatoren in der Kunststoffproduktion eingesetzt. Ein atmosphärischer Eintrag der Schwermetalle in die Auenböden konnte ausgeschlossen werden. Die Bodenproben aus dem Auengebiet waren höher belastet als Proben außerhalb des Überschwemmungsbereiches und ihre Gehalte differenzierten sich noch nach der Höhenlage der Probenahmestandorte. Das wurde mit der unterschiedlichen Überflutungshäufigkeit der Standorte erklärt. Die Gehalte in den Böden der Saaleaue entsprachen weitgehend den Konzentrationen in den Böden der Urdenbacher Rheinaue.

In den Böden der Pevestorfer Elbaue im Kreis Lüchow-Dannenberg konnte MIEHLICH (1983, 75-89) sehr hohe Schwermetallanreicherungen im Boden feststellen, insbesondere bei den Bodentypen Auennassgley und Auenanmoorgley. Die Zunahme der Gehalte zur Oberfläche der Böden hin erklärte er mit einer ansteigenden Schadstoffbelastung der sedimentierten Schlicke. Er schätzte natürliche Gehalte der Böden und Sedimente aus vorangegangenen Untersuchungen ab, berechnete anschließend Anreicherungsfaktoren der Auenböden und konnte so zeigen, dass das Vordeichland dieser Elbaue eine Schwermetallsenke darstellt, vor allem, weil belasteter Schlick bei niedrigen Hochwasserständen abgelagert wird und anschließend durch die Vegetation so stabilisiert werden kann, dass er vor Abtragung geschützt ist. Die natürlichen Gehalte definierte HINTZE (1982, 95-104) als Gehalte vorindustriell abgelagerter Sedimente. Er untersuchte sie für das Gebiet der Unterelbe, die seit ca. 800 Jahren eingedeicht ist und deren Aue damit einer weiteren Sedimentation entzogen ist, mit Hilfe von Tiefenprofilen und deren Stratifizierung.

Unter den von TEBAAY (1994) in seiner Dissertation untersuchten Böden Nordrhein-Westfalens befanden sich auch Böden der Siegaue bei Hennef. In ihnen analysierte er unter anderem den Gehalt an PAK. Er stellte mit zunehmender Entfernung vom Fluss (und abnehmender Strömungsgeschwindigkeit) auch zunehmende Gehalte an PAK in den Böden fest. Die hinter einem Deich liegende Fläche war dagegen sehr viel weniger mit PAK belastet, so dass der Eintrag eindeutig aus dem Fluss erfolgte.

Der Nachweis von Schadstoffeinträgen durch Überflutungen in verschiedenen Auen erfolgte in den aufgeführten Untersuchungen in der Regel über einen Vergleich von überschwemmten und nichtüberschwemmten Gebieten die in räumlicher Nähe zueinander lagen und ähnliche Bodennutzung aufwiesen. Eine andere Herangehensweise bei den Schwermetallen war die, einen natürlichen Gehalt an diesen Elementen zu definieren und abzuschätzen, um ihn daraufhin mit den Gehalten der untersuchten Böden zu vergleichen.

Eine dritte Möglichkeit der Abschätzung der Schadstoffbelastung einer Überflutungsfläche ergibt sich aus einer Untersuchung von ENGELHARDT und KRÜGER (1997, 14-17) im Unteren Odertal. In dieser wurde der Stoffrückhalt einer Polderfläche über Messungen im Zu- und Abfluss der Polder für unterschiedliche Überflutungsereignisse bilanziert. Die Bilanzierung erfolgte bisher nur für Schweb- und Nährstoffe, nicht für Schadstoffe.

# 3 Untersuchungsgebiet

## 3.1 Das Untere Odertal

Das Untere Odertal (Abb. 1 und 2) ist eine der letzten naturnahen bis natürlichen Flussauenlandschaften Europas. Als solche liegt es zwischen Hohensaaten und Szczecin, im südlichen deutschen Teil zwischen der westlichen Hohensaaten-Friedrichthaler-Wasserstraße und der östlichen Stromoder und im nördlichen polnischen Teil zwischen der Westoder und der Ostoder. Das Gefälle der Oder im Unteren Odertal ist sehr gering (GROSSER 1994, 9).

Im Tal selbst besteht aufgrund der anthropogenen Eingriffe ein leichtes Gefälle von der Ostoder zur Hohen-

saaten-Friedrichthaler Wasserstraße (MÖNNINGHOFF 1997, 28). Der südliche Teil kann als naturnahe Flussaue charakterisiert werden. Er wird durch extensive Grünlandnutzung der Poldergebiete geprägt. Die ökologische Vielfalt ergibt sich zum Teil auch aus der Nutzung dieser alten Kulturlandschaft. Die endgültige Sicherung für einen umfassenden Natur- und Landschaftsschutz wurde nach dem Gesetz zur Errichtung eines Nationalparks "Unteres Odertal" (NatPUOG) vom 27. Juni 1995 erreicht. Im nördlichen Teil sind die vorhandenen Polder und ihre wasserbaulichen Anlagen seit 1945 nicht mehr genutzt worden. Es bildete sich sekundär eine natürliche Flussauenlandschaft heraus. Sie wird als "Zwischenstromland" bezeichnet und als Landschaftspark geschützt. Das Odertal wird vielerorts von Hochflächen begrenzt, die in steilen Hängen zum Tal abfallen.

### 3.1.1 Geologie und anthropogen bedingte Beeinflussung des Untersuchungsgebietes

Die geologische Entwicklung (Abb. 3) und anthropogene Prägung des Unteren Odertales vollzog sich im ausgehenden Pleistozän und nachfolgenden Holozän. Als Teil des gesamten Odersystems hat das Untere Odertal, gemeinsam mit dem Oderbruch, dem Frankfurter Odertal und den Oderabschnitten bis zur Querung der Oder mit der Brandenburger Eisrandlage, gegenüber den flussaufwärts folgenden Odertälern eine zeitlich eigene Talentwicklung (BROSE 1988, 3).

Diese Talentwicklung kann man verallgemeinernd als eine Umwandlung des hoch- und spätweichselzeitlichen Entwässerungssystems in das heutige holozäne Flusssystem bezeichnen. Sie verlief nach LIEDTKE (1981, 108 ff) in verschiedenen Phasen, in Abhängigkeit des Rückzuges des Inlandeises von seiner jeweiligen Randlage.

Detaillierte Untersuchungen von LIEDTKE (1961 und 1981; 74-76, 108-116, 131-140) ergeben eine Chronologie der Talentwicklung des Unteren Odertales und des eng mit ihm verknüpften Oderbruches:

1. Das Inlandeis dehnte sich im mitteleuropäischen Tiefland vor ca. 20.000 Jahren bis zum Brandenburger Stadium aus, und zerstörte damit alle bisherigen Entwässerungssysteme. Anschließend erfolgte der Rückzug des Eises zur Stillstandslage des Frankfurter Stadiums. Während beider Stadien war das Gebiet des heutigen Unteren Odertales und des Oderbruches noch vom Inlandeis bedeckt. Der von Süden

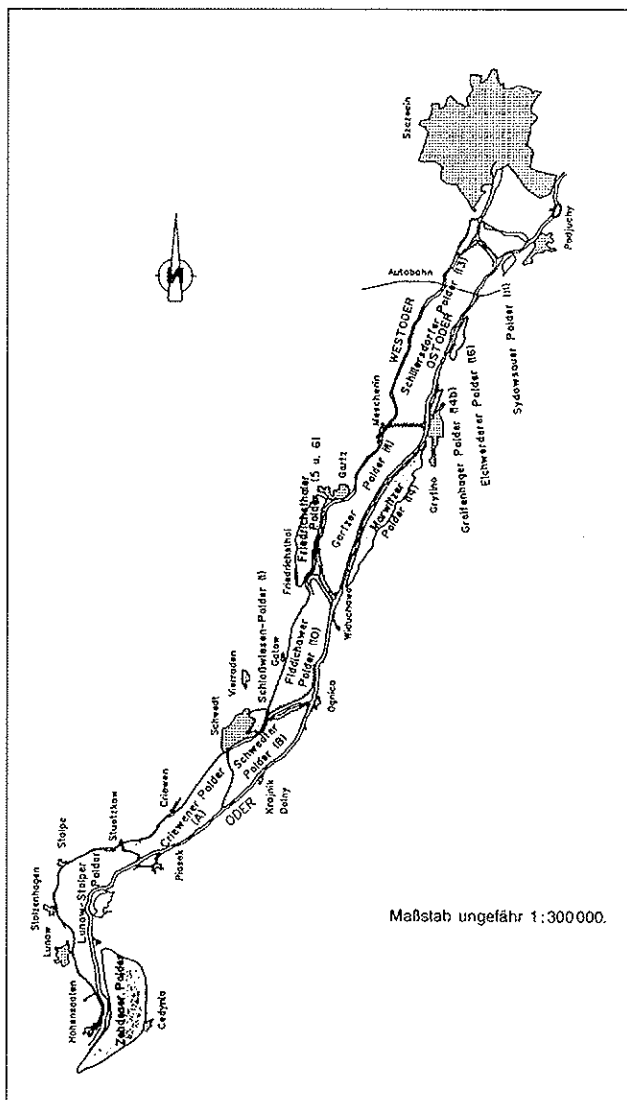
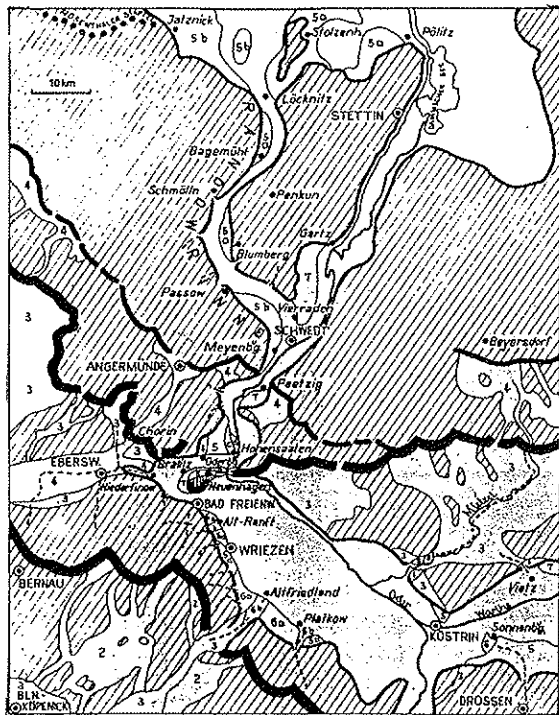


Abb. 1: Das bei den Regulierungsarbeiten Anfang des 20. Jahrhunderts entstandene Poldersystem des Unteren Odertales



kommende Abfluss der Oder wurde zunächst vom Glogau-Baruther Urstromtal und später vom Warschau-Berliner Urstromtal in westlicher Richtung in die Elbe transportiert.

2. Das Oderbruch wurde durch vorrückendes Inlandeis ausgehobelt und das Material am südlichen Ende des Oderbruches aufgeschüttet. Über den genauen Zeitpunkt besteht Unklarheit.
3. Ausgelöst durch das Blankenburg Interstadial, zog sich das Inlandeis zur Eisrandlage des Pommerschen Stadiums zurück. Der Pommerschen Eisrandlage wird kein eigenes durchgehendes Urstromtal zugeordnet. Östlich der Oder wurde das aktive Urstromtal schon nach Norden verlagert und die Schmelzwässer flossen über Thorun und anschließend über das heutige Netze- und Warthetal ab. Westlich der Oder war das Thorn-Eberswalder Urstromtal noch nicht durchgehend vorhanden. Die aus dem Warthetal kommenden Schmelzwässer flossen über die Frankfurter Rinne immer noch in das Warschau-Berliner Urstromtal. Unabhängig davon wurde dieses Urstromtal auch von der Abflussbahn über das Rote Luch bei Buckow erreicht. Diese führte die Schmelzwässer ab, die vom östlichen Oderbruch zuströmten. Bei Eberswalde begann eine eigene Abflussbahn direkt nach Westen in die Havel. Die drei voneinander unabhängigen Abflussbahnen konnten den Moränenzug des Frankfurter Stadiums



- |  |                                 |  |                       |
|--|---------------------------------|--|-----------------------|
|  | Diluviale Hochflächen           |  | Clayförmige Einbauten |
|  | Haupteisrandlagen               |  | Talkanten             |
|  | Zwischeneisflächen              |  | Periglazialtüber      |
|  | Bännterterrassen von Neuenhagen |  |                       |

2. Saender der Frankfurter Phase (Zeit des Warschau-Berliner Urstromtals)
3. Saender der Pommerschen Hauptphase (Zeit der Pommerschen Entwässerungsbahnen)
4. Saender der Pommerschen Zerfallphase (Zeit des Thorn-Eberswalder Urstromtals)
5. Reste des Netze-Randow Urstromtals und der periglazialen Über
  - a. Bei Neuenhagen in 32 m NN } Netze-Randow Urstromtal
  - b. Bei Neuenhagen in 20 m NN
  - c. Bei Neuenhagen in 17 m NN } periglaziale Terrassen
  - d. Bei Neuenhagen in 12 m NN
6. Periglaziale Schwammkugel, ungliedrig
  - a. Höhere Stufe der periglazialen Schwammkugel
  - b. Tiefere Stufe der periglazialen Schwammkugel
7. Flächen ohne Gliederungsmöglichkeit, stark tafeligesteuert

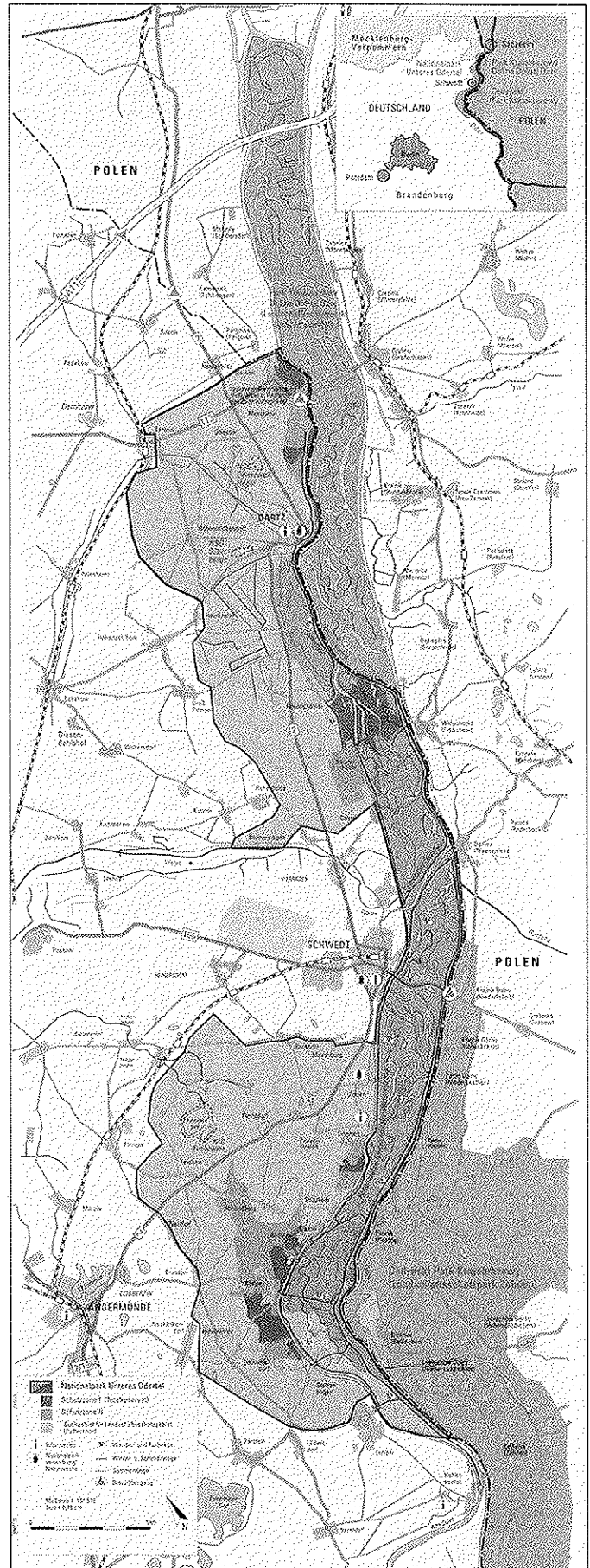


Abb. 2: Der Nationalpark "Unteres Odertal"

Abb. 3: Die quartärgeologischen Verhältnisse des Unteren Odertales

so durchbrechen ("Thorn-Berliner Urstromtal"). Neiße und Bober mündeten zur Zeit des Pommerschen Stadiums schon als Nebenflüsse in die Oder. Während der Pommerschen Eisrandlage hatte die Oder die Endmoränen des Frankfurter Stadiums bei Frankfurt noch nicht durchbrochen und floss deshalb gemeinsam mit dem Schmelzwasser im Thorn-Berliner Urstromtal ab. Das Oderbruch war während dieser Zeit toteisgefüllt.

4. In der Pommerschen Zerfallsphase bildete sich zunächst die Angermünder Staffel heraus. Erst jetzt bestand ein durchgehendes Thorn-Eberswalder Urstromtal. Die aus dem Warthetal von Osten kommenden Schmelzwässer flossen über das Beckentoteis im Oderbruch hinweg. Von Norden durchbrachen im Unteren Odertal die Schmelzwässer die Raduhner Endmoräne (gleichalt wie die Angermünder Staffel) und flossen dem Thorn-Eberswalder Urstromtal zu. Dieses verließ bei Niederfinow das Oderbruch und querte anschließend die Havel, um über das Rhinluch die Elbe bei Havelberg zu erreichen. Beim weiteren Rückzug des Eises auf die Gerswalder und die Rosenthaler Staffel wurden die Zuflussbahnen des Schmelzwassers zum Urstromtal immer länger. Dabei flossen die Schmelzwässer vom jeweiligen Eisrand nach Südwesten auch durch das Untere Odertal.
5. Im weiteren Verlauf (Spätpommersche Phase) zog sich das Inlandeis bis zur Velgaster Staffel zurück. Das Untere Odertal war bereits eisfrei. Die Odermündung ins Stettiner Haff wurde aber noch vom Inlandeis der Velgaster Staffel bedeckt. Das untere Weichseltal war ebenfalls noch eisbedeckt und von Endmoränenzügen gequert. Die Randowrinne war eisfrei. Die aus dem Netze- und Warthetal zuströmenden Schmelzwässer flossen deshalb über das Oderbruch ins Untere Odertal. Dieses verließen sie bei Schwedt, um in der Randowrinne nach Norden der Ückerländer Heide zuzufließen. Von dort konnten sie über das Mecklenburgische Grenzthal einen Abfluss zur Nordsee finden (Netze-Randow Urstromtal).
6. Das Eis taute nun auf die letzte Eisrandlage der Spätpommerschen Phase, die Nordrügensche Staffel, zurück. Zu dieser Zeit existierte in der Ückerländer Heide ein Haffstausee. Das Netze-Randowtal tiefte sich stark ein, da sich die lokale Erosionsbasis im Haffstausee senkte.
7. Im weiteren Verlauf des Inlandeistrückganges wurde das Stettiner Haff eisfrei. Die Schmelzwässer aus dem Netze- und Warthetal flossen jetzt über das Untere Odertal und über das Stettiner Odertal der Ückerländer Heide zu. Das Randowtal hatte seine Funktion verloren. In der Frankfurter Endmoränenlandschaft kam es zum Tieftauen von Toteis. Die Oder floss nun durch das Frankfurter Odertal, das eisfreie Untere Odertal und durch das Stettiner Odertal.
8. Als auch das Untere Weichseltal eisfrei wurde, führ-

ten das Untere Odertal und das Stettiner Odertal nur noch das von Süden kommende Oderwasser.

9. In der Älteren Tundrenzeit taute das Toteis im Oderbruch aus. Die Uroder schnitt sich 20 m in den Odermündungsraum ein und hat sich auf die Erosionsbasis im Baltischen Eisstausee eingestellt. In das Oderbruch wurden periglaziäre Schwemmkegel eingeschüttet.

Im Weichselspätglazial und Holozän wurde der Mensch zunehmend zum steuernden Faktor der Auenentwicklung des Unteren Odertales. Während der Phasen besonders intensiver Rodungen oder klimatischer Veränderungen kam es zu verstärkter Auenaufröschung, teilweise auch zu Flusslaufverlegungen und zu Dünen- und Flugsanddeckenbildungen. Die Entwicklung der Aue als bevorzugtes Siedlungsgebiet lässt sich nach BROSE (1988, 119-138) wie folgt gliedern:

1. Paläolithische/mesolithische Nutzung der Aue durch Sammler, Jäger und Fischer (ausgehendes Spätglazial, Alt- und Mittel-Holozän),
2. neolithischer Beginn von Ackerbau und Viehzucht (jüngeres Atlantikum),
3. bronzezeitliche Intensivierung der Landwirtschaft und verstärkter Gewinn von Acker- und Siedlungsflächen (Subboreal),
4. Verdrängung von Siedlungen aus der Aue durch sehr feuchtes Klima und ansteigende Wasserspiegel, etwa um 300 v.u.Z. in der Eisenzeit (Subatlantikum),
5. wiedereinsetzende Besiedlung um 200 u.Z. während der römischen Kaiserzeit (Subatlantikum),
6. Aufgeben der Siedlungen in der Völkerwanderungszeit um ca. 500 u.Z. und gleichzeitige Bewaldung der Aue,
7. Einwanderung slawischer Stämme verbunden mit Rodungen, Burgen- und Brückenbau und Aufgabe der Siedlungen um 1200 u.Z., ausgelöst durch allgemeinen Wasseranstieg.
8. Seit der frühdeutschen Einwanderung kam es bis zum 30-jährigen Krieg zur verstärkten landwirtschaftlichen Nutzung, zur Mühlenstaubildung, zum Holzeinschlag für Siedlungsbau und zum Kanalbau.
9. Nach Ende des 30-jährigen Krieges wurde die unterbrochene Entwicklung fortgesetzt und industriell forciert. Der Höhepunkt der Entwaldung wurde im Jahr 1750 erreicht. Hervorzuheben ist die Regulierung des Oderbruchs und die nachfolgenden Deichbauten ebenfalls um 1750. Voraussetzung war ein neu angelegtes Oderbett zwischen Güstebiese und Hohensaaten.
10. Anfang des 20. Jahrhunderts (1906 bis 1931) wurde die Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße als ein Oderseitenkanal gebaut (VÖSSING 1993 und 1994). Sie verbindet den Oder-Havel-

Kanal bei Hohensaaten mit der Westoder bei Gartz. Dazu wurden die westlichen Mäanderbögen der bis zu diesem Zeitpunkt im Unteren Odertal mäandrierenden Oder miteinander verbunden. Der ursprüngliche Verlauf der Oder ist aus den Altarmen im Poldergebiet noch abzulesen. Der Kanal steht mit der Oder nicht im Wasseraustausch und wird aus der Entwässerung des Oderbruches und aus dem Oder-Havel-Kanal gespeist. Ebenfalls verbreiterte man die Stromoder. Durch Deichbau wurde nachfolgend zwischen dieser Wasserstraße und der nun nur noch im östlichen Randbereich des Odertales verlaufenden Stromoder ein Poldersystem geschaffen, dargestellt in Abbildung 1. Wasserbauliche Anlagen wurden zur Regulierung des Wasserhaushaltes der Polder errichtet. Im gleichen Zeitraum erfolgte der Ausbau der Ostoder zwischen Wyduchowa und Gryfino und der Mündung in den Dammschen See in Szczecin. Dort entstand ebenfalls ein Poldersystem (GROSSER 1994, 9-10).

11. Ab Mitte des 20. Jahrhunderts wurde in den südlichen Poldergebieten weiterhin hauptsächlich Grünlandwirtschaft betrieben (bis 1990 zunehmend intensive Grünlandnutzung). In den beiden nördlichen Poldern wurden die zerstörten Ein- und Auslassbauwerke nicht mehr in Betrieb genommen (VÖSSING 1993, 157). Damit wurden die Polder dem natürlichen Überflutungsgeschehen ausgesetzt und konnten landwirtschaftlich nicht mehr genutzt werden.

### 3.1.2 Boden

Die Bodengesellschaft im südlichen Unteren Odertal zwischen Hohensaaten-Friedrichsthaler Straße und Stromoder wird in einer stark generalisierten Bodenkarte als Niedermoor-/Gleymoor-Bodengesellschaft bezeichnet (HAASE, 1981).

Eine Bewertung der Böden kann auf Grundlage der BODENSCHÄTZUNGSKARTEN und nach der Mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standorterkundung (MMK) erfolgen.

Die Bodenschätzung erfolgte kurze Zeit nach der Einpolderung des Gebietes. In den Poldern zwischen Stützkow und Friedrichsthal dominieren nach ihr die Grünlandböden mit dem Schätzungsergebnis T II a 4 (Bodenart: Ton; Jahresmitteltemperatur: > 8 °C; Wasserverhältnisse: eher schlecht auf einer 5-stufigen Skala; Grünlandgrundzahl: im mittleren Bereich). Von Gatow bis Friedrichsthal ist ein breiterer Streifen entlang der West- bzw. Stromoder mit dem Klassenzeichen IS III a 4 gekennzeichnet. Das heißt, die Wasserverhältnisse waren ähnlich wie bei dem vorigen Klassenzeichen, aber das Substrat lehmiger Sand und die schlechte

Zustandsstufe führten zu einer sehr niedrigen Grünlandgrundzahl. Im heutigen Friedrichsthaler Polder sind Moorböden (Mo II a 3) mit sehr geringen Grünlandgrundzahlen ausgewiesen. Im Criewener Polder kamen auch einige Ackerböden vor. Überwiegend hatten sie die Klassenzeichen LT 5 A1 und LT 6 A1 (Bodenart: schwerer Lehmboden; schlechte Zustandsstufe; alluviale Entstehung; mittlere Bodenzahl). Nördlich und südlich von Gatow sind die Grünlandböden teilweise von Moor unterlagert. Mit dieser Bewertung kann man Aussagen über die damalige Nutzung und über die Wasserverhältnisse treffen, die sich bis heute aber stark verändert haben können. Die Körnung gibt nur grobe Anhaltspunkte, da sie unabhängig von Horizonten meist bis zur aktuellen Durchwurzelungstiefe bestimmt wurde.<sup>1</sup> Die Moorunterlagerung bei Gatow gibt auch heute festgestellte Verhältnisse wieder (siehe Kapitel 3.2).

Nach der MMK (Übersichtskarte im Maßstab 1:100.000) überwiegt im Unteren Odertal zwischen der Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße und der Oder der Standorttyp "Halb- und vollhydromorphe Auentone". Ebenfalls kommen "Niedermoorstandorte" vor. Einige kleinere Flächen zwischen der Wasserstraße und der Oder weisen "Halb- und vollhydromorphe Auenlehmsande" auf. Im südlichen und mittleren Lunow-Stolper Polder treten noch "Vollhydromorphe Auendecktone und -lehme" auf. Angrenzende Moränenplatten werden, soweit landwirtschaftlich genutzt, den Standortgruppen "Tieflehm- und Lehmstandorte" und "Staunasse Tieflehm- und Lehmstandorte" zugeordnet. Ehemalige Talsandterrassen, z.B. bei Schwedt und Gatow sind der Standortgruppe "Grundwasserferne Sandstandorte" zuzurechnen.

### 3.1.3 Wasserhaushalt und landwirtschaftliche Nutzung

Der Wasserhaushalt im südlichen Unteren Odertal wird seit den oben beschriebenen Baumaßnahmen anthropogen gesteuert. Zunächst stand der Hochwasserschutz und die landwirtschaftliche Nutzung der gewonnenen Poldergebiete im Vordergrund. Mit der Nationalparkausweisung trat die landwirtschaftliche Nutzung gegenüber ökologischen Erwägungen in den Hintergrund. Der Lunow-Stolper Polder ist ein Trockenpolder der gegen die Oder mit einem Winterdeich abgegrenzt ist und nie überflutet wird. Der Criewener Polder, der Schwedter Polder und der Fiddichower Polder sind Nasspolder, die zur Stromoder nur durch einen Sommerdeich begrenzt werden. Jährlich werden sie im Winter über Einlassschleusen zwischen

<sup>1</sup> Fraktion < 0,01 mm bei T: 60%; bei IS: 14%-18%; bei LT: 45%-60% Anteil am Boden

dem 15. November und 15. Dezember geflutet. Mit der Flutung wird am Einlassbauwerk Wehr Fiddichow begonnen und schrittweise stromaufwärts weitergeführt. Gleichzeitig werden die Auslassbauwerke zur Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße geschlossen. Die Trockenlegung zwischen dem 15. März und 15. April beginnt mit der Schließung des am weitesten stromabwärts liegenden Einlassbauwerkes. Nachträglich werden die weiter stromaufwärts liegenden Einlassbauwerke geschlossen. Danach werden die Auslaufbauwerke an der Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße geöffnet und die Schöpfwerke in Betrieb genommen (VÖSSING 1993 und 1994).

Der Trockenpolder wurde bisher teilweise ackerbaulich genutzt. Hier wird zukünftig eine extensive Wiesen- und Weidenutzung angestrebt. Die in den Nasspoldern betriebene intensive Grünlandnutzung wird derzeit in extensive Grünlandnutzung umgewandelt. Instrumente der Nationalparkverwaltung sind dabei der Vertragsnaturschutz und Ausgleichszahlungen. Damit wird zum Beispiel erreicht, dass Mahdtermine den Wiesenbrütern angepasst werden oder die Bestandsdichte der Weidetiere auf einem kleinen Niveau gehalten wird (MÖNNINGHOFF 1997, 69).

Im Gartzter und im Schillersdorfer Polder im nördlichen Unteren Odertal wurden die wasserbaulichen Anlagen 1945 zerstört. Seitdem konnten die Polder nicht mehr genutzt werden. Die Polder sind dem natürlichen Überflutungsgeschehen ausgesetzt, das die zerstörten Ein- und Auslassbauwerke ungehindert passiert (VÖSSING 1993, 157). Nur 1,2 % der Fläche des Zwischenstromlandes werden als extensives Feuchtgrünland genutzt (MÖNNINGHOFF 1997, 82).

### 3.1.4 Vegetation und Tierwelt

Die Vegetation im Nationalpark differenziert sich nach dem Relief, dem Schwankungsbereich des Grundwassers, der Überschwemmungshäufigkeit und Dauer, der Beschaffenheit des Bodens und der Intensität der Nutzung. Besonderheiten der Vegetation ergeben sich aus dem subkontinentalen und gegenüber dem westlichen Brandenburg niederschlagsarmen Klima (SCHALITZ 1994; MARCINEK u.a. 1993; SCHOLZ 1962) des Unteren Odertals.

Die folgende Darstellung beruht im Wesentlichen auf einer Zusammenfassung der Flora und Fauna durch VÖSSING (1994) und ergänzenden Beispielen von MÖNNINGHOFF (1997).

1. Die tiefsten Stellen der Oderaue mit den häufigsten Überflutungen im Jahr sind gekennzeichnet durch Röhrichte und Großseggenriede (*Phragmitetea*). Diese werden repräsentiert durch den Wasserschwa-

den (*Glyceria maxima*) und das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*).

2. Im Nordteil des Untersuchungsgebietes sind stärker genutzte Standorte anzutreffen, die grundwasserbeeinflusst sind. Dort kommen artenreiche Brenndoldenwiesen (*Cnidion*) vor. Auf nährstoffreichen Böden sind eher Wassergreiskraut-Wiesen (*Bromo-Senecionetum*) vorhanden. Durch mineralische Düngung entwickeln sich diese Standorte zu Frischwiesen (*Arhenateralia*), mit dem Wiesenfuchschwanz (*Alopecurus pratensis*) und der Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*).
3. Die höheren Uferbereiche sind mit Stauden bewachsen. Vertreter dieser Stauden sind typische Stromtalpflanzen (z.B. Sumpfwolfsmilch - *Euphorbia palustris*).
4. Reste der ursprünglichen Weichholzaue und Bruchweidengebüsche sind heute noch als Säume von Wasserarmen oder als Solitärbäume anzutreffen (z.B. Silberweide, Schwarzpappel).
5. Die Wasservegetation ist aufgrund der Nährstoffbelastung des Flusses verarmt. Es sind See- oder Teichrosen auf den Gewässern und Kalmus und Wasserschwertlilien am Ufer zu finden. Bemerkenswert sind die Bestände der Seekanne (*Nymphoides peltata*) und des Gemeinen Schwimmfarn (*Salvinia natans*).
6. An den steilen Abbrüchen der Moränenplatten zur Auenniederung treten naturnahe Hangwälder (Erlen-Quellwälder, Erlen-Eschenwälder, Hainbuchen-Eichen-Linden-Edellaubholzwälder, Eichenwälder) auf; z.B. NSG "Gartzter Schrey", NSG "Gellmersdorfer Forst". In ihnen kommt das seltene Adonisröschen und das Purpurknabenkraut vor.
7. Einige Steilhänge beherbergen als Ersatzgesellschaften trockenwarmer Eichenwälder, die sich bevorzugt an süd- und südwestexponierten Hängen im Zuge der Beweidung bildete, eine eigentlich südosteuropäische Wiesensteppenvegetation. Leitarten sind zum Beispiel das Silbergras, die Sandnelke und der Kreuzenzian. Diese Trockenrasen- und Halbtrockenrasenstandorte sind beispielsweise am Geesower Hügel, bei Stützkow, bei Stolzenhagen, an den Silberbergen und an den Seebergen zu finden.

In den nicht mehr genutzten Poldern (Gartzter und Schillersdorfer Polder) im polnischen Teil des Unteren Odertales bildete sich sekundär wieder eine natürliche Flussauenvegetation heraus. Das sogenannte Zwischenstromland ist gekennzeichnet durch zusammenhängende Auenwaldgebiete (Weichholzaue) und Schilf-, Röhricht- und Seggenbestände (Vertreter:

Schiff, Breitblättriger Rohrkolben, Rohrglanzgras, Großer Wasserschwaden, Schlanksegge, Ufersegge). Auf kleineren Flächen sind Erlen-Bruchwälder zu finden (SCHALITZ 1994; MÖNNINGHOFF 1997).

Die Fauna des Unteren Odertales ist ebenfalls sehr artenreich und beherbergt viele seltene Arten. Vor allem aber ist sie geprägt durch ihre überregionale Bedeutung als Brut-, Durchzugs-, Rast- und Überwinterungsplatz zahlreicher Vogelarten (insgesamt beobachtet 226). Im Unteren Odertal brüten unter anderem der Wachtelkönig und der Seggenrohrsänger. Zu den Zugvögeln zählen vor allem Gänse (Bläßgänse, Saatgänse) und Enten (Stockenten, Pfeifenten), aber auch Kormorane, Schwäne und Limikolen. Unter den 43 Säugetierarten kommt auch der Fischotter und im Zwischenstromland der Biber vor. Unter den 38 Fischarten ist z.B. das Flussneunauge zu finden. Auch unter den Mollusken, Lurchen, Kriechtieren und Insekten gibt es seltene und bedrohte Arten (VÖSSING 1994; MÖNNINGHOFF 1997).

### 3.1.5 Die Bedeutung und Unterschützstellung des Unteren Odertals

Das Untere Odertal hat als naturnahe bzw. natürliche Flussaue durch seinen Artenreichtum einen sehr hohen Biotopwert. Es dient Tieren und Pflanzen als Verbindung zwischen verschiedenen Biotopen und bildet damit die Grundlage eines Biotopverbundes. Die Überflutungsräume der Aue dienen als Retentionsfläche bei Hochwasser und durch die Verminderung der Fließgeschwindigkeit des Überstauwassers als Flächenfilter der das verschmutzte Oderwasser reinigt (VÖSSING 1994, 220).

Die Unterschützstellung des heutigen Nationalparkgebietes (VÖSSING 1994; MÖNNINGHOFF 1997) reicht bis in die 20er Jahre zurück. Zunächst wurden einzelne Arten unter Schutz gestellt, die bedroht waren und eben auch im Unteren Odertal und angrenzenden Gebiet vorkamen (z.B. Kreuzenzian, Federgras). In den 30er Jahren begann die Unterschützstellung einzelner Landschaftsausschnitte mit der Ausweisung von Naturschutzgebieten (NSG: "Geesower Hügel", "Jungfern- und Krähenberge"). Diese Art der Unterschützstellung wurde bis in die 90er Jahre fortgeführt, wobei noch die Kategorien Landschaftsschutzgebiet und Naturdenkmal zu der des Naturschutzgebietes dazu kamen (weitere 7 NSG entstanden, darunter "Silberberge", "Seeberge", "Höllengrund", "Polder Schwedt", "Polder Friedrichsthal").

Eine großflächige Ausweisung, die dem Unteren Odertal gerecht wird, erfolgte 1978/80 mit dem Feuchtgebiet Internationaler Bedeutung "Unteres Odertal bei Schwedt" gemäß RAMSAR-Konvention. Es liegt zwi-

schen Stützkow und Friedrichsthal innerhalb der Hohensaathen-Friedrichsthaler Wasserstraße und der Stromoder (FIB 1993, 125-130). Am 6. März 1992 wurde der Nationalpark (ca 12.000 ha LSG und 11.000 ha NSG) mit einer Verordnung des Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg einstweilig gesichert. Im polnischen Teil wurde am 1. April 1993 daran anschließend das Zwischenstromland "Park Krajobrazowy Dolina Dolnej Odry" und im südlichen Bereich der "Cedynski Park Krajobrazowy" endgültig als Landschaftspark gesichert. Die endgültige Sicherung des Nationalparkes "Unteres Odertal" erfolgte am 27. Juni 1995 mit dem Gesetz zur Errichtung eines Nationalparkes (NAT-PUOG). Damit ist der Nationalpark in 3 Zonen gegliedert, wie man der Abbildung 2 entnehmen kann. Deren Schutzstatus unterscheidet sich von Zone I (natürliche Sukzession) über Zone II (biotoppflegende Maßnahmen) bis hin zur Zone III (Pufferzone des Kerngebietes).

### 3.1.6 Gewässergüte

Zahlreiche industrielle und kommunale Einleiter belasten das Odersystem punktförmig mit Abwasser (LUA, FACHBEITRAG 1994, 142). Hinzu kommen diffuse Einträge aus der Landwirtschaft. Die Gewässergüte der Oder wird an verschiedenen Pegeln regelmäßig seit Jahrzehnten kontrolliert. Allerdings liegen nur Messreihen zum Sauerstoffgehalt, zum Sauerstoffverbrauch (BSB, CSB), zum Salzgehalt (Chlorid, Sulfat), zu Nährstoffen (Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N), zu Saprobieuntersuchungen und bakteriologischen Untersuchungen vor. Zu den im Wasser gelösten und an Schwebstoffe gebundenen Schwermetallen und organischen Stoffen, sowie zu ihren Gehalten im Sediment werden derzeit Untersuchungen durchgeführt. Bisher liegen über diese umweltrelevanten Stoffe nur Stichprobenergebnisse vor.

Im Folgenden wird auf eine Auswertung und Zusammenstellung der Gewässergütee Erfassung des Zeitraumes 1980 bis 1992 zurückgegriffen (LUA, Fachbeitrag 1994). Die Konzentration an gelöstem Sauerstoff ist mit 8-10 mg/l mit anderen Flusssystemen zu vergleichen (Rhein, Main). Es existieren keine langanhaltenden Sauerstoffdefizite. Der biologische Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>) liegt mit 5-10 mg/l etwas höher als in Rhein, Main, Mosel und Neckar, jedoch deutlich unter dem BSB<sub>5</sub>-Gehalt der Elbe. Die Nährstoffbelastung der Oder ist hoch und hat einen jahreszeitlichen Gang. Die Konzentration an Ammonium-N (0,2-1,2 mg/l) ist gegenüber Rhein, Mosel, Neckar leicht erhöht, gegenüber der Elbe gering. Die Konzentrationen von Nitrat-N (2-4 mg/l) und Ortho-Phosphat (0,15-0,25 mg/l) entsprechen den Konzentrationen von Rhein und Mosel und liegen unter den Belastungen von Main und

Neckar. Die Chlorid-Konzentration ist mit 100-200 mg/l höher als im Rhein und Main. Besonders die Extremwerte sind sehr hoch. Sulfat- und Chlorid-Belastungen sind vom Bergbau im Einzugsgebiet abhängig. Die Fracht ist allerdings während des Untersuchungszeitraumes zurückgegangen. In den Stichprobenuntersuchungen liegen die Schwermetallkonzentrationen unter den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung. Aber wahrscheinlich ist ein erhöhter Schwermetallgehalt im Schwebstoffanteil vorhanden. Wodurch auch eine höhere Sedimentbelastung und Belastung der Aue zu erwarten wäre. Von den untersuchten organischen Stoffen sind die PAK-Konzentrationen sehr hoch. Die Vielzahl der gefundenen organischen Einzelstoffe weist auf eine erhöhte Gefährdung hin. Insgesamt wird das Wasser der Oder als kritisch belastet bezeichnet.

Im Unteren Odertal wurden mit einer Pilotuntersuchung Messstellen an der Hohensaaten-Friedrichthaler Wasserstraße, an Altarmen im Poldergebiet und an der Stromoder untersucht. Die Parameter (Chlorid-, Ammonium-, Nitrit-, Nitrat-, Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffbelastung, die elektrische Leitfähigkeit und die Gesamtpigmentkonzentration) zeigen eine stärkere Belastung der Stromoder gegenüber der Wasserstraße und den Altarmen. Damit kann auf die Reinigungs- und Filterfunktion der Oderaue geschlossen werden (VÖSSING 1993). 1992 wurde diese Studie fortgeführt. Die Gewässer wurden ein Jahr lang auf die o.g. Parameter untersucht (DOHLE u.a. 1992). Die Winterflutung der Nasspolder führte zu einer homogenen Nährstoffverteilung. Im Sommer und Herbst fielen die Polder trocken. In Abhängigkeit von Morphologie, Wind- und Sonnenexposition, Beschattung und Nährstoffentzug durch Makrophyten zeigten die Gewässer in den Poldern unterschiedliche Parameterausprägungen. Die Oder führte zunächst stark nitratreiches Wasser. Die extreme Algenblüte im Sommer und Herbst führte aber zum Einbau der Nitrate ins Phytoplankton. Eine Phosphoranreicherung fand vom Frühjahr zum Sommer statt. In den Fließgewässern lässt sich das auf einen Abwassereintrag zurückführen. In den Altarmen des Poldergebietes ist diese Phosphoranreicherung durch Mobilisierung von Phosphor aus dem Sediment oder durch einen Eintrag von Weidevieh verursacht worden. Die elektrische Leitfähigkeit wird in allen Gewässern des Unteren Odertales stark durch den Gehalt an Chlorid-Ionen beeinflusst. Besonders die Oder hatte im Juli bis September sehr hohe Chloridgehalte. Diese wurden wahrscheinlich von dem oben erwähnten Bergbau im Einzugsgebiet der Oder verursacht. Punktuell führten Abwässer (z.B. aus dem Schwedter Klärwerk) zu erhöhten Ammonium- und Nitritgehalten in der Oder. Dort, wo sich die Oder in die Ost- und Westoder aufteilt, kam es im Herbst zum Absterben der Algen und zu ihrer Sedimentation.

### 3.2 Einordnung der Transekte

Entlang von 3 Transekten wurden Bodenproben im Nationalpark "Unteres Odertal" entnommen. Im Folgenden werden der Verlauf der Transekte im Poldergebiet, die Höhenlage der einzelnen Standorte und die Bodenverhältnisse der jeweiligen Probenahmepunkte beschrieben. Grundlage hierfür sind Höhen- und Lageeinmessungen der Standorte, Recherchen der Standorttypen nach MMK und der Klassenzeichen der Bodenschätzung durch das ZALF. Diese Angaben liegen dort vor. Ebenso wurden durch das ZALF Bodenaufnahmen durchgeführt, deren Ergebnis unter anderem die Bestimmung des Bodentyps am jeweiligen Standort war. Verwendet wurden auch Topographische Karten und die vom ZALF erstellte Abbildung (Abb. 4).

Der südlichste Transekt (Transekt 1 bzw. Transekt Criewen) war zugleich der kürzeste. Er verlief von der Hohensaaten-Friedrichthaler Wasserstraße (im Norden) durch den Criewener Polder über den Sommerdeich hinaus bis zur Stromoder (im Süden). Die Standorte dieses Transekts lagen höher als die der anderen Transekte. In der Regel befanden sich die Probenahmepunkte über 1m HN. Standort Cw4 (mit 24 cm HN), der sich auch vom Landschaftseindruck als Senke darstellte und gegenüber den anderen Standorten des Transekts im November noch sehr nass war, und Standort Cw5 (mit 74 cm HN) lagen unter 1 m. Die Höhe nahm, abgesehen von den Senken (Cw4, Cw5, Cw8<sup>2</sup>), von der Hohensaaten-Friedrichthaler Wasserstraße (Cw1: 98 cm HN) in Richtung Stromoder (Cw9: 272 cm HN) zu. Der Standort Cw10 lag vor dem Sommerdeich in Nähe der Stromoder (ca. 130 m von der Oder entfernt).

Der Transekt verlief so im Wesentlichen durch Feuchtwiesen und tangierte einen westlich gelegenen Moor- und Auenwaldbereich. Auf den Feuchtwiesen dominierte im November 1997 Deutsches Weidelgras. Am Standort Cw10 wurden der Große Wasserschwaden und das Rohrglanzgras festgestellt.

Nach der MMK dominierte an den Standorten der Standorttyp "stark vernässter Auenlehmsand" (Al3c4). Nur die Standorte Cw4 und Cw5 wurden durch den Standorttyp "stark bis mäßig vernässter Deckaenton" (Al2c3) geprägt. Auch die Bodenschätzung deutet für diesen Transekt auf sandigeres Substrat als in den beiden anderen Transekten hin. Tonstandorte sind nach ihr nur auf den Standorten Cw1, Cw4, Cw5 zu erwarten. Als Bodentypen sind Auengley (Cw1, Cw3, Cw6, Cw7, Cw9, Cw10), Auennassgley (Cw2, Cw5) und Auenanmoorgley (Cw4, Cw8) kartiert worden. Die Auennassgleye gehörten zu den Standorten, die nahe

<sup>2</sup> Der Standort Cw8 wurde bei der Nachherbeprobung nicht mit erfasst.

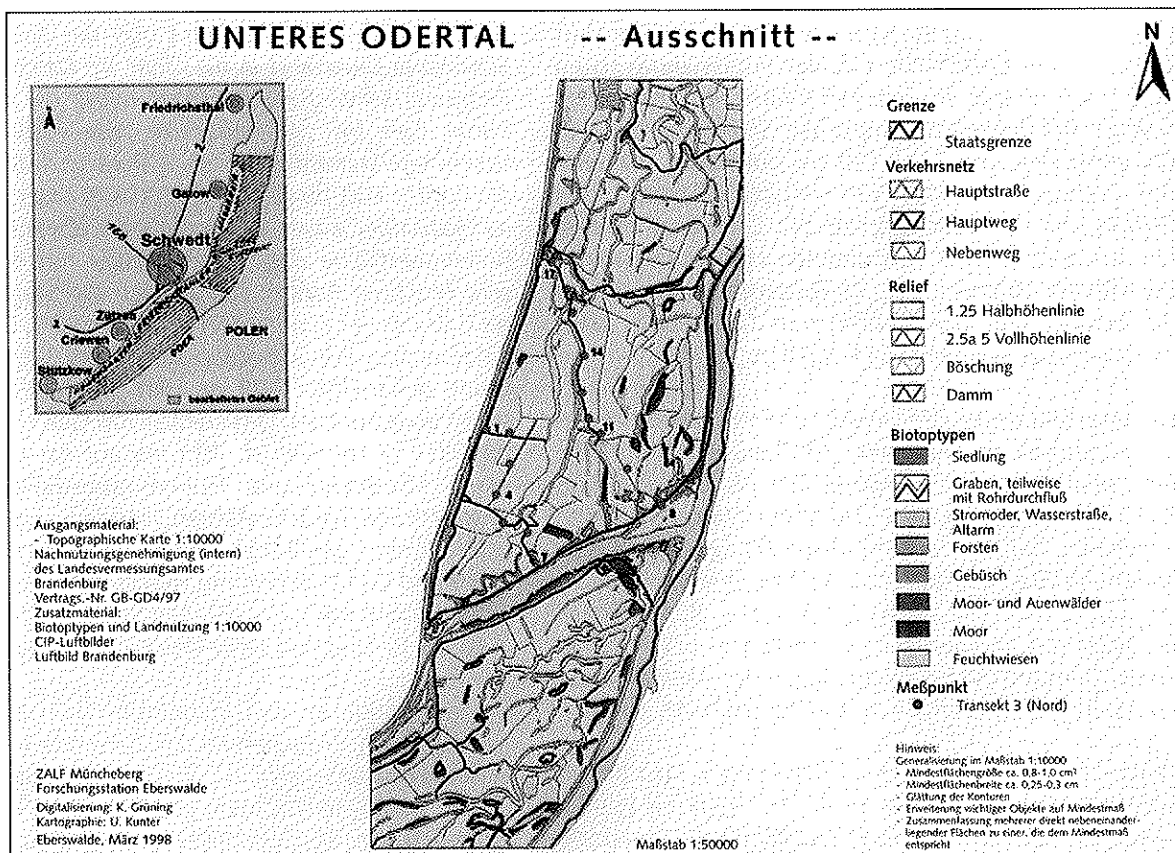
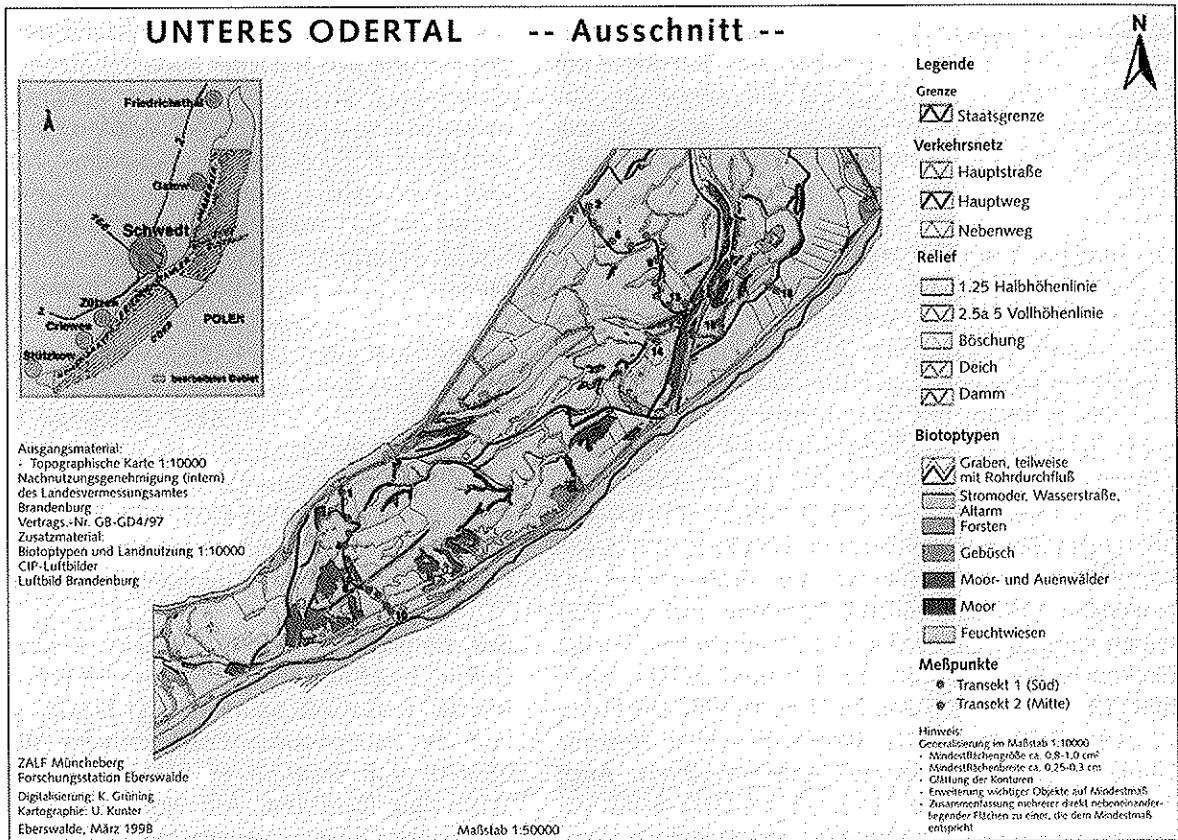


Abb. 4 a+b: Das Untersuchungsgebiet im Unteren Odertal und die Lage der Transekten Transekt 1 - Ciewen und Transekt 2 - Zützen und Transekt 3 - Gatow

an Gewässern lagen. Der Auenanmoorgley bei Cw4 ist aus der Senkenposition erklärbar. Am Standort Cw8 existierte laut Bodenschätzung ein Gewässer, das wahrscheinlich vor einiger Zeit vermoort ist. Cw 10 war während der Nachbeprobung stark mit Algen überdeckt.

Der mittlere Transekt wurde als Transekt 2 bzw. Transekt Zützen bezeichnet. Er verlief mit den Standorten Zü1 bis Zü13 von Nordwesten nach Südosten durch den Criewener Polder. Von Zü14 bis Zü18 schlug der Transekt in eine von Südwesten nach Nordosten verlaufende Richtung um. Die Standorte Zü16 bis Zü18 lagen dann schon im Schwedter Polder. Kein Standort befand sich im Deichvorland. Zü1 lag am Winterdeich in über 1m Höhe. Zü2 bis Zü5 (12 bis 21 cm HN) sind demgegenüber sehr tief liegende Standorte und waren dementsprechend während der Probenahme im November 1997 sehr feuchte Standorte. Zü6 und Zü7 waren aufgrund ihrer Höhe (68 und 25 cm HN) wieder trockenere Standorte. In sehr feuchten Senken lagen Zü8 (19 cm unter HN) und Zü11 (6 cm HN). Die Punkte Zü9, Zü10 und Zü14 waren als höher liegende Standorte durch Trockenheit gekennzeichnet. Auch Zü12 (48 cm HN) und Zü13 (28 cm HN) waren zur Probenahme relativ abgetrocknet, wiesen jedoch schon ein Gefälle in Richtung des Oderaltarmes auf. Im Gehölzsaum des ehemaligen Oderarmes befand sich Zü15. In einer langgezogenen Senke lag der Standort Zü16, dessen Oberfläche z.Z. der Probenahme schon abgetrocknet war. In den von Gräben durchzogenen "Lange Rehewiesen" waren die Standorte Zü17 (1 cm unter HN) und Zü18 (10 cm unter HN) während der Probenahme noch von Wasser überstaut. Ein Gefälle von der Südostgrenze des Criewener Polders hin zur nordwestlich verlaufenden Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße ist festzustellen, wenn die die Senken und das Gefälle zum Oderaltarm nicht berücksichtigt werden (Zü14/Zü10 zu Zü2).

Die Vegetation war den Höhen- und Wasserverhältnissen angepasst. Im November 1997 wurden die feuchten, tiefer liegenden Standorte Zü2 bis Zü5, Zü8 und Zü11 mit Rohrglanzgras und Großem Wasserschwaden angezeigt. Darüber befanden sich Ablagerungen ausgedehnter Algenmatten. Auf den trockeneren Standorten (Zü1, Zü6, Zü7, Zü9, Zü10, Zü13, Zü14, Zü16) wuchsen z.B. Breitwegerich, Knöterich und Fingerkraut. Standort Zü15 dagegen lag in der Weichholzaue und Standort Zü16 in einem Gehölz (Abb. 4).

Gegenüber dem Transekt 1 dominierten hier tonige Substrate. So werden von der MMK "stark bis extrem vernässter Auenton mit Torf" (AI2b6 für die Standorte Zü1 bis Zü5), und "stark bis mäßig vernässter Deckauton" (AI2c3 für die Standorte Zü6 bis Zü13 und Zü15 bis Zü18) ausgewiesen. Nur Standort Zü14 wies

mit dem "stark vernässten Auenlehmsand" ein sandiges Substrat auf. Nach der Bodenschätzung war neben diesem auch der Standort Zü15 ein sandiger Probenahmepunkt. Die anderen Punkte wurden von der Bodenschätzung als Tonstandorte eingeordnet, wobei Zü2 bis Zü4 noch einen Mooruntergrund aufwiesen. Das Gebiet um Zü1 wurde laut Bodenschätzung ursprünglich als Ackerboden genutzt. Es wäre denkbar, dass die Standorte Zü14 und Zü15 auf den Talsandaufschüttungen des Alten Oderarmes liegen. Als Bodentypen kamen Auengleye (Zü1, Zü4, Zü5, Zü6, Zü9, Zü10, Zü14, Zü15, Zü16) und Auennassgleye (Zü2, Zü3, Zü7, Zü8, Zü11, Zü12, Zü13, Zü17, Zü18) vor. Dabei überlagerten die flachen Auennassgleye von Zü2 und Zü3 (<3 dm mächtig) darunter liegende Niedermoorböden. An anderen Standorten (Zü5, Zü7, Zü11, Zü13, Zü17, Zü18) wurden die Niedermoore von 3 bis 7 dm mächtigen Auengleyen und Auennassgleyen bedeckt.

Der nördliche Transekt (Transekt 3 bzw. Transekt Gatow) beschrieb eine Schleife im Fiddichower Polder. Mit den Probenahmepunkten Ga1 bis Ga7 verlief diese von der Hohensaaten-Friedrichthaler Wasserstraße nördlich von Schwedt in südöstlicher Richtung zur Schwedter Querfahrt. Auf Höhe der Mündung der Schwedter Querfahrt in die Stromoder führte sie mit den Standorten Ga8 bis Ga17 zurück zur Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße bei Gatow. Der Standort Ga8 lag, ca. 350 m entfernt von der Mündung der Schwedter Querfahrt in die Oder, im Deichvorland. In Richtung Schwedter Querfahrt nahm die Höhe vom Punkt Ga1 bis Ga7 stetig zu. Die niedrigsten der beprobten Standorte in den 3 Poldern repräsentieren die Punkte Ga1 bis Ga4 (50 bis 24 cm unter HN). Noch im November waren sie von Wasser überstaut. An der Bodenoberfläche abgetrocknet, aber mit einem noch sehr feuchten Boden, stellten sich die Standorte Ga5 bis Ga7 dar (3 cm unter HN bis 47 cm HN). Ga7 lag am Poldereinlass der Schwedter Querfahrt. Ga 8 war aufgrund seiner Höhe (129 cm HN) z.Z. der Probenahme schon abgetrocknet. Das Gefälle von Ga8 (129 cm HN) bis Ga17 (7 cm HN) ist nicht nur auf das Gefälle zwischen Stromoder und Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße zurückzuführen, sondern auch auf das nach Norden gerichtete Gefälle im Unteren Odertal. Ga10 und Ga12 wichen mit jeweils 25 cm als tiefer liegende Standorte von der Gefälletendenz ab. Ga11 (142 cm HN) lag auf einer kleineren Erhebung.

Die Vegetation an den Standorten Ga1 bis Ga7 war während der Probenahme im November 1997 von Feuchtigkeitsanzeigern wie Binsen, Rohrglanzgras und Großem Wasserschwaden geprägt. Bei Ga12 traten zusätzlich Wasserschwertlilien und Knöterich auf und bei Ga10 ein Seggenbewuchs. An den trockeneren Standorten (Ga8, Ga9, Ga11, Ga13, Ga14) wuchsen z.B. Knäuelgras, Großer Ampfer und am Standort Ga14



zusätzlich Vogelmiere und Disteln. Am feuchten Standort Ga15 dominierten Rispengras und Knöterich. Seggen zeigten am Standort Ga16 und Rohrglanzgras am Standort Ga17 die hier wieder stärkere Feuchtigkeit an.

Nach der MMK lag die überwiegende Anzahl der Standorte in Flächen die durch tonige Substrate geprägt sind. So dominierte der Standorttyp stark bis mäßig vernässter Deckauenton (Ga5 bis Ga7 und Ga10 bis Ga16). Ga3 und Ga4 gehörten dem Standorttyp "stark bis extrem vernässter Auenton mit Torf" an. Andere Substratverhältnisse galten für Ga1 und Ga2 die zum Standorttyp "Torf über Sand mit Torf" gehörten und für Ga8 und Ga9 die zum Standorttyp "stark vernässter Auenlehmsand" gerechnet werden mussten. Ga17 liegt ebenfalls in einem durch Vertorfungsprozesse geprägten Standorttyp "Torf über Sand mit Torf über Mudde oder Lehm". Die Bodenschätzungskarte bestätigte die Vertorfungsprozesse der ersten 4 Standorte, wobei Ga3 und Ga4 in Flächen lagen, die als Ton über Mooruntergrund angesprochen werden. Ga1 und Ga2 lagen in Gebieten reiner Moorbildung. Die übrigen Standorte befanden sich in Flächen mit Tonsubstrat. Nur Ga8 wurde einer Fläche mit sandigem Substrat und Ga17 einer Fläche mit Lehm über Mooruntergrund zugerechnet. Als Bodentypen wurden für die einzelnen Standorte Auennassgleye (Ga4 bis Ga7, Ga9 bis Ga12, Ga15 bis Ga16), Auenanmoorgleye (Ga1 bis Ga3 und Ga17) und Auengleye (Ga8, Ga13, Ga14) kartiert. Die Auenanmoorgleye und Auennassgleye überdecken mit weniger als 3 dm Mächtigkeit auf den Standorten Ga1 bis Ga4 und Ga17 einen Niedermoorboden. Mit 3 bis 7 dm Mächtigkeit überdecken die Auennassgleye auf den Standorten Ga5, Ga10 und Ga15 einen Niedermoorboden.

Die folgenden Abbildungen (Abb. 5 a-c) geben die Höhen der Standorte der Transekte an.<sup>3</sup>

Höhe in mHN

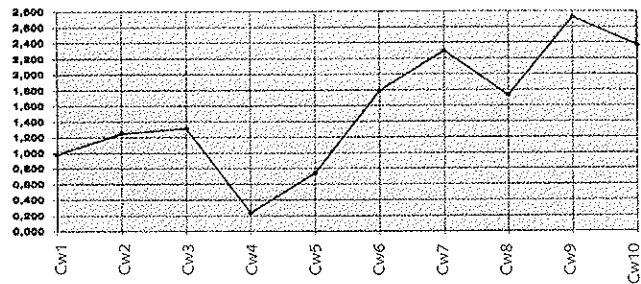


Abb. 5 a: Höhen der Probenahmestandorte des Transektes Crieven

Höhe in mHN

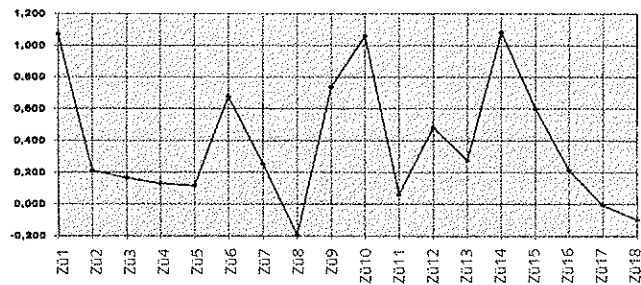


Abb. 5 b: Höhen der Probenahmestandorte des Transektes Zützen

Höhe in mHN

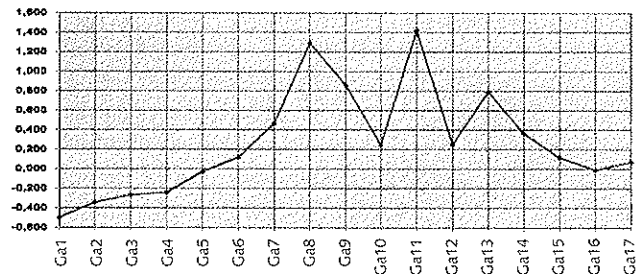


Abb. 5 c: Höhen der Probenahmestandorte des Transektes Gatow

<sup>3</sup> Bei der Höhendarstellung handelt es sich um kein maßstabsgerechtes Höhenprofil. Da dieses ungefähr eine 500fache Überhöhung hätte, wurde von solch einer Darstellung abgesehen.

## 4 Das Sommerhochwasser 1997

Das Sommerhochwasser 1997 an der Oder wurde durch 2 kurz nacheinander auftretende Wetterlagen vom Typ V b im oberen Odereinzugsgebiet verursacht. Diese Wetterlage geht mit Starkniederschlagsereignissen längerer Dauer einher. In weiten Teilen von Polen und Tschechien fiel zwischen dem 4. und 9. Juli die sonst übliche Monatssumme und im Gebirge sogar die doppelte Monatssumme des Niederschlages. Die maximalen Niederschlagshöhen betrafen mit den Sudeten und Beskiden die typischen Hochwasserentstehungsgebiete der Sommerhochwasser der Oder. Die Wasserstände in den Quellflüssen der Oder (Oppa, Ostrawitz, Olsa) und in den Odernebenflüssen der mittleren Sudeten (Nysa Klodzka, Bystrzyca, Kaczawa) und der nördlichen Sudeten (Bobr, Lausitzer Neiße) stiegen extrem schnell zum Teil auf Werte über bisherige HHW hinaus an.

Vom 18. bis 22. Juli stellte sich erneut eine Wetterlage dieses Typs mit einem Zentrum über dem Iser- und Riesengebirge ein. Sie verursachte eine zweite Hochwasserwelle, deren Scheitelwasserstände in den Nebenflüssen die der ersten Welle teilweise übertrafen. An die erste Hochwasserwelle in der Oder schloss sich ab Krosno die zweite Hochwasserwelle durch die Zuflüsse über Lausitzer Neiße und Bobr nahtlos an, so dass die extrem hohe Wasserführung für alle flussabwärts liegenden Oderabschnitte außergewöhnlich verlängert wurde. Änderungen in den Wasserstandsganglinien der einzelnen Pegel sind in diesen Oderabschnitten auf Deichbrüche zurückzuführen. Der stetig steigende Wasserstand des Odernebenflusses Warthe verzögerte zusätzlich unterhalb von Kietz ein Abklingen des Hochwasserscheitels.

Damit war das Sommerhochwasser 1997 gegenüber anderen Sommerhochwassern außergewöhnlich. Es erreichte eine sehr hohe Abflussfülle bei gleichzeitig lang anhaltendem Wasserhochstand. An den meisten Oderpegeln wurden bisherige HHW oder zumindest eisunbeeinflusste HHW überschritten.

In Erwartung der Hochwasserwelle begann am 15. Juli die Flutung der Polder A und B im Unteren Odertal. Dieser frühe Zeitpunkt der Flutung noch vor einem stärkeren Pegelanstieg ist für die Betrachtung der Schadstoffproblematik von Bedeutung. Das zunächst auf die Flächen strömende Wasser wies zu diesem Zeitpunkt eine geringere Verdünnung gegenüber den gelösten und an Schwebstoffe gebundenen Schad- und Nährstoffen auf als zu späteren Zeitpunkten. Am Pegel Hohensaaten-Finow wurde zwischen dem 9. Juli und 19. Juli ein schwacher Pegelanstieg von 250 auf

450 cm verzeichnet. Erst vom 19. bis 24. Juli stieg er auf 700 cm und blieb bis zum 7. August auf diesem hohen Niveau, um anschließend langsam zurückzugehen.

Der Verlauf des Hochwassers wurde dem Zwischenbericht (LUA, FACHBEITRAG Nr. 28) und dem Gesamtbericht des Landesumweltamtes "Das Sommerhochwasser 1997 an der Oder" entnommen (LUA, STUDIEN UND TAGUNGSBERICHTE, Band 16).

Auf den kontrolliert gefluteten Poldergebieten (z.B. Unteres Odertal) und auf den durch Deichbrüchen überschwemmten Gebieten (z.B. Ziltendorfer Niederung) bestand die Möglichkeit einer Belastung der Niederungen durch im Wasser mitgeführte Schad- und Nährstoffe. Für eine Abschätzung des Gefährdungspotentials ist an erster Stelle die Wasserbeschaffenheit wichtig. Weitere befürchtete Gefahren durch Änderungen der Wasserbeschaffenheit waren u.a. gesundheitliches Risiko bei Kontakt mit dem Hochwasser für Bevölkerung und Helfer, Gefährdung aquatischer Lebensgemeinschaften, Gefährdung von Anlagen der Trinkwassernutzung, Eintrag von Schadstoffen in Nebengewässer durch Rückstau und Überflutung.

Die Wasserbeschaffenheit der Oder wurde deshalb während des Hochwassers an den zwei, trotz des Hochwassers intakten und zugänglichen, Beschaffenheitsmeßpunkten auf deutscher Seite überprüft (Frankfurt(Oder), Hohenwutzen). Die Probenahme erfolgte während des Hochwassers ab dem 18. Juli täglich, teilweise sogar mehrmals täglich. Die Proben wurden als sogenannte Flusswasserproben entnommen. Die Angaben umfassen demnach die Wasser- und die Schwebstoffphase zusammen. Die Ergebnisse der Beobachtungen sind ebenfalls in den o.g. Literaturstellen dargestellt; darüber hinaus liegt jetzt auch der Abschlussbericht zum gemeinsamen Forschungsvorhaben mit dem Umweltbundesamt "Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase und angrenzender Bereiche" vor (LUA, STUDIEN UND TAGUNGSBERICHTE, Band 20/21).

Während eines Hochwassers ändert sich die Beschaffenheit des Wassers zeitlich und räumlich sehr schnell und ist hauptsächlich vom Durchfluss abhängig. Die für die Veränderungen wirksamen Prozesse, die auch beim Oderhochwasser beobachtet werden konnten, weisen gegenläufige Tendenzen auf "...und können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- das Konzentrationsmaximum des Schwebstofftrans-

- portes wird merklich vor Erreichen des Hochwasserscheitels im Hauptstrom registriert,
- vor dem Hochwasserscheitel wirken sich Altablagerungen von Schadstoffen signifikant aus, später gewinnen die direkten Stoffeinträge an Bedeutung,
  - die hohe Durchflussmenge führt zu Resuspendierungen hochbelasteten Sedimentes mit veränderten Löslichkeitsgleichgewichten einzelner Schadstoffe,
  - andere Löslichkeitsgleichgewichte verändern das Konzentrationsverhalten in der "Fließenden Welle",
  - Konzentrationsänderungen sind allgemein von kurzer Zeitdauer - es gibt kaum Vorwarnzeiten,
  - der ansteigende Durchfluss wirkt sich minimierend auf die Konzentration aus"
- (LUA, STUDIEN UND TAGUNGSBERICHTE, Band 16, 35).

Es ist somit für die Wasserbeschaffenheit entscheidend, welche Prozesse zum gegebenen Zeitpunkt und Ort überwogen haben bzw. flussaufwärts wirksam waren. Ein Eintrag von Schad- und Nährstoffen in die Hochwasserwelle ist von konkreten Ereignissen abhängig. So kann ein Zusammentreffen von hoher Fließgeschwindigkeit mit einer flussmorphologisch bedingten Senke belasteter Sedimente zu deren Übergang in die Schwebstoffphase führen (Resuspendierung). Die Überflutung von Flächen kann bei mangelnder Vegetationsdecke und/oder hoher Fließgeschwindigkeit auf den überfluteten Flächen zum Bodenabtrag und damit Feststoffeintrag in die Hochwasserwelle beitragen. Die abgelösten Bodenpartikel können, z.B. mit Düngern oder Pestiziden belastet sein. Andererseits sind bei Flächenüberflutungen auch Infrastruktureinrichtungen betroffen, die Schadstoffe an das Wasser abgeben, z.B. Heizöltanks und Kläranlagen. Wie stark und lange sich diese Einträge als Konzentrationsänderungen in der Hochwasserwelle oder in eigenständigen Schweb- und Schadstofftransportwellen auswirken, hängt vom Durchfluss und weiteren verdünnenden Niederschlägen ab, aber auch davon, wo sich die belasteten Partikel absetzen.

Im Einzelnen änderte sich die Wasserbeschaffenheit folgendermaßen (Zeit- und Zahlenangaben bezogen auf Frankfurt(Oder)).

Die Schwebstoffkonzentration war in der Periode vor dem Eintreffen der Hochwasserwelle bis zum 7. Juli relativ hoch. Ab dem 8. Juli stieg der Wasserstand langsam an und auch der Anteil der Feststoffe im Flusswasser stieg bis zum 14./15. Juli nahezu auf den doppelten Wert der Vorperiode an. Aber noch vor Erreichen der höchsten Wasserstände, in etwa ab dem 20. Juli, überwog die Verdünnung. Die Deichbrüche in der Ziltendorfer Niederung vom 23./24. Juli wirkten sich auf den Wasserstand mit einer Senkung um 75 cm aus. Das Wasser brach am 26./27. Juli stark mit Schweb-

stoffen belastet durch erneute Deichbrüche in die ausgeuferte Oder aus der Ziltendorfer Niederung aus, führte aufgrund enormer Verdünnung jedoch nur zur Halbierung der Konzentrationen der Vorperiode. Ab dem 15. August nahm die Konzentration der Schwebstoffe langsam wieder zu, um nahe an die Werte der Vorperiode heranzukommen.

Das Absinken der Leitfähigkeit von üblichen 700-1100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (25°C) auf 400  $\mu\text{S}/\text{cm}$  zeigte auch für Salze eine Verdünnung an.

In der Oder gibt es bei Durchflüssen im Mittelwasserbereich keine Probleme mit Sauerstoffdefiziten (Mediane des gelösten Sauerstoffs 8-10 mg/l; siehe auch Kap. 3.1.6). Während des Hochwassers führten Einträge organischen Materials durch Bodenerosion, Abschwemmung von Pflanzen, Eintrag unvollständig geklärten Abwassers, Schadstoffeintrag aus gefluteten Niederungen zur Sauerstoffzehrung (Gewässeroberfläche: 3-6 mg/l; Grundnähe: 2 mg/l, Stillwasserbereiche: sauerstofffreie Zonen). Die Ursachen des Sauerstoffdefizites wurden sehr deutlich sichtbar am weiteren Rückgang des Sauerstoffgehaltes nach dem Ausströmen des Wassers aus der Ziltendorfer Niederung. Die organische Belastung der Oder war somit während des Hochwassers hoch, was sich auch im Ansteigen der Gesamtgehalte an organischem Kohlenstoff und der UV-Absorption zeigte. Da die Absorption besonders durch Huminsäuren beeinflusst wird, konnte ein Ausspülen von Huminstoffen aus der Ziltendorfer Niederung nachgewiesen werden.

Die Konzentration von Stickstoff (gesamt) ist durch Verdünnung geprägt und lag an der Messstelle Hohenwutzen im Bereich von 1 bis 3 mg/l. Ammonium- und Nitrit-N waren gegenüber langjährigen Werten dieser Messstelle deutlich erhöht. Das kann zum einen an den anaeroben Verhältnissen, und einer dadurch erfolgten Nitratammonifikation (HEINRICH u.a. 1991, 65) liegen. Im zitierten Zwischenbericht des LUA wird eher von anthropogenem Eintrag ausgegangen. Dafür spricht die im Kapitel 3.1.6 erwähnte weite Streuung der Mediane mehrerer Messstellen bezüglich des Ammoniums in Oder und dem Nebenfluss Lausitzer Neiße, ohne dass anaerobe Verhältnisse vorlagen. Das heißt, die Oder wurde langjährig punktuell mit Abwasser belastet. Unter den Bedingungen des Hochwassers und den klimatischen Verhältnissen im Oberlauf der Lausitzer Neiße wahrscheinlich besonders stark. Gelöstes Phosphor war gegenüber der Vorperiode an der Messstelle Frankfurt/Oder leicht erhöht und der Gehalt an Gesamt-Phosphor zeigte mit einem Maximum am 27. Juli den Deichbruch in der Ziltendorfer Niederung an (wahrscheinlich phosphorhaltige Dünger).

Die Algenentwicklung während des Hochwassers war

sehr stark. Dadurch wurde gelöstes Phosphat verbraucht, während der Gehalt an Gesamt-Phosphor Ende August noch einmal anstieg.

Die Konzentration an Chloriden, deren anthropogene Hauptquelle polnische Steinkohleförderung im Einzugsgebiet ist, war sehr stark durch Verdünnung geprägt. Sie ging bis auf 25 mg/l am 21. Juli mit Erreichen der höchsten Wasserstände zurück, gegenüber 100 bis 150 mg/l in der Vorperiode. Sulfat war während des Hochwassers kaum vom Verdünnungseffekt betroffen (70-100 mg/l). Es ist sehr gut löslich und gelangte so auch mit dem abfließenden Niederschlag in das Gewässer. Sulfatquellen sind darüber hinaus hauptsächlich Sumpfungswässer (siehe auch Kapitel 3.1.6).

Die Konzentrationen der Metalle Natrium, Kalium, Kalzium und Magnesium wurden während der Hochwasserwelle durch Verdünnung verringert. Oberhalb der Einmündung der Warthe wurde, durch eine später durchlaufende Hochwasserwelle, die Verdünnung verstärkt und verlängert.

Die Schwermetalle sind besonders an die Schwebstoffe gebunden, die aus den Sedimentsenken bei extremen Hochwässern resuspendiert werden können. Leider liegen für die Zeit der maximalen Konzentration der Schwebstoffe keine Angaben für die Schwermetalle vor (8. bis 14. Juli). Aber sogar noch in der Zeit der höchsten Hochwasserstände vom 21. bis 24. Juli zeigten z.B. Blei (7-10 µg/l), Kupfer (12-20 µg/l) und Nickel (7,5-8,5 µg/l) gegenüber üblichen Spannweiten vorangegangener Jahre leicht erhöhte Werte. Bei Kupfer kam es nach dem Deichbruch in der Ziltendorfer Niederung nochmals zu einem leichten Konzentrationsanstieg, im übrigen Zeitraum wies es eine Verdünnung gegenüber der Periode vor dem Hochwasser auf. Blei zeigte besonders ab dem 29. Juli Konzentrationen, die in etwa der Vorperiode entsprachen, oder darunter lagen. Die Konzentration des Nickels war während der gesamten Hochwasserperiode höher als in der Vorperiode (von 3 µg/l auf ca. 6 µg/l). Zink konnte in der Vor- und Hochwasserperiode nicht nachgewiesen werden. Mangan wich nicht von der üblichen jahreszeitlichen Streuung ab. Bekannte Schadstoffsenken für Arsen, Chrom, Quecksilber und Cadmium wurden ausgeräumt. Extreme Verdünnung verhinderte jedoch Konzentrationsanstiege für diese Metalle.

Die Konzentration des AOX war in der Hochwasserperiode etwas höher als die der Vorperiode und schwankte im Wesentlichen zwischen 20-30 µg/l.

Von diesen Daten der Wasserbeschaffenheit ausgehend, könnten für die gefluteten Flächen im Unteren Odertal besonders die an Schwebstoffe gebundenen

Schwermetalle von Bedeutung gewesen sein. Insbesondere weil die Flutung zum Ende des Durchlaufens der maximalen Schwebstoffkonzentration erfolgte. Einen weiteren Einfluss auf die Flächen ist durch die nicht verdünnten Sulfate vorstellbar. Ebenso kann eine erhöhte Belastung der Biotope der Polder durch eingebrachte Nährstoffe und durch Algeneintrag geschlossen werden.

Eine Bilanzierung zum Stoffrückhalt des Criewener und Schwedter Polder wurde von ENGELHARDT und KRÜGER (1997, 14-17) durchgeführt. In der Bilanz wurde die Schwebstoffkonzentration (als Trockenmasse der abfiltrierten Stoffe pro Wasservolumen) des Zuflusses zum Poldergebiet am Wehr Stützkow (Oder-km 681,5), der Schwebstoffkonzentration des Abflusses vom Polder am Wehr Wrech (Oder-km 695,8), bzw. dem Abfluss in die Schwedter Querfahrt, gegenübergestellt. Die Bilanzierung erfolgte während der Winterflutung im April 1997, während der ansteigenden Hochwasserwelle im Juli 1997 und während des abklingenden Hochwassers im August 1997. Alle drei Bilanzen wiesen annähernd gleiche Schwebstoffrückhalteraten auf (April 1997: 78%; Juli 1997: 80%; August 1997: 87%).

Auf der 15 km langen Polderpassage verringerte sich die Fließgeschwindigkeit des Wassers soweit, dass Schwebstoffe aussinken konnten. Die qualitative Zusammensetzung der Schwebstoffe im Abfluss war darüber hinaus anders. Im Abfluss befanden sich größere Anteile leichter Schwebstoffe mit höherem Glühverlust. Entweder sanken die schwereren Schwebstoffe nicht organischen Ursprunges aus oder neue organische Teilchen bzw. Algenpartikel gelangten in die Schwebstoffphase. Des Weiteren wurde der Rückhalt schwebstoffgebundener Nährstoffe untersucht. Die Nährstoffbelastung der Schwebstoffe nahm im Winter und besonders im Juli 1997 auf dem Weg über dem Polder zu. Das spricht für eine Zunahme des organischen Anteiles infolge der Polderpassage. Trotzdem wurden auch partikelgebundene Nährstoffe eliminiert (Rückhalterate im April: Stickstoff 65% und Phosphor 80%; Rückhalterate im Juli: Stickstoff 14% und Phosphor 66%). Der prozentuale partikulär gebundene Nährstoffrückhalt unterliegt demnach saisonalen Schwankungen und der prozentuale Rückhalt der Schwebstoffe ist für den Polder konstant. Für partikulär gebundene Schadstoffe liegen noch keine Ergebnisse vor.

Welchen Einfluss die Veränderungen der Wasserbeschaffenheit und die Retention der Poldergebiete auf die Bodenverhältnisse in den überfluteten Poldern des Unteren Odertales ausübten, wird in Kapitel 7 dargestellt.

# 5 Beschreibung und Bedeutung der untersuchten Bodenparameter

## 5.1 Allgemeine physikalische und chemische Parameter

Neben den Schadstoffen wurden allgemeine physikalische und chemische Parameter des Bodens untersucht (siehe Kapitel 6.2). Mit Hilfe dieser Parameter können Aussagen zur Körnung, zur Bodenreaktion, zu den Sorptionsverhältnissen, zum Nährstoffgehalt (N, S), zur organischen Substanz, zum Karbonatgehalt des Bodens, zum aktuellen Wassergehalt und zur Leitfähigkeit des Bodenextraktes getroffen werden. Viele dieser Eigenschaften können das Verhalten der Schadstoffe im Boden beeinflussen. Aus ihnen sind die Filter-, Puffer- und Transformatorfunktionen des Bodens gegenüber den Schadstoffen ablesbar (BLUME 1992, 98-107). Im Folgenden sollen sie deshalb vorgestellt werden.

**Die Körnung des Bodens** erlaubt seine Einteilung in verschiedene Bodenarten. Die Hauptbodenarten (Sand, Schluff, Lehm, Ton) haben sehr unterschiedliche ökologische Eigenschaften, auch bezüglich der Schadstoffe. In Sandböden ist die Filterleistung des Bodens gegenüber suspendierten Schadstoffpartikeln größer als in Ton- oder Schluffböden. In ihnen ist die Wassermenge, die pro Zeiteinheit den Boden passieren kann, größer. Allerdings ist die Pufferfunktion des Sandbodens gegenüber der von feinkörnigeren Schluff-, Lehm-, und vor allem Tonböden gering. Die letztgenannten Böden besitzen einen höheren Gehalt an Fe-, Al- und Mn-Oxiden und an Tonmineralien. Diese Adsorbentien können aus der Bodenlösung Schadstoffe aufnehmen, an sich binden und damit immobilisieren. Die Transformatorfunktion ist, abgesehen von chemischen und photochemischen Umwandlungsvorgängen, von den Lebensbedingungen der Mikroorganismen abhängig. Diese sind in den besser durchlüfteten Sandböden günstiger als in Tonböden. Die Mikroorganismen können z.B. feste organische Substanzen in gasförmige, gelöste oder andere feste Stoffe abbauen oder umbauen. Auch gelöste organische Stoffe können in gasförmige oder feste Stoffe umgewandelt werden. Die Toxizität nimmt dabei i.d.R. ab. Bei gleicher Belastung sind die Schadstoffgesamtgehalte in Tonböden im allgemeinen höher als in Sandböden. Tonböden sind belastbarer. Ihre höheren Gesamtgehalte an Schwermetallen sagen allein nicht viel über deren ökologische Relevanz aus (SCHEFFER u.a. 1992, 21-25 u. 306-307).

Zur **organischen Substanz des Bodens** gehören nach

SCHEFFER u.a. (1992, 50-73) alle in und auf dem Mineralboden befindlichen abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie deren organische Umwandlungsprodukte und zweckmäßigerweise die durch menschliche Tätigkeit eingebrachten synthetischen organischen Stoffe (z.B. Pestizide, organische Abfälle). Der Humusgehalt nimmt mit zunehmender Bodentiefe ab. Im obersten Bodenhorizont (Ah) variiert er von 1,5-4 % in Wald- und Ackerböden, liegt bei 15 % in Dauergrünlandböden und steigt in Anmoorgleyen auf Werte von 15-30 % an.

Der Humusgehalt des Bodens wird von der Bilanz aus Biomasseproduktion und Biomasseabbau bestimmt. Besonders die Huminstoffe, als die schon stark umgewandelten hochmolekularen Humusbestandteile, sind für den Schadstoffhaushalt der Böden von Bedeutung. Sie können als Adsorbentien mit variabler Ladung auf Kationen wirken. Die organische Substanz des Bodens kann darüber hinaus auch organische Schadstoffe adsorbieren (SCHEFFER u.a. 1992, 336). Sie können dann erst bei erhöhter Mikroorganismenaktivität oder veränderter Bodenreaktion ökologisch wirksam werden. Eine Ausnahme von diesem Prinzip ist die Anlagerung organischer Schadstoffe an lösliche Huminstoffe. Die Mobilität der Organica wird in diesem Fall erhöht. An einigen unlöslichen Huminstoffen können organische Schadstoffe irreversibel festgelegt werden und verlieren als Bestandteil dieser Huminstoffe ihre Schädwirkung (gebundene Rückstände). Einige organische Schadstoffe werden auch im Boden selbst gebildet. Insgesamt hat der Humus gegenüber Schwermetallen und organischen Schadstoffen jedoch eine Pufferfunktion.

Der **Stickstoff** (SCHEFFER u.a. 1992, 259-274) im Oberboden liegt mit bis zu 95 % in organischer Substanz vor. Der N-Gehalt im Boden schwankt zwischen 0,02 und 4 %. Anorganisch befindet sich Stickstoff in Form des leicht löslichen Nitrat und in kleineren Anteilen auch als austauschbares und gelöstes Ammonium im Boden. Der Stickstoff unterliegt im Boden einem Kreislauf, dessen Einzelprozesse in bestimmter Intensität und Zeit ablaufen. Der Boden hat bei einem engen C/N-Verhältnis (10-12) eine hohe biologische Aktivität.

Der **Schwefelgehalt** in Böden des humiden Klimabereiches liegt zwischen 0,02-2 %. Unter aeroben Verhältnissen ist Schwefel in H-, O- und A-Horizonten zu 60 - 98 % organisch gebunden. In Unterböden ist er dagegen mineralisch gebunden. Sind die Bodenverhält-

nisse anaerob, so wird Schwefel in Form von Eisensulfiden angereichert, wenn mit dem Grund- oder Überflutungswasser Sulfate zugeführt werden. Geht der Boden anschließend wieder in einen aeroben Zustand über, entsteht Schwefelsäure durch Oxidation, wodurch der pH-Wert stark verringert werden kann (SCHEFFER u.a. 1992, 274-276).

**Der Carbonatgehalt des Bodens** zeigt an, wieviel Kalk im Boden vorhanden ist.  $\text{CaCO}_3$  kommt in Böden des humiden Klimas hauptsächlich im Unterboden vor. Als ein bedeutender Puffer wirkt Kalk der Bodenversauerung und ihren Folgen entgegen. Der pH-Wert sinkt in kalkhaltigen Böden kaum unter pH 7 (SCHEFFER u.a. 1992, 116).

**Die Bodenreaktion** (SCHEFFER u.a. 1992, 113) wird mit dem pH-Wert bestimmt. Die Hydronium-Ionen (vereinfacht  $\text{H}^+$ -Ionen) gelangen auf vielfältige Weise in den Boden (SCHEFFER u.a. 1992, 116). Wenn die Puffersubstanz  $\text{CaCO}_3$  fehlt, kann die Bodenreaktion Werte unter pH 7 erreichen. Das ist besonders für die Schadstoffproblematik von Bedeutung. Eine Versauerung (BLUME 1992, 272) des Bodens geht einher mit dem Austausch der Kationen, die an den Tonmineralen sorbiert gewesen sind, durch die freien  $\text{H}^+$ -Ionen. Unter diesen Kationen können auch metallische Schadstoffe sein, die nun mobilisiert werden. Mit der Desorption der Kationen (vor allem  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) sinkt der pH-Wert weiter, da die Pufferkapazität der Tonminerale gegenüber Säuren stark abnimmt. Austauscher mit variablen Ladungen (Huminstoffe, Oxide, teilweise an Tonmineralen) werden mit zunehmender  $\text{H}^+$ -Ionenkonzentration protoniert und verlieren ihre Fähigkeit, Kationen zu sorbieren.

Auch schädliche Schwermetallionen erlangen dadurch eine höhere ökologische Bedeutung. Die Schadwirkungen der nicht mehr abpuffernden oder der mobilisierten toxischen Schwermetallionen werden unter pH 4 durch  $\text{Al}^{3+}$ -Ionen verstärkt, die während der Verwitterung der Silikate freigesetzt werden. Unterhalb des pH 3 wird sogar das Ferrihydrit aufgelöst und es können die daran gebundenen Schwermetalle freigesetzt werden. Also mit der Absenkung des pH-Wertes geht in kalkfreien Böden eine Mobilisierung von vorhandenen toxischen Schwermetallionen einher, die entweder von den Pflanzen aufgenommen werden und sie schädigen oder die in das Grundwasser gelangen. Die Löslichkeit der Schwermetalle ist dabei aber von ihrem jeweiligen Grenz-pH-Wert (beginnende Mobilisierung) abhängig (BLUME 1992, 298). Für einige organische Schadstoffe nimmt die Adsorptionskapazität der Böden mit abnehmendem pH-Wert eher zu (SCHEFFER u.a. 1992, 336).

**Die Sorptionsverhältnisse des Bodens** sind von beson-

derer Bedeutung für die Pufferfunktion des Bodens gegenüber Schadstoffen. Die Kationensorption (SCHEFFER 1992, 90-107) wurde untersucht, indem die KAK, als die Fähigkeit des Bodens eine bestimmte Menge Kationen austauschbar zu sorbieren, und die austauschbaren Kationen ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{H}^+$ ) des Bodens, die tatsächlich im Boden sorbiert waren, bestimmt wurden. Daraus können S-, V- und H-Wert des Bodens berechnet werden (BARSCH u.a. 1990, 132). Der S-Wert ist die Gesamtheit der austauschbar gebundenen  $\text{Ca}^{2+}$ -,  $\text{Mg}^{2+}$ -,  $\text{K}^+$ - und  $\text{Na}^+$ -Ionen in mval/100g Boden. Der V-Wert ist der prozentuale Anteil dieser an Basen gebundenen Ionen an der KAK und der H-Wert (in mval/100g Boden) die Gesamtheit der austauschbar gebundenen  $\text{H}^+$ - und  $\text{Al}^+$ -Ionen. In ausreichend belüfteten, neutralen und salzarmen Böden Mitteleuropas sind die Ionen  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  und  $\text{Na}^+$  im Verhältnis von ca. 80:15:4:1 adsorbiert (BLUME 1992, 101). Sie dominieren in diesen Böden. Erst mit sinkenden pH-Werten nimmt der Anteil der  $\text{H}^+$ -Ionen an der KAK zu. Die KAK (SCHEFFER u.a. 1992, 90-107) des Bodens ist besonders abhängig vom Gehalt des Bodens an Tonmineralen und Huminstoffen, der Größe ihrer zugänglichen Oberfläche und der Art und Höhe ihrer Ladung. Eine Ladungsart ist die vom pH-Wert der Bodenlösung unabhängige permanente Ladung (dominiert bei Tonmineralen). Die andere Ladungsart ist die variable Ladung (bei Tonmineralen, ausschließlich bei Oxiden und organischer Substanz). Sie ist vom pH-Wert der Bodenlösung abhängig, denn sie entsteht durch Dissoziation der  $\text{H}^+$ -Ionen vom Adsorbenten. Zu dieser kommt es besonders dann, wenn der pH-Wert der Bodenlösung ansteigt. Damit ist die variable Ladung umso größer, je höher der pH-Wert der Bodenlösung ist. Desto höher die Kationenaustauschkapazität des Bodens ist, umso größer ist die Fähigkeit des Bodens toxische Metall-Ionen zu sorbieren und damit seine Pufferfunktion gegenüber diesen Schadstoffen auszuüben.

**Der aktuelle Wassergehalt des Bodens** gibt Anhaltspunkte für die zur Zeit der Probenahme herrschenden Redoxverhältnisse im Boden. Die Redoxverhältnisse des Bodens haben z.B. Einfluss auf die Oxidationsstufen und damit auf die Löslichkeit von Metallen im Boden.

**Die Leitfähigkeit des Bodenextraktes** spielt in der Regel in Überschwemmungsböden nur in den Gebieten eine größere Rolle, in denen die Flüsse stark mit Salzen belastet sind, z.B. durch Abraumsalze der Kaliindustrie (SCHEFFER u.a. 1992, 383). Die elektrische Leitfähigkeit von Böden sollte unter 0,75 mS/cm liegen (SCHEFFER u.a. 1992, 384).

## 5.2 Anorganische Schadstoffe

Als anorganische Schadstoffe wurden die in Kapitel 6.2. aufgeführten Schwermetalle und das Aluminium untersucht. Böden haben als Verwitterungsprodukt der Lithosphäre einen natürlichen Schwermetallgehalt, der auch als geogener Hintergrundwert angesehen wird. Für Tiere und/oder Pflanzen sind viele Schwermetalle als Mikronährstoffe essenziell (z.B. Cr, Cu, Ni, Zn, As, Fe, Mo, Co, Mn). Den Metallen Pb, Cd und Al konnte bisher keine ernährungsphysiologische Bedeutung nachgewiesen werden (BLUME 1992, 277). Trotz ihrer Bedeutung können die Elemente bei Überschreitung organismen- und stoffspezifischer Grenzwerte auf Tiere, Pflanzen und Menschen toxisch wirken. Grenzwerte werden vor allem dadurch überschritten, dass Schwermetalle anthropogen aus den verschiedensten Quellen in die Umwelt gelangen (KfZ, Industrie, Klärschlamm, Abfall u.a.; BLUME 1992, 287-295).

Der Boden stellt für die in die Umwelt emittierten Schwermetalle eine Senke dar. Die Schwermetalle können aber auch aus dem Boden über das Grundwasser und die Pflanzen in Nahrungsketten gelangen. Im Boden liegen die Schwermetalle in den verschiedensten Formen in der Bodenlösung vor, sind an die Feststoffphase des Bodens sorbiert (Tonminerale, Sesquioxide, Huminstoffe), in die Gitter silikatischer Minerale eingebaut oder liegen in definierten gefällten Verbindungen vor (BLUME 1992, 278 u. 295-296). Unter oxidierenden Bedingungen werden Löslichkeit und Bindung der Schwermetalle im Boden vor allem von Ad- und Desorptionsreaktionen sowie durch Komplexbildungsvorgänge organischer und mineralischer Komplexbildner beeinflusst. Damit wird das Löslichkeitsverhalten der Schwermetalle vom Gesamtgehalt an nichtsilikatisch gebundenen Schwermetallen, von der Bodenreaktion, den Gehalten an mobilisierend und immobilisierend wirkenden organischen Substanzen, von den Gehalten an pedogenen Oxiden und Tonmineralen und der Art und Konzentration der anwesenden Salze beeinflusst (HERMS u. BRÜMMER 1984). Ökologisch bedeutsam ist der Anteil des Schwermetallgehaltes der löslich ist oder leicht in die Lösungsphase überführt werden kann (SCHEFFER u.a. 1992, 306). Nur dieser Anteil kann über die Pflanzen in Nahrungsketten gelangen und in das Grundwasser ausgewaschen werden. Eine Beziehung zwischen dem gelösten und dem adsorbierten Anteil eines Schadstoffes kann in einer Adsorptionsisotherme (SCHEFFER u.a. 1992, 310-313) dargestellt werden.

Mit zunehmender Menge adsorbierter Schadstoffe steigt deren Konzentration in der Bodenlösung exponentiell an. Der Anstieg der Adsorptionsisotherme ist schwermetallspezifisch. Bei gleichen adsorbierten Gehalten sinkt die Löslichkeit in der Reihenfolge: Cd,

Zn, Ni, Mo, Cu, As/Cr, Pb. Ursache dieser Reihenfolge ist vor allem der Grenz-pH-Wert, ab dem das entsprechende Schwermetall mobilisiert wird. So kann Cd schon ab pH 6,5 mobilisiert werden und Pb wird erst unterhalb von pH 4 mobil. Die Bewertung der Böden nach ihrem Schadstoffgehalt in Bezug auf Schwermetalle erfolgt über die AbklärV. Trotz der ökologisch größeren Bedeutung der gelösten und der leicht in die Lösungsphase überführbaren Anteile des Schadstoffes wird in der AbklärV 1992 von den Gesamtgehalten des Schadstoffes im Boden ausgegangen. Aber in dieser neueren Version der AbklärV werden für Cd und Zn schon der Tongehalt und pH-Wert des Bodens berücksichtigt. Die Angaben zu den nachfolgenden Schwermetallen sind den Literaturquellen: SCHEFFER u.a. (1992) (Zahlenangaben zu Gehalten in Böden und Sedimenten wenn nicht anders angegeben), BLUME (1992), KOCH (1995), STREIT (1991) und LUCKS u.a. (1985) entnommen.

### Blei

In unbelasteten Böden (BRD) beträgt der Bleigehalt 2-60 mg Pb/kg. Neben erhöhten Bleigehalten in Böden der Umgebung von Metallhütten und bleiverarbeitenden Betrieben (bis 3.000 mg Pb/kg) weisen auch fluviale Sedimente belasteter Fließgewässer Bleianreicherungen auf. Elbe-Schlicke enthalten bis zu 1.500 mg Pb/kg. Hauptsächlich wird Blei über die Luft in den Boden eingetragen. Blei ist im Boden sehr immobil. Diese Tatsache ist aus den Bindungsformen erklärbar. Bei mäßig saurer bis alkalischer Bodenreaktion liegen 75-85 % des Bleis in oxidischer Bindung vor. Das heißt, das Blei wird von Fe-, Al- und Mn-Oxiden spezifisch adsorbiert. Spezifische Adsorption tritt bei Blei gegenüber anderen Schwermetallen in größerem Maße auf, da es in der Bodenlösung verstärkt Hydroxokomplexe bildet. Diese gebildeten Hydroxokomplexe werden bevorzugt von den Oxiden adsorbiert. Damit können sie auch nicht von Alkali- und Erdalkali-Ionen desorbiert werden. Bis zu 25 % des Blei sind in diesem pH-Bereich silikatisch gebunden. Ab pH-Werten unter 4 (Grenz-pH) wird Blei aus mineralischen Bindungen freigesetzt. Damit nimmt seine Verfügbarkeit zu.

Bei Anwesenheit von Huminstoffen wird das Blei jedoch von diesen in Form unlöslicher metallorganischer Komplexe festgelegt. In A-Horizonten mit diesem pH-Bereich sind etwa 80 % des Blei in organischer Substanz gebunden. Unter reduzierenden Bedingungen kann Blei von löslichen organischen Komplexbildnern mobilisiert werden. Sind Sulfid-Ionen vorhanden, wird es als Bleisulfid angereichert. Blei kann das Wachstum von Pflanzen und die Mikroorganismenaktivität im Boden hemmen, wobei die Pflanzen das Blei eher aus der Luft als aus dem Boden aufnehmen. Seine Toxizität ist geringer als die von Cd und Hg.

## Chrom

Der Chromgehalt der Böden beträgt in der BRD in der Regel 5-100 mg Cr/kg. Belastete Böden enthalten dagegen bis zu 3.000 mg Cr/kg. Durch Industrieabwässer belastete Elb- und Rheinsedimente haben Chromgehalte bis 760 mg/kg. In der Industrie wird Chrom vielfältig eingesetzt und gelangt über Luft, Klärschlamm und Düngemittel in den Boden und über industrielle Abwässer in die Flüsse. Chrom kommt im Boden in den Oxidationsstufen 3 ( $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ,  $\text{Cr}_2\text{O}_3 \cdot x \text{H}_2\text{O}$ ) und 6 ( $\text{HCrO}_4^-$ ,  $\text{CrO}_4^{2-}$ ) vor. Unter natürlichen Bedingungen ist in den Mineralien hauptsächlich 3-wertiges Chrom enthalten. Das heißt, 6-wertiges Chrom im Boden ist häufig anthropogenen Ursprunges. Die Reduktion 6-wertiger Chromverbindungen in 3-wertige Chromverbindungen findet bei Anwesenheit oxidierbarer organischer Substanz und unter saurer Bodenreaktion innerhalb weniger Wochen statt. Die umgekehrte Reaktion ist in gut durchlüfteten Böden ohne organische Substanz nicht unwahrscheinlich, läuft aber sehr viel langsamer ab. Die 6-wertigen Chromverbindungen werden im sauren Bereich spezifisch von Fe-Oxiden adsorbiert (Anionensorption). Das 3-wertige Chrom wird bei  $\text{pH} < 4,5$  (Grenz-pH-Wert) als  $\text{Cr}^{3+}$  von Fe(III)-Oxiden stark adsorbiert. Bei höheren pH-Werten liegt es in den beiden anderen schwerlöslichen Verbindungen vor. Damit wird deutlich, dass Chrom insgesamt sehr immobil und wenig wasserlöslich ist. Für Mensch und Tier ist 3-wertiges Chrom essenziell und 6-wertiges Chrom akut und chronisch toxisch. Wobei die Aufnahme vor allem über das Atmungssystem erfolgt. Cr(VI)-Verbindungen wirken auch phytotoxisch.

## Arsen

Der Arsengehalt normaler luftgetrockneter Böden beträgt nach STREIT (1991) 0,1-20 mg As/kg wird aber von KOCH (1995, 85) in unbelasteten Böden bei 0,2-40 mg As/kg Boden angesetzt. Arsen wird über die Atmosphäre und mit dem Wasser, das von arsenhaltigem Abwasser kontaminiert worden ist, in den Boden eingetragen. Arsen ist mit dem Grenz-pH 4,5-4 ähnlich dem Blei und Chrom im Boden eher immobil. Unter oxidierenden Verhältnissen überwiegen im Boden Arsenate ( $\text{AsO}_4^{3-}$ ) und unter reduzierenden Verhältnissen Arsenite ( $\text{AsO}_3^{3-}$ ). Diese anorganischen Arsenverbindungen sind toxischer als organische Arsenverbindungen. Sie stehen im Verdacht, Krebs zu erzeugen, für dessen Entstehung aber besonders das Einatmen arsenhaltiger Stäube eine Rolle spielt. Arsen schädigt das Wachstum der Nutzpflanzen schon bei so geringen Konzentrationen in der Pflanze, die nicht in der Lage sind humantoxische Schäden zu verursachen. Aufgrund seiner geringen Mobilität ist es schwer für Pflanzen verfügbar. Wird Arsen dennoch in zu hohen Konzentrationen von Organismen aufgenommen, kann es

auf Pflanzen, Mikroorganismen und Menschen mutagen wirken.

## Kupfer

Unbelastete Böden enthalten 2-40 mg Cu/kg Boden. Durch Klärschlammaufbringung oder Deposition aus der Luft können in belasteten Böden mehr als 1.000 mg Cu/kg auftreten. Bei pH-Werten über 5 ist der Anteil des austauschbaren Kupfers sehr gering ( $<1\%$ ). Kupfer ist in diesem Bereich überwiegend an organische Substanz (vor allem hochmolekulare unlösliche Verbindungen z.B. in Torf) und an Fe- und Mn-Oxide (z.T. in Konkretionen) sehr fest und schwer desorbierbar gebunden. Aber durch niedermolekulare Komplexbildner kann die Löslichkeit des Kupfer auch oberhalb des pH 6 stark erhöht werden. Außerdem treten oberhalb pH 6,5 lösliche Hydroxy-Cu-Komplexe und Carbonato-Cu-Komplexe in der Bodenlösung auf. In stark und extrem saurer Bodenreaktion unter pH 5 steigt der Anteil des austauschbaren Kupfers auf 20 % an. In der Bodenlösung liegen in Abhängigkeit vom pH jetzt verstärkt  $\text{Cu}^{2+}$ -Ionen vor. Unter anaeroben Bedingungen bilden sich Cu-Sulfide. Pflanzen können alle genannten gelösten Formen aufnehmen. Kupfer ist damit für Pflanzen, für die es ebenso wie für Mensch und Tier essenziell ist, trotz des geringen Grenz-pH-Wertes 4,5 gut verfügbar. Kupfer kann in zu hohen Konzentrationen auf Pflanzen, Mikroorganismen und einige Tiere, darunter auch Weidetiere, toxisch wirken. Toxische Wirkungen auf den Menschen sind nicht bekannt.

## Cobalt

In Abhängigkeit vom Cobaltgehalt des Ausgangsgesteins enthalten Böden in der Regel 1-40 mg Co/kg Boden. Cobalt ist vor allem in oxidreichen Horizonten anzutreffen, da es mit Fe- und Mn-Oxiden assoziiert vorliegt. Es wird auf der Oberfläche der Oxide adsorbiert, von den Oxiden okkludiert oder als Bestandteil des Oxidgitters gebunden. Oberhalb des pH 6 ist die Adsorption des Cobalt sehr stark, und in der Bodenlösung dominiert der durch lösliche organische Substanzen komplexierte Cobaltanteil. Mit abnehmenden pH-Werten (Grenz-pH 5,5) nimmt die Löslichkeit und Verfügbarkeit von Cobalt zu, so dass bei  $\text{pH} < 5$   $\text{Co}^{2+}$ -Ionen in der Bodenlösung dominieren. Essenziell ist Cobalt für Menschen und Tiere und einige Mikroorganismen ( $\text{N}_2$ -Fixierer). Für höhere Pflanzen ist diese Funktion nicht nachgewiesen. Toxische Wirkungen des Cobalt auf Menschen und Tiere sind nicht bekannt. Bei Pflanzen treten durch ein Überangebot an Cobalt induzierte Mangelsymptome anderer essenzieller Schwermetalle auf.



## Nickel

Der Gehalt unbelasteter Böden an Ni von 5-50 mg/kg kann durch Belastungen aus der Luft (Verbrennungsvorgänge, Kfz) und durch das Aufbringen nickelreicher Klär- und Hafenschlämme überschritten werden. Stark belastete Elbe-Sedimente enthalten bis zu 170 mg Ni/kg, während unbelastete fluviale Sedimente nur 20-30 mg Ni/kg enthalten. Nickel wird von Fe-, Mn- und Al-Oxiden sowie von Tonmineralen adsorbiert. Ähnlich wie bei Zink und Cadmium ist die Löslichkeit des Nickels von der Bodenreaktion abhängig. Bei pH <5,5 (Grenz-pH) nimmt der Gehalt an wasserlöslichem austauschbaren Nickel zu. Besonders unter reduzierenden Verhältnissen kann Nickel durch lösliche organische Komplexbildner mobilisiert werden. Damit liegen in der Bodenlösung unter pH 7,5 hauptsächlich Ni<sup>2+</sup>-Ionen und organische Ni-Komplexe vor. Nickel wirkt relativ stark phytotoxisch, wobei seine Verfügbarkeit mit sinkendem pH-Wert zu- und mit zunehmendem Tonmineral- und Oxidgehalt abnimmt. Toxische Wirkungen auf Menschen treten durch Nickel hauptsächlich im Zusammenhang mit der Aufnahme von Nickelstäuben auf.

## Zink

Unbelastete Böden enthalten zwischen 10 und 80 mg Zn/kg Boden. Dieser Gehalt kann in belasteten Böden bis auf 5.000 mg/kg ansteigen. Denn Zink ist eines der Schwermetalle das sehr häufig in der Industrie eingesetzt wird, so dass eine Belastung des Bodens neben der Klärschlammaufbringung über eine Deposition aus der Luft erfolgt. Unter aeroben Bedingungen können unbelastete Böden bei pH >7 ZnOH<sup>+</sup> in der Bodenlösung bilden, die sofort von anwesenden Fe- und Mn-Oxiden nach demselben Prinzip wie beim Blei spezifisch adsorbiert und damit festgelegt werden. In der Bodenlösung selbst liegt nur noch organisch komplexiertes Zink vor. Verschieben sich die Bedingungen zu schwach bis mäßig saurer Bodenreaktion, so wird das Zink ungefähr zur Hälfte von der organischen Bodensubstanz gebunden. Ab dem Grenz-pH 6 nimmt der Anteil an austauschbarem Zink zu, so dass es unterhalb pH 5 vor allem an Tonmineralen sorbiert vorliegt. Die Bodenlösung enthält jetzt vor allem anorganisches Zink in Form von Zn<sup>2+</sup>-Ionen. In stark belasteten Böden werden definierte Zinkverbindungen gebildet. ZnS wird unter reduzierenden Verhältnissen ausgefällt. Für alle Organismen ist Zink ein Spurenelement. Es wirkt aber bei zu hohen Gehalten auf Pflanzen phytotoxisch und hemmt Mikroorganismen. Auf Menschen wirkt es nicht toxisch.

## Cadmium

Der Cadmiumgehalt unbelasteter Böden liegt unter 0,5

mg Cd/kg. Cadmium wird über die Luft, mit phosphathaltigen Düngern und Klärschlämmen in den Boden eingetragen. Belastete Elbe-Schlicke enthalten bis zu 60 mg Cd/kg. Cadmium gehört neben Zink, Mangan und Nickel zu den mobilen, leicht verlagerbaren und damit gut verfügbaren Schwermetallen. Cadmium ist nur bei neutraler bis alkalischer Bodenreaktion in der Lage, eine spezifische Bindung nach demselben Prinzip wie Blei zu den sorbierenden Oxiden auszubilden. Unterhalb des Grenz-pH von 6,5 nimmt die unspezifische Adsorption zu. Das heißt, die Cd-Ionen sind austauschbar sorbiert, ihr Gehalt in der Bodenlösung steigt mit abnehmenden pH-Werten und zunehmenden Gehalten von Erdalkalitionen. Mit Hilfe des pH-Wertes und dem Gesamtgehalt an Cadmium kann das austauschbar gebundene Cadmium geschätzt werden. Im sauren Bereich kann die Löslichkeit durch Bildung schwerlöslicher metallorganischer Komplexe vermindert werden. Erhöht wird die Löslichkeit unterhalb des pH 6,5 in Anwesenheit von Sulfat- und Chloridionen durch Bildung löslicher anorganischer Komplexe. Unter reduzierenden Verhältnissen fällt Cadmium mit vorhandenen Sulfidionen als Cadmiumsulfid aus. Pflanzen nehmen Cadmium aus dem Boden sehr gut auf und sind hinsichtlich der Lebens- und Futtermittelrichtwerte häufig zu hoch belastet. An den Pflanzen selbst können bei erhöhten Gehalten Nekrosen und Chlorosen auftreten und Mikroorganismen werden geschädigt. Auf Menschen und Tiere wirkt Cadmium toxisch.

## Molybdän

Im unbelasteten Boden beträgt der Molybdängehalt 0,2-5 mg/kg, wobei Sandböden molybdänärmer und alluviale Böden molybdänreicher sind (Mo ist Gitterbestandteil von Silikaten). Unter reduzierenden Verhältnissen tritt im Boden 4-wertiges Molybdän auf. Es wird mit S<sup>2-</sup>-Ionen als MoS<sub>2</sub> ausgefällt. Weist der Boden oxidierende Verhältnisse auf, so ist das Molybdän 6-wertig. In der Bodenlösung tritt es oberhalb pH 5-6 als MoO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-Anion auf. Sinken die pH-Werte, werden diese Molybdat-Anionen protoniert und es bilden sich außerdem Polymolybdat-Anionen. Die in der Bodenlösung vorkommenden Anionen werden an Fe-, Al- und Mn-Oxiden im Austausch gegen OH<sup>-</sup>-Ionen adsorbiert. Diese Anionensorption ist am stärksten bei pH-Werten von 3,5 bis 4. Wenn die Ionen in den Oxidpartikeln okkludiert werden, verlieren sie ihre Austauschbarkeit. In geringem Maße können die Anionen auch von organischer Substanz und Tonmineralien sorbiert werden. Molybdän ist ein Spurenelement für Pflanzen, Tiere und Menschen. Toxische Wirkungen auf Pflanzen wurden bisher nicht festgestellt. Aber durch erhöhten Gehalt an Molybdän im Futter treten bei Tieren toxische Wirkungen auf, z.B. bei Rindern.

## Mangan

Böden enthalten zwischen 20 und 800 mg Mn/kg Boden. Jedoch gibt es Bodenhorizonte, in denen Mangan pedogen angereichert ist (bis 3.000 mg Mn/kg Boden). Die Anreicherung pedogenen Mangans findet durch Mn-Oxide statt. Diese sind Verwitterungsneubildungen des Bodens. Sehr häufig ist unter aeroben Verhältnissen die Ausfällung von Mn(IV)-Oxid. Es kann andere Schwermetalle akkumulieren und tritt mit Fe-Oxiden assoziiert auf. In neutraler und alkalischer Bodenreaktion wird die Löslichkeit des Mangan von der Bildung löslicher organischer Mangankomplexe bestimmt. In sauren Böden befindet sich dagegen  $Mn^{2+}$  in der Bodenlösung.  $Mn^{2+}$ -Ionen entstehen unter sauren Reaktionsbedingungen durch mikrobielle Reduktion von  $MnO_2$ . Begünstigende reduzierende Verhältnisse bilden sich durch zersetzbare organische Substanz sowie durch hohe Ton- und Wassergehalte. Auch durch Desorption des an Fe-Oxiden adsorbierten Mangans entstehen mit sinkendem pH-Wert freie  $Mn^{2+}$ -Ionen. Die gebildeten Ionen können unter oxidierenden Bedingungen, z.B. nach Beendigung des Überstaus schnell wieder oxidieren. Mangan ist essenziell für alle Organismen. Toxische Wirkungen auf Pflanzen treten nur in Folge stark saurer, reduzierender Bodenverhältnisse auf.

## Eisen

Der Gehalt des Bodens an Eisen ist mit 0,2-5 % des Bodens gegenüber den anderen Metallen sehr hoch. Das liegt an den ebenfalls sehr hohen Eisengehalten der Gesteinsminerale und der, an die Verwitterung dieser Minerale anschließenden, pedogenen Bildung von Fe-Oxid. Ebenso wie das Mangan reichert sich Eisen mit den Fe-Oxiden in einzelnen Bodenhorizonten, in Fe-Konkretionen und Rostflecken an. Unter aeroben Bedingungen bei pH >3,5 liegt Fe in dem 3-wertigen Fe-Oxid, dem sehr gut kristallinen und stabilen Goethit, und in dem schlecht kristallinen Ferrihydrit vor. Fe-Oxide können Schwermetallhydroxokomplexe ( $MOH^+$ ) spezifisch adsorbieren. Diese Form der Adsorption nimmt für die Schwermetalle in der Reihenfolge Cd, Ni, Co, Zn, Cu, Pb, Hg zu. Die sehr geringe Löslichkeit ist unter den oben genannten Bedingungen auf lösliche organische Eisenkomplexe beschränkt. Sinken die pH-Werte unter 3,5, dann können auch  $Fe^{3+}$ -Ionen gelöst werden. Unter anaeroben Verhältnissen wird Fe(III)-oxid zu  $Fe^{2+}$ -Ionen reduziert. Diese liegen dann in der Bodenlösung vor. Eisen ist für Pflanzen, Tiere und Menschen ein essenzielles Element.

## Aluminium

Der Aluminiumgehalt eines Bodens ist sehr stark abhängig von seinem Gehalt an Silikaten und deren

Umbildungsprodukten. Während der Verwitterung aluminiumreicher Silikate wird Al bei ausreichender Konzentration der Verwitterungslösung an Silicium (>0,5 mg Si/l) in die sich pedogen neubildenden Tonminerale eingebaut. Beträgt die Konzentration der Verwitterungslösung <0,5 mg Si/l, dann bildet sich Aluminiumoxid (häufig Gibbsit). In der Bodenlösung treten  $Al^{3+}$ -Ionen erst bei stark saurer Bodenreaktion auf, da die Zerstörung von Tonmineralen und Aluminiumoxiden bei pH-Werten unter 4 stattfindet. In humusreichen Böden kann Aluminium schon vorher, wie das Eisen, mit Hilfe löslicher organischer Komplexe in Lösung überführt werden. Eine Mobilisierung von Aluminium beginnt ab dem Grenz-pH 5,5. Aluminium ist kein essenzielles Spurenelement. Freie  $Al^{3+}$ -Ionen wirken auf Pflanzen toxisch.

Die Bedeutung von Mangan, Eisen und Aluminium hinsichtlich der Schadstoffproblematik liegt hauptsächlich in ihrer Fähigkeit Sorbenten (Oxide, Tonminerale) für die anderen Schwermetalle zu bilden. Ein hoher Gesamtgehalt an diesen Metallen hat bei alkalischer, neutraler, bis hin zu mäßig saurer Bodenreaktion einen immobilisierenden Einfluss auf die Schwermetalle. Allerdings werden bei stark saurer Bodenreaktion  $Al^{3+}$ -Ionen freigesetzt, die selbst stark phytotoxisch wirken.

## 5.3 Organische Schadstoffe

Jährlich werden weltweit etwa 1.000 neue Substanzen industriell hergestellt. Bei dem Großteil dieser Substanzen handelt es sich um organische Chemikalien (SCHEFFER u.a. 1992, 334). Diese organischen Chemikalien gelangen in die Umwelt und können in Abhängigkeit von ihren Eigenschaften in aquatischen und terrestrischen Ökosystemen als Schadstoffe wirken. Einerseits werden sie bewusst in die Umwelt als Pflanzenschutzmittel eingebracht. Andererseits gelangen sie als Nebenprodukte bei der Herstellung von Pflanzenschutzmitteln und anderer chemischer Substanzen oder während weiterer Produktionsvorgänge, z.B. unvollständige Verbrennungen, in die Umwelt. Sie werden aber auch als Wirkstoffe, z.B. Lösungsmittel in der Industrie und anderen Lebensbereichen eingesetzt und gelangen von dort in die einzelnen Umweltkompartimente. Akute, regional begrenzte Gefährdungen der Umwelt ergeben sich aus Chemieunfällen, Havarien, Altöl- und Altlastenstandorten und Transportunfällen. Die organischen Chemikalien sind sehr vielfältig und weisen unterschiedlichste physikalische und chemische Eigenschaften auf. Sie werden zu einzelnen Schadstoffgruppen zusammengefasst. Das Ordnungsprinzip ist dabei i.d.R. das Molekülgerüst.

Die Eigenschaften physikalischer, chemischer und damit auch toxikologischer und ökotoxikologischer Art variieren auch zwischen den Einzelsubstanzen einer

Schadstoffgruppe. Das spielt eine große Rolle bei der Bewertung der Belastung des Bodens mit diesen Schadstoffen. Das Verhalten organischer Chemikalien wird neben den Bodeneigenschaften bzw. in Wechselwirkung mit den Bodeneigenschaften auch von den Chemikalieneigenschaften bestimmt. Die entscheidenden Chemikalieneigenschaften sind nach SCHEFFER u.a. (1992, 335-337) folgende:

1. Die substanzspezifische Toxizität  
Sie bestimmt zusammen mit der Menge des Stoffes seine Wirkung auf die Organismen und damit auch auf den Bodenzustand.
2. Die Persistenz  
Die Dauer der Schädwirkung ist von der Persistenz des Stoffes abhängig. Einige Stoffe können schon nach Ablagerung auf der Bodenoberfläche photochemisch durch UV-Licht abgebaut werden. Auch die Empfindlichkeit für chemische Zerfallsprozesse und mikrobiellen Abbau im Boden bestimmt die Beständigkeit eines Stoffes. Wenig persistente Stoffe sind ungefährlicher, sofern keine schädlichen Abbauprodukte entstehen.
3. Der Dampfdruck  
Wenn zu einer hohen Persistenz ein hoher Dampfdruck hinzukommt, ist der Stoff häufig ubiquitär verteilt und kaum an den Ort der Emission gebunden.
4. Die Löslichkeit  
Die Löslichkeit der Chemikalien im Boden ist von der Wasserlöslichkeit eines Stoffes und von seiner Adsorbierbarkeit abhängig.
5. Die Adsorbierbarkeit  
Die Adsorbierbarkeit wird für mittlere Konzentrationsbereiche des Stoffes in der Bodenlösung durch die Adsorptionsisotherme von Freundlich<sup>4</sup> beschrieben. Das heißt, die adsorbierte Menge organischen Stoffes steigt exponentiell mit seiner zunehmenden Konzentration in der Bodenlösung. Der Adsorptionskoeffizient  $K$  gibt die Menge (in mg) des adsorbierten Stoffes an, die bei einer Gleichgewichtskonzentration von 1 mg/l von einer Gewichtseinheit (in kg) des Adsorbenten gebunden wird. Er variiert für die verschiedenen Chemikalien zwischen weniger 0,5 und mehr als 1.000 mg/kg Boden. Da die Adsorption organischer Chemikalien hauptsächlich durch die organische Substanz des Bodens erfolgt, wird  $K$  auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff bezogen und als  $K_{oc}$ <sup>5</sup> bezeichnet. Dieser liegt zwischen weniger als 50 und mehr als 50.000 und nimmt für einige Chemikalien mit sinkendem pH-Wert zu. Durch Protonierung können anionisch vorliegende Stoffe in ihre Moleküle umgewandelt und damit über Wasserstoffbrückenbindung besser von der organischen Substanz gebunden werden. Die adsorbierten Stoffe sind vor Abbau, Auswaschung und Pflanzenaufnahme geschützt.

- Lösliche Huminstoffe dagegen mobilisieren die organischen Schadstoffe.
6. Die Fixierbarkeit  
Organische Chemikalien können von Mikroorganismen oder unlöslichen Huminstoffen, so in die Biomasse des Bodens eingebaut werden, dass sie nicht mehr als eigenständige Substanzen wirken können. Es handelt sich um gebundene Rückstände.

Im Folgenden werden die einzelnen Schadstoffgruppen beschrieben.

### **Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK, englisch: PAH)**

Unter der Bezeichnung PAK werden alle Verbindungen zusammengefasst, deren Molekül aus einer unterschiedlichen Anzahl kondensierter Benzolringe besteht. Es gibt einige hundert Verbindungen. Bekannt sind Naphthalin mit 2 Ringen, Anthracen und Fluoranthen mit je 3 Ringen, Benzo(b, k, j)-fluoranthen mit je 4 Ringen, Benzo(a)pyren und Benzo(e)pyren mit je 5 Ringen und das Benzo(ghi)perylen mit 6 Ringen. In Mitteleuropa enthalten ackerbaulich genutzte Böden <0,5 mg PAK/kg Boden. Eine Erhöhung der Gehaltes an PAK im Boden findet vor allem durch nasse und trockene Deposition aus der Luft statt. Eine gezielte Herstellung der PAK erfolgt nicht, sondern sie entstehen während unvollständiger Verbrennung organischer Substanz (z.B. Energiegewinnungsanlagen, Koksherstellung, Kfz, Wald- und Moorbrände). Die in die Luft freigesetzten PAK werden dort an Schwebstaub gebunden und ubiquitär verteilt. Durch die Filterwirkung des Waldes enthalten Waldböden in ihren Humusaufgaben 0,6-1,7 mg PAK/kg Boden. Böden in Ballungsgebieten enthalten 1-5 mg PAK/kg Boden. Der Gehalt in fluvialen Sedimenten beträgt 10 mg/kg.

Eine natürliche Bildung von PAK im Boden findet wahrscheinlich unter reduzierenden Verhältnissen statt. Im Boden werden PAK hauptsächlich an Huminstoffe gebunden ( $K_{oc}$  Naphtalin: 1.000; Benzo(a)pyren: 1.000.000). Die Bindungsstärke steigt mit der Anzahl der Benzolringe. Die PAK sind im Boden kaum verlagerbar, nur eine Bindung an lösliche Huminstoffe oder eine Kontamination des Bodens mit Tensiden oder Ölen führen zur Verlagerung. Die Verbindungen mit 2-

<sup>4</sup> Bei zu großen Gleichgewichtskonzentrationen ist die zu belegende Oberfläche begrenzt und damit wird der Anteil der adsorbierenden Menge überschätzt, da die mathematische Gleichung diese Begrenzung nicht berücksichtigt. Bei sehr kleinen Gleichgewichtskonzentrationen besteht anstatt des exponentiellen Zusammenhanges eher ein linearer Zusammenhang zwischen Gleichgewichtskonzentration und adsorbierter Menge. (ZIECHMANN u.a. 1990, 135)

<sup>5</sup>  $K_{oc} = (K / \%C_{org} \times 100)$

3 Benzolringen können in weniger als 6 Monaten von Pseudomonas, Micrococconen und Pilzen zur Hälfte abgebaut werden. Höherkondensierte PAK sind so stark adsorbiert, dass ihre Halbwertszeit mehrere Jahre beträgt. Verbindungen mit 4 und mehr als 4 Ringen sind karzinogen und mutagen, z.B. Benzo(a)pyren und Benzo(b)fluoranthen. Allerdings besteht kein starker Zusammenhang zwischen dem Gehalt an PAK im Boden und dem der Pflanzen (geringe Verfügbarkeit, nur für niedrigkondensierte PAK höher). Diese Angaben zu den PAK sind aus SCHEFFER u.a. (1992, 341-343), BLUME (1992, 355-356) und STREIT (1991).

### **Polychlorierte Dibenzodioxine und Polychlorierte Dibenzofurane (PCDD/F)**

Die PCDD/F sind 2 Verbindungsklassen aromatischer Ether. Es gibt 135 verschiedene PCDF und 75 PCDD verschiedenen Chlorierungsgrades und unterschiedlicher Stellung der Chloratome am Molekül (SCHEFFER u.a. 1992, 341; BALLSCHMITER 1985, 8).

Es ist anzunehmen, dass die heute ...ubiquitär verbreiteten... PCDD/F ...hauptsächlich als Substanzen anthropogenen Ursprungs anzusehen... sind (DITTRICH u.a. 1994, 114 u.110), denn sie werden in Sedimentbohrungen erst seit Beginn der Produktionsaufnahme chlorierter aromatischer Verbindungen datiert. Als Nebenprodukte der Herstellung solcher Verbindungen, z.B. Herbizide und Holzschutzmittel-PCB, werden sie nicht gezielt hergestellt. Außerdem entstehen sie bei Verbrennungen organischer und anorganischer Chlorverbindungen und befinden sich damit im Ruß und Staub von Kfz, Müllverbrennungsanlagen und Waldbränden (SCHEFFER u.a. 1992, 341).

Aufgrund dieser Zusammenhänge und analytischer Grenzen werden äußerst unterschiedliche Hintergrundwerte in den Literaturquellen genannt. In Nordrhein-Westfalen wurden im ländlichen Raum 0-10 ng TE(BGA)/kg Boden, im Ballungsgebiet 10-15 ng TE(BGA)/kg Boden und in Überschwemmungsgebieten in 0-10 cm Tiefe 23 ng TE(BGA)/kg Boden gemessen (DITTRICH u.a. 1994, 111-112).

Dioxine sind sehr schlecht wasserlöslich und der Dampfdruck ist vom Chlorierungsgrad abhängig. Ihr Transport in Luft und Wasser erfolgt deshalb hauptsächlich partikulär gebunden. Auch im Boden werden sie stark adsorbiert, fast ausschließlich an die organische Substanz (Koc >100.000). Damit sind sie sehr immobil (SCHEFFER u.a. 1992, 341). Der mikrobielle und durch UV-Licht initiierte Abbau ist im Boden sehr gering (HUTZINGER 1985, 28). Die PCDD/F sind sehr toxisch, insbesondere das 2,3,7,8 TCDD. Es ist die giftigste Substanz, die bisher in chemischen Produktionsprozessen aufgetreten ist. Sie ist akut und chro-

nisch toxisch; z.B. Chlorakne, Krebs (SCHLATTER 1985, 13). Aber auch die anderen Vertreter der 2,3,7,8-Klasse sind toxisch. Da sich die Wirkungen der Einzelsubstanzen jedoch sowohl unterscheiden (DITTRICH u.a. 1994, 108) als auch summieren (LUKASSOWITZ 1990, 350), werden sie mit unterschiedlichen Faktoren gewichtet, auf das 2,3,7,8 TCDD bezogen und summiert. Für diese Toxizitätsäquivalente (TE) gibt es unterschiedliche Modelle, in Bezug auf einbezogene Substanzen und Faktoren (DITTRICH u.a. 1994, 109). Gebräuchlich sind die I-TE (Internationale TE, nach NATO-CCMS) und die BGA TE (TE des Bundesgesundheitsamtes). Erstere wurden in die AbfklärV von 1992 übernommen. Ihre Ergebnisse unterscheiden sich bei dem im Boden vorkommenden Stoffgemisch kaum voneinander. Der Mensch nimmt PCDD/F im Normalfall überwiegend mit Fleisch und Milch auf (GESCHKE u.a. 1992, 199). Daher bestehen sehr strenge Bodenrichtwerte für Grünlandnutzung durch Weidetiere (5 bis 40 ng/kg: eingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung), denn die Tiere nehmen belastete Bodenpartikel beim Weiden auf (DITTRICH u.a. 1994, 109).

### **Polychlorierte Biphenyle (PCB)**

Das Grundgerüst der PCB ist das Biphenyl (SCHEFFER u.a. 1992, 340). Es gibt 209 Kongenere (bedingt durch Chlorierungsgrad, Stellung der Chloratome). Untersucht werden in der Regel 6 dieser Verbindungen: K 28, K 52, K 101, K 138, K 153, K 180 (Norm DIN 38414 Teil 20). Sie wurden auch diesmal untersucht. Es handelt sich um Tri- bis Heptachlorbiphenylverbindungen, deren Chlorierungsgrad mit steigender Kongenerezahl zunimmt. PCB sind ausschließlich anthropogen hergestellte Substanzen, die seit 1929 weltweit produziert werden, ihren Einsatz z.B. als Transformatoröle, Isolier- und Kühlmittel fanden, deren Produktion 1983 in der BRD eingestellt wurde, die aber immer noch in geschlossenen Systemen angewandt werden. Über Lecks, Unfälle und Klärschlamm gelangen sie punktuell in den Boden (SCHEFFER u.a. 1992, 340; BLUME 1992, 358; KAMPE u.a. 1988).

Eine weitflächige Verteilung ergibt sich für die aus Müllverbrennungsanlagen austretenden PCB über die Luft, aber auch über das Wasser (STREIT 1991; BLUME 1992, 358). Außerdem entstehen sie im Boden durch UV-induzierten Abbau von appliziertem DDT über die Zwischenstufe DDE (FÜHR 1986, 75-76). PCB sind ubiquitär verteilt. In wenig belasteten Böden tritt ein Gehalt von 0,02-0,1 mg/kg auf, der durch Klärschlammgaben auf 1,5 mg/kg Boden, und in Industrienähe auf bis zu 100 mg/kg Boden ansteigt, fluviale Sedimente enthalten 0,1-0,5 mg/kg (SCHEFFER u.a. 1992, 340).

Im Boden werden die PCB vor allem sehr stark an die

organische Substanz gebunden (Koc von mehr als 20.000 steigen mit zunehmendem Chlorierungsgrad an). Die Sorption nimmt mit steigendem pH ab und mit dem Humus- und Eisenoxidgehalt zu. Die Tonminerale werden in einigen Studien als Sorbenten (SCHEFFER u.a. 1992, 340) bezeichnet, währenddessen andere keinen Einfluss des Tongehaltes feststellen (BLUME 1992, 358). Für die erstgenannte Studie wurde allerdings das PCB in Hexan gelöst und dann auf ein kommerzielles Tonmineral gegeben (SCHARPENSEEL u.a. 1977). Das entspricht kaum den natürlichen Bodenverhältnissen, die vom Lösungsmittel Wasser geprägt sind. Für Pflanzen sind die PCB aufgrund ihrer starken Sorption und geringen Wasserlöslichkeit (0,1 µg/l - 6 mg/l nach STREIT 1991) kaum verfügbar. Die Aufnahme durch Pflanzen soll nach BLUME (1992, 359) bei höherchlorierten PCB stärker als bei niedrigchlorierten sein. Das Gegenteil wird von SCHEFFER u.a. (1992, 340) angegeben und ist aufgrund der höheren Wasserlöslichkeit niedrigchlorierter PCB auch plausibler. Allerdings wird von BLUME eine Aufnahme durch die Pflanzen über die Gasphase des Bodens hervorgehoben. Der Abbau erfolgt durch Mikroorganismen nur sehr langsam, der Hauptteil der PCB entweicht dem Boden über Verflüchtigung. Bei Tieren reichern sich die PCB im Fettgewebe an. Sie können sich demnach über den Pfad: Boden - Weidetier - Mensch auch im Menschen anreichern. PCB sind sehr giftig (Verdacht auf Kanzerogenität), aber ob eine Aufnahme über diesen Pfad gegenwärtigen eine Gefährdung darstellt, ist nicht bekannt. Gefährlich sind die PCDD/F-Verunreinigungen des PCB-Gemisches (STREIT 1991).

## Phenole

In der vorliegenden Arbeit wurden das Phenol und methylierte (o-; m-; p-Kresol), chlorierte (o-Chlorphenol; 2,4-Dichlorphenol; 2,4,6-Trichlorphenol; Pentachlorphenol), nitrierte (o-; p-Nitrophenol; 2,4-Dinitrophenol) Phenole und ebenfalls das 4-Chlor-3-Methylphenol und das Dinitro-o-cresol (auch DNOC genannt) untersucht. Phenole werden für viele Zwecke und Anwendungen (z.B. Kunststoffe, Weichmacher, Pestizide, Farbstoffe) produziert und können durch Produktion, Anwendung und Unfälle in die Umwelt emittieren (KOCH 1995, 310). Aber Phenole werden auch in natürlichen Stoffkreisläufen gebildet (BLUME 1992, 372). Die Phenole sind alle sehr reaktiv und aktiv, denn die Hydroxygruppe kann die Protonen des Benzolkerns aktivieren. Das Umweltverhalten und die Toxizität werden jedoch durch Art, Anzahl und Stellung der Substituenten bestimmt. Aus diesem Grund ist es notwendig, die Einzelverbindungen zu betrachten, um zu Aussagen zu kommen (KOCH 1995, 311).

Phenol ist leicht wasserlöslich (67 g/l bei 20°C-KOCH 1995, 311) und besitzt damit im Boden eine hohe

Mobilität. Damit ist es für Pflanzen gut verfügbar.<sup>6</sup> Phenol wird durch Humus (der  $K_{oc}$  ist mit 27 sehr gering; BLUME 1992, 373) mittels Wasserstoffbrückenbindung zwischen OH-Gruppe und H-Bindungsstelle des Humus und durch Tonminerale gebunden. Der Abbau erfolgt sehr schnell. In 3 Tagen sind im Labor ca. 45 % des Phenols von den Mikroorganismen aus einer Parabraunerde abgebaut worden (BLUME 1992, 374).

Mit zunehmender Chlorierung sinkt bei den Chlorphenolen (STREIT 1991; BLUME 1992, 372-375; KOCH 1995, 179) die Wasserlöslichkeit (o-Chlorphenol 28,5 g/l; 2,4-Dichlorphenol 4,55 g/l; 2,4,6-Trichlorphenol 420 mg/l; Pentachlorphenol 14mg/l - bei 20°C) und die Bindung im Boden an die Humusbestandteile nimmt zu (von Chlorphenol mit  $K_{oc}$ : 60 bis Pentachlorphenol mit  $K_{oc}$ : 360-900). Damit läuft auch der mikrobielle Abbau mit zunehmendem Chlorierungsgrad immer langsamer ab. Im Vergleich zum Phenol (s.o.) wird Trichlorphenol unter gleichen Bedingungen zu 51 % erst nach 10 Wochen abgebaut. Mit zunehmendem pH nimmt die Sorption ab. Unter anaeroben Bedingungen im Boden können Chlorphenole dechloriert werden.

Kresole (KOCH 1995, 284) werden in der Natur bei der Eiweißzersetzung gebildet. Ihre Wasserlöslichkeit ist mit 20 g/l bei 20°C etwas geringer als die des Monochlorphenol. Sie werden mit einem  $K_{oc}$  von 35-400 in geringerem Umfang als hochchlorierte Chlorphenole vom Humus adsorbiert. Sehr schnell werden sie mikrobiell abgebaut. In 2 Tagen sind unter aeroben und in 20 Tagen unter anaeroben Verhältnissen 90 % des Kresols abgebaut (BLUME 1992, 375).

Die Nitrophenole haben mit o-Nitrophenol (1,26 g/l) und p-Nitrophenol (13,7 g/l) eine relativ gute Wasserlöslichkeit, währenddessen die von 2,4-Dinitrophenol gering ist (STREIT 1991). Die Sorption im Boden ist mit einem  $K_{oc}$ -Wert von 290 für p-Nitrophenol auch gering (BLUME 1992,373).

Das DNOC (KOCH 1995, 241) wird hauptsächlich als Pestizid in Form von Salzen in den Boden eingetragen. Als Salz ist es sehr gut löslich und es besteht die Gefahr des Auswaschens in das Grundwasser. Von Pflanzen wird es nicht aufgenommen. Es wird zu Phenol und Aminophenol abgebaut.

Die Phenole sind in unterschiedlichem Ausmaß toxisch, wobei akut Hautschädigungen und chronische Schädigungen

<sup>6</sup> In einem Versuch wurden 43% des applizierten Phenols von den Pflanzen aufgenommen und in die Blätter transportiert (BLUME 1992, 375)

gungen der Nieren und der Atmung auftreten können. Wahrscheinlich spielt der Aufnahmepfad: Boden - Pflanze - Mensch aber keine Rolle, da die Stoffe insgesamt sehr schnell abgebaut werden und auch in Organismen nicht gespeichert werden können. Eine größere Gefährdung könnte sich durch kontaminiertes Trinkwasser ergeben.

## Chlorpestizide

Der Begriff Chlorpestizide wird hier als Sammelbegriff für das als Fungizid wirkende Hexachlorbenzol (HCB) und die als Insektizide eingesetzten bzw. bei deren Produktion und Abbau ebenfalls entstehenden Begleitstoffe wie die 3 Isomere des Hexachlorhexan:  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH (Lindan) und die Verbindungen des DDT-Gemisches: p,p'-DDT, p,p'-DDE, p,p'-DDD angewandt.

Das HCB (C<sub>6</sub>Cl<sub>6</sub>) ist neben den Chlorpestiziden zugleich ein Vertreter der Chlorbenzole. Es ist durch den vollständigen Ersatz der Wasserstoffatome des Benzolringes mit Chloratomen gekennzeichnet. Seit 1977 ist es in der BRD verboten, wurde aber jahrelang als Flammschutzmittel und Fungizid eingesetzt, kommt als Verunreinigung in anderen Chemikalien vor und tritt bei Verbrennung chlorhaltiger Stoffe auf, so dass es auch heute noch ubiquitär vertreten ist. Wenig belastete Böden enthalten 10 bis 40 µg/kg. In fluvialen Sedimenten der Elbe und des Rheins wurden bis 1.200 µg/kg gemessen. In Böden wird es hauptsächlich vom Humus gebunden (K<sub>oc</sub>: 20.000 bis > 50.000), wobei die adsorbierte Menge mit abnehmendem pH-Wert ansteigt. Das HCB ist kaum wasserlöslich (7,9 µg/l). In stark belasteten Böden geht es in die Gasphase über und schlägt sich nachfolgend auf oberirdischen Pflanzenteilen nieder. Im Boden kann es während des HCH-Abbaus gebildet werden. Selbst wird es durch UV-Licht an der Bodenoberfläche zerstört. (SCHEFFER u.a. 1992, 339)

Das HCH ist ein Cyclohexan bei dem 6 der 12 Wasserstoffatome durch Chlor ersetzt wurden. Das  $\gamma$ -HCH ist das als Lindan bekannte Insektizid, bei dessen Herstellung u.a. auch die weniger insektizid wirkenden Formen  $\alpha$ - und  $\beta$ -Hexan entstehen. Die Anwendung und die Lagerung der HCH-Isomere in offenen Halden (Windverfrachtung) ist dafür verantwortlich, dass HCH heute weitverbreitet ist. In kaum belasteten Böden beträgt der Gehalt an HCH 0 bis 2,4 µg/kg. Das  $\gamma$ -HCH ist das stabilste Isomer und reichert sich im Verhältnis zu den anderen relativ im Boden an. Das durch nasse Deposition eingetragene HCH wird zu 99 % im Boden gebunden, hauptsächlich durch die organische Substanz (K<sub>oc</sub> von  $\gamma$ -HCH: 44.000; STREIT 1991). Die Wasserlöslichkeit ist mit 8 mg/l bei 20°C für  $\gamma$ -HCH relativ

gering. In stark kontaminierten Böden können Pflanzen jedoch große Mengen HCH aufnehmen. Die dadurch erfolgte Anreicherung in Futterpflanzen kann zu erhöhten HCH-Gehalten in der Milch führen. Unter aeroben Bedingungen erfolgt der HCH-Abbau sehr langsam (in 18 Wochen bis 3 Jahren sind 75 bis 100 % abgebaut) und unter anaeroben Bodenverhältnissen sehr schnell (in weniger als 6 Wochen sind 75 bis 100% abgebaut).<sup>7</sup> (SCHEFFER u. a. 1992, 338-339 u. 354)

Das DDT ist im weitesten Sinn die Bezeichnung für das technische Gemisch aus p,p'-DDT (77,1 %); o,p'-DDT (14,9 %); p,p'-DDE (4,0 %); p,p'-DDD (0,3 %); o,p'-DDE (0,1%) und etwa 3,5 % nicht identifizierter Stoffe. Gemessen wurden von den Einzelsubstanzen DDT, DDE und DDD jeweils die p,p'-Isomere, da sie die wichtigeren Produkte darstellen. Das hauptsächlich wirksame Insektizid ist das p,p'-DDT. Bei seiner Herstellung und Anwendung gelangt es gemeinsam mit seinen Beiprodukten in die Umwelt. Die Verbindungen p,p'-DDT, p,p'-DDE und p,p'-DDD sind kaum wasserlöslich (1-10 µg/l bei 20°C). Durch sehr starke Adsorption an die organische Substanz des Bodens (K<sub>oc</sub>: >200.000) ist das DDT-Gemisch trotz Herstellungsverbots (DDT-Gesetz 1972) noch in allen Böden zu finden. Das p,p'-DDT wird im Boden zu p,p'-DDE abgebaut (Hauptumwandlungsprodukt). Auch p,p'-DDD kann unter anaeroben Bedingungen mikrobiell aus p,p'-DDT gebildet werden. (STREIT 1991). Der Abbau des DDT dauert unter aeroben Bedingungen 1 bis mehr als 3 Jahre, unter anaeroben nur 18 Wochen bis ein Jahr (SCHEFFER u.a. 1992, 354).

Das HCB ist karzinogen und kann bei akuter Vergiftung (Verzehr gebeizten Saatgutes) zu einer Stoffwechselkrankheit führen. Die HCH-Isomere und das DDT-Gemisch wirken auf die Insekten als Atemgifte und sind auch für Menschen toxisch, wobei das HCH (teilweise karzinogen und mutagen) generell die höhere Toxizität aufweist. Da alle Stoffe von Pflanzen aufgenommen werden, besteht die Möglichkeit der Anreicherung in der Nahrungskette.

## Chlorbenzole

Als Chlorbenzole bezeichnet man alle Verbindungen, die aus einem Benzolring bestehen, dessen Wasserstoffatome in unterschiedlichem Grad durch Chloratome ersetzt sind. Aus dieser Stoffgruppe wurden das 1,2-; 1,3- und 1,4-Dichlorbenzol, das 1,2,3-; 1,2,4- und 1,3,5-Trichlorbenzol, das 1,2,3,4- und 1,2,4,5-

<sup>7</sup> Die Zahlenangaben zum Abbau beziehen sich auf den Abbau bis zu biologisch unwirksamen Metaboliten (SCHEFFER u. a. 1992, 353).

Tetrachlorbenzol, das Pentachlorbenzol und das schon beschriebene Hexachlorbenzol untersucht.

Chlorbenzole sind in der chemischen und pharmazeutischen Industrie Zwischenprodukte, werden als Lösungsmittel eingesetzt und als Biozide angewandt (KOCH 1995, 167). Während der Produktion und Anwendung gelangen sie in die Umwelt. Über das Vorkommen (STREIT 1991) im Boden liegen für die Chlorbenzole, abgesehen vom schon beschriebenen HCB, keine Angaben vor. Im Rheinsediment wurden 15-230 µg 1,2-Dichlorbenzol/kg und 15-210 µg/kg 1,4-Dichlorbenzol gemessen. Natürliche Quellen dieser Stoffe sind nicht bekannt. Teilweise können sie als natürliche Abbauprodukte aus dem Abbau anthropogen eingetragener Stoffe entstehen (1,3-Dichlorbenzol und 1,3,5-Trichlorbenzol aus Lindan).

Ihre Wasserlöslichkeit nimmt mit zunehmender Chlorierung ab (Dichlorbenzole 40-145 mg/l; Hexachlorbenzol 3-8 µg/l bei 20°C - siehe STREIT 1991). Ebenso nimmt der Dampfdruck in dieser Richtung ab. Wohingegen ihre Bindung im Boden, die hauptsächlich vom Humus realisiert wird, mit zunehmender Chlorierung stärker wird ( $K_{oc}$  für 1,2-Dichlorbenzol 320, für Hexachlorbenzol 20.000 - siehe STREIT 1991). Höherchlorierte Chlorbenzole werden stärker im Boden akku-

muliert, währenddessen sich niedrigchlorierte Chlorbenzole aus dem Boden verflüchtigen oder bei stärkerer Kontamination in das Grundwasser ausgewaschen werden. Chlorbenzole sind akut und chronisch toxisch (Nervensystem und Nieren werden angegriffen). Über den Transfer Boden - Pflanze ist hinsichtlich der Chlorbenzole wenig bekannt, abgesehen vom HCB. Da neben der rein physikalischen Wasserlöslichkeit auch andere Mobilisierungsvorgänge im Boden, z.B. durch lösliche Huminstoffe und durch Übertritt in die Gasphase, eine Rolle spielen können und die Speicherung in den Pflanzen zudem von der Lipophilie abhängig ist, die mit zunehmender Chlorierung steigt, ist es kaum möglich, ohne Untersuchungsergebnisse abzuschätzen, in welchem Ausmaß ein Transfer vorhanden ist.

#### Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)

Dieser Summenparameter für die an Aktivkohle adsorbierbaren Organohalogenverbindungen (i.d.R. Organochlorverbindungen) erlaubt nur eine quantitative Aussage (HOLLER u.a. 1996). Verhalten oder Toxizität der im Einzelnen hinter dem ermittelten Wert stehenden Stoffe und Stoffgruppen sind sehr verschieden. Es kann sich um zahlreiche verschiedene Verbindungen handeln; siehe auch PCB, PCDD/F, Chlorpestizide, Chlorphenole, Chlorbenzole etc.

## 6 Methoden

In der vorliegenden Arbeit soll der Schadstoffgehalt der Böden im Nationalpark "Unteres Odertal" vor und nach dem Sommerhochwasser 1997 untersucht und bewertet werden.

Für die Bewertung der Schadstoffbelastung vor dem Sommerhochwasser wurde auf Daten der Forschungs- und Entwicklungsvorhaben: "Regionale Kennzeichnung und Bewertung der Schadstoffbelastung von Überschwemmungsgebieten zur Landnutzungsplanung am Beispiel des Nationalparks Unteres Odertal" sowie "Bodennormwerte für das Land Brandenburg - organische Schadstoffe und Schwermetalle" zurückgegriffen. Beide Projekte wurden im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg der Abteilung Abfallwirtschaft, Altlasten, Bodenschutz durchgeführt. An der Bearbeitung der Projekte waren das Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. Müncheberg und die Agrar- und Umweltanalytik GmbH Jena beteiligt.

Damit waren für die Untersuchung der Schadstoffbelastung nach dem Sommerhochwasser die Fragen der Standortauswahl, der Probenahme, der zu untersu-

chenden Parameter und der Labormethoden weitgehend vorgegeben. Nur durch eine Übereinstimmung hierin konnten Veränderungen des Stoffhaushaltes im Boden festgestellt werden.

In den beiden folgenden Kapiteln (6.1 und 6.2) werden deshalb zunächst die Vorgaben des angeführten Projektes deutlich gemacht, bevor ihnen die Untersuchungen, die nach dem Hochwasserereignis durchgeführt wurden, gegenübergestellt werden.

### 6.1 Standortauswahl, Standortkennzeichnung und Probenahme

Die Beprobung der Böden vor dem Hochwasserereignis erfolgte entlang von 3 Transekten an insgesamt 45 Standorten. Die Transekten verliefen, wie in Kapitel 3.2 beschrieben, von der Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße zur Stromoder durch die Nasspolder des Nationalparks. Mit den einzelnen Standorten wurden bestimmte Landschaftselemente repräsentiert, wie z.B. Senkenareale, mittlere Bereiche und höhere Lagen.

Die Probenahme vor der Überflutung der Polder durch

das Sommerhochwasser erfolgte am 8./9. Juli 1997. Die Bodenbeprobung wurde an jedem Standort in 3 Tiefenstufen (2 bis 10 cm; 15 bis 25 cm; 30 bis 40 cm) vorgenommen. In jeder Tiefenstufe wurden gestörte Einzelproben entnommen. Um die erste Tiefenstufe zu erreichen, wurde die Grasnarbe auf 2 cm entfernt. Für die vorliegende Arbeit war nur diese oberste Tiefenstufe von Bedeutung.

An allen Standorten wurden Horizontaufnahmen mit einer Pürkhauer-Linnemann Bohrung durchgeführt. Die Horizontbestimmung erfolgte über die Bestimmung von Horizonttiefen, Feinbodenart, Feuchte, Anreicherung, Carbonatgehalt und Humusgehalt. Gestützt durch Laboruntersuchungen konnten nachträglich den Tiefenstufen Horizonte zugeordnet werden. Für jeden Standort wurden Bodentypen ausgewiesen. Die Aufnahmen basieren auf der KA4. Folgende vom ZALF erhobene Merkmale zur Kennzeichnung der Standorte und ihrer Böden wurden in der vorliegenden Arbeit genutzt:

- Höhenlage der Standorte in m HN,
- Rechts- und Hochwert der Standorte,
- Horizontkennzeichnung und Beschreibung der Horizonte, aus dem die Bodenproben entnommen wurden (Oberbodenhorizont),
- Bodentypenkennzeichnung und Beschreibung,
- Klassenzeichen der Bodenschätzung und Standorttypen nach MMK.

Nach dem Rückgang des Hochwassers wurden am 12. und 19. November 1997 an denselben Standorten Bodenproben gewonnen. Die Probenahme wurde auf die Tiefenstufe 2 bis 10 cm beschränkt, in der ebenfalls je Standort eine gestörte Einzelprobe entnommen wurde. Diese Tiefe wurde ausgewählt, weil sich Veränderungen durch das Hochwasser im Stoffhaushalt des Bodens hauptsächlich in den oberen Bodenbereichen zeigen.

Leider konnten aus Gründen der Vergleichbarkeit die obersten 2 cm nicht mit in die Probenahme einbezogen werden. Hauptsächlich in dieser obersten 2cm Tiefenschicht hätten die durch die Vegetationsdecke abgefangenen Partikel aus dem Überstauwasser oder die Ablagerungen, die sich aus der verminderten Fließgeschwindigkeit des Überstauwassers ergaben, erfasst werden können. Sofern die Ablagerungen örtlich nicht mehr als 2 cm mächtig waren, beeinflussten sie das Schadstoffbild der Tiefenstufe 2 bis 10 cm nicht. Neben den Ablagerungen gibt es weitere Möglichkeiten der Veränderung des Schadstoffgehaltes im Boden durch das Hochwasser. In die untersuchte Tiefenstufe des Bodens können partikulär gebundene oder gelöste Schadstoffe aus dem Überstauwasser eingesickert bzw. eingespült worden sein. Darüber hinaus ist eine Abtra-

gung von Bodenmaterial an Standorten höherer Fließgeschwindigkeit oder beschädigter bzw. unzureichender Vegetationsbedeckung möglich, wodurch der in der Regel stärker belastete Oberboden mit seinen Schadstoffgehalten entfernt wird. Eine Austragung einzelner Schadstoffe durch Lösungsvorgänge oder durch Versickerung von Partikeln mit adsorbierten Schadstoffen in tiefere Bodenbereiche aus der untersuchten Tiefenstufe ist ebenfalls denkbar. Gelöste Stoffe können auch, wie die partikulär gebundenen Stoffe, mit dem Überstauwasser wieder aus dem Polderbereich ausgebracht worden sein.

An einigen Standorten wurden während der Beprobung nach dem Hochwasser Sonderproben entnommen. An den Standorten Zü4, Zü12, Zü14, Zü15, Cw1, Cw7, Cw9, Cw10, Ga8 handelte es sich bei diesen obersten 2 cm des Bodens um den Boden der Grasnarbe. In den Senkenbereichen der Standorte Zü11 und Zü17 wurden mit den obersten 2 cm Schlammufflagen beprobt. Die Sonderprobe Zü8-1S repräsentiert die im November 1997 weitverbreiteten Algenmatten.

## 6.2 Untersuchte Parameter und Labormethoden

Auf die Bedeutung der untersuchten Parameter wurde in Kapitel 5 eingegangen. Hier geht es um die Probenvorbereitung und die Untersuchungsmethoden der Parameter. Sie sind einschließlich der untersuchenden Einrichtung in Tabelle 1 zusammengefasst. Die Probenvorbereitung erfolgte bei den Bodenproben des ersten Untersuchungszeitraumes von der jeweiligen untersuchenden Einrichtung. Die Probenteilung und -vorbereitung der nach dem Hochwasser gewonnenen Proben erfolgte im Rahmen der Diplomarbeit, wofür die Laborräume des Landesumweltamtes in Trebbin zur Verfügung standen.

An den Bodenproben beider Beprobungszeiträume wurden zunächst allgemeine physikalische und chemische Parameter untersucht.

Dabei handelt es sich um die Analyse der Körnungsverhältnisse, des pH-Wertes, der Kationenaustauschkapazität und der austauschbaren Kationen und um die Ermittlung des Gesamtgehaltes an Stickstoff, Schwefel, Kohlenstoff, organisch vorliegendem Kohlenstoff und anorganisch vorliegendem Kohlenstoff. An den Bodenproben vom November 1997 wurden zusätzlich Trockenmasse bzw. Wassergehalt, Glührückstand bzw. Glühverlust und die Leitfähigkeit ausgewählter Proben bestimmt. Die Körnungsanalyse wurde für die Bodenproben vom November 1997 ebenfalls nur an ausgewählten Proben vorgenommen.

Die **Körnungsanalyse** wurde zu beiden Probenahmezeiträumen von derselben Einrichtung durchgeführt.



Tab. 1: Untersuchte Parameter zur Kennzeichnung der Situation vor (vorher) und nach dem Hochwasser (nachher)

Untersuchung vorher				Untersuchung nachher		
Untersuchte Parameter	Proben-vorbereitung	Methode	Einrichtung/ Institution	Proben-vorbereitung	Methode	Einrichtung/ Institution
<b>1. Allgemeine</b>						
Trockenmasse, Wassergehalt	/	/	/	Bodenfeldfrisch	DIN 19 683 Blatt 4 veränd.	Diplomarbeit LUA
Glührückstand, Glühverlust	/	/	/	Entfällt, siehe Kapitel 5.2	DIN 19 684 Teil 3 veränd.	Diplomarbeit LUA
Körnung	Lufttrocken	Pipett-Methode nach Köhn – DIN 19 683, April 1973	ZALF	lufttrocken	Pipett-Methode nach Köhn – DIN 19 683, April 1973	ZALF Ausgewählte Proben
pH-Wert	Lufttrocken, <2 mm gesiebt	0,01 molare CaCl <sub>2</sub> -Lösung	ZALF	Lufttrocken, <2 mm gesiebt	DIN 19 684 Teil 1 (pH 537)	Diplomarbeit LUA
Leitfähigkeit	/	/	/	Lufttrocken, <2 mm gesiebt	VDLUFA, Bd. 1 (1991) LF537	Diplomarbeit LUA, ausgewählte Proben
KAK	Lufttrocken, <2 mm gesiebt	DIN 19 684 Teil 8 Febr.'77	ZALF	Lufttrocken, <2 mm gesiebt	DIN 19 684 Teil 8 Febr.'77	ZALF
TN, TS, TC, TOC, TIC	Lufttrocken, <2 mm gesiebt	Elementaranalyse „leco“	ZALF	Lufttrocken <2mm gesiebt, <0,1mm gemahlen	HT-Verbrennung, WL-Detektion (Vario EL)	Diplomarbeit LUA
<b>2.2. Anorganica</b>						
Schwermetalle: Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, As, Fe, Mo, Co, Al, Mn	Lufttrocken, <2mm gesiebt, Königswasser-Aufschluss n. VDLUFA Bd. 1 (1991) A2.3.1.	ICP-OES nach Hersteller mit Utrace JY138 Von JOBIN YVON	ZALF	105° trocken, <2mm gesiebt, <0,1 mm gemahlen;Königswasseraufschl. DIN 38 414-S7	ICP-OES nach DIN 38 406-E22 mit optima 3000 DV von Perkin Elmer	LUA
<b>2.3. Organica</b>						
AOX	/	/	/	105 ° trocken, <2mm gesiebt, <0,1 mm gemahlen	Schüttelme-thode, coulometrische Titration DIN 38 414-S18	LUA
PCDD/F	Siehe Norm	Nach AbfKlärV	AUA Jena, ausgewählte Proben	Gefriertrocken, <2mm gesiebt, <0,25 mm gemahlen	Nach AbfKlärV	FHI, ausge. Proben
PAK	Siehe Norm	DIN ISO 13 877 (1995)	AUA Jena	Gefriertrocken, <2mm gesiebt, <0,25 mm gemahlen	HPLC mit FLD u. DAD nach EPA 610 (Prob. Vor. Veränd.)	LUA
PCB	Siehe Norm	DIN 38 414-S20 (GC-MSD)	AUA Jena	Gefriertrocken, <2mm gesiebt, <0,25 mm gemahlen	GC-ECD	LUA
Chlorpestizide	Siehe Norm	DIN 38 407-F2 (GC-MSD)	AUA Jena	Gefriertrocken, <2mm gesiebt, <0,25 mm gemahlen	GC-ECD	LUA
Phenole	Siehe Norm	EPA Methode 604 (GC-MSD)	AUA Jena	Gefriertrocken, <2mm gesiebt, <0,25 mm gemahlen	GC-MSD	LUA
Chlorbenzene	/	/	/	Gefriertrocken <2mm gesiebt, <0,25 mm gemahlen	GC mit geeig-Netem Detektor	LUA

Deshalb sind auftretende Unterschiede der Körnung nicht auf labormethodische Differenzen zurückzuführen. Zunächst wurden die Proben luftgetrocknet. Anschließend wurde die Körnungsanalyse des Feinbodens (<2 mm) mit Hilfe einer Kombination aus der Siebmethode und der Pipett-Methode nach Köhn durchgeführt. Die Vorgehensweise ist in den NORMEN DIN 19 683 BLATT 1 bis 3 erläutert. Das Prinzip ist beispielsweise BARSCH u.a. (1990, 99) zu entnehmen. Bei den Proben vom Juli 1997 konnte an den Standorten Zü18, Ga1, Ga2, Ga3, Ga4 keine Körnungsanalyse erfolgen, da ihr Gehalt an organischer Substanz zu hoch war. Nach dem Hochwasser wurde die Körnungsanalyse mit den Bodenproben von 15 Standorten durchgeführt (Zü1, Zü7, Zü9, Zü10, Zü11, Zü13, Zü15, Cw1, Cw3, Cw5, Cw6, Cw10, Ga7, Ga9, Ga13). Ausgangspunkt für diese Analyse war die Annahme, dass sich größere Materialumlagerungen, -auftragungen oder -abtragungen in einer veränderten Körnung zeigen würden. Sie wurden im Untersuchungsgebiet jedoch nicht beobachtet. Damit eignete sich der Vergleich der Körnungen beider Zeitpunkte, um Fehler der Probenahme zu erkennen. Als Ergebnis liegen die Gewichtsprozent der Fraktionen Grob-, Mittel-, Feinsand, Grob-, Mittel-, Feinschluff und Ton vor.

Die **Gehalte an Stickstoff (TN), Schwefel (TS), Kohlenstoff (TC), organisch (TOC) und anorganisch vorliegendem Kohlenstoff (TIC)** wurden mit der Elementaranalyse ermittelt. Bei der Durchführung gab es zwischen beiden Zeiträumen Unterschiede. Die Proben vom Juli 1997 wurden mit Lufttrocknung und Siebung des Bodens auf <2mm vorbereitet. Die Proben vom November 1997 wurden anschließend noch auf eine Korngröße von <0,1 mm gemahlen. Diese Unterschiede waren gerätetechnisch bedingt. Das Prinzip der Elementaranalyse besteht in einer Hochtemperaturverbrennung der zu analysierenden Probe und der Vermessung des im entstandenen Gasgemisch oxidisch gebundenen C, N, und S mit Hilfe einer vorangegangenen Kalibrierung. Um den Gehalt an organischem Kohlenstoff zu ermitteln, wurden bei den Proben vom November 1997 in einer zweiten Messung der Probe vor der Analyse die Carbonate durch Salzsäure ausgetrieben. Der anorganische Kohlenstoff ergab sich aus der Differenz vom Gesamtkohlenstoff und organischem Kohlenstoff. Die Vermessung des anorganischen Kohlenstoffs erfolgte an den Proben vom Juli 1997 hingegen mit der Scheibler-Apparatur. Der organische Kohlenstoff ergab sich als Differenz zwischen Gesamtkohlenstoff und anorganischem Kohlenstoff. Als Ergebnis der Elementaranalyse liegen die %-Masseanteile von TN (Stickstoffgehalt), TS (Schwefelgehalt), TC (Kohlenstoffgehalt), TOC (Gehalt organischen Kohlenstoffs), TIC (Gehalt anorganischen Kohlenstoffs) und das C/N-Verhältnis, als Verhältnis aus organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoffgehalt,

vor. Da der Kohlenstoffgehalt der organischen Substanz etwa 50 % beträgt, wurde der Humusgehalt des Bodens aus dem Gehalt an organischen Kohlenstoff durch die Multiplikation mit 2 berechnet.

Die **Bestimmung des pH-Wertes** erfolgte an den Bodenproben der Probenahme vor dem Hochwasser nach einer Probenvorbereitung zu luftgetrocknetem Feinboden (<2 mm gesiebt) in 0,01 molarer CaCl<sub>2</sub>-Lösung. Dementsprechend wurde bei der Bestimmung des pH-Wertes an den Bodenproben der Probenahme vom November 1997 nach der NORM DIN 19 684 TEIL 1 vorgegangen (siehe auch BARSCH u.a. 1990, 120).

Die **Bestimmung der Austauschkapazität** des Bodens (als seine Fähigkeit, eine bestimmte Menge Kationen austauschbar zu sorbieren) und der austauschbaren Kationen erfolgte an den Bodenproben beider Untersuchungszeiträume im ZALF. Damit ist die Vergleichbarkeit gewährleistet. Die Probenvorbereitung erfolgte durch Lufttrocknung und durch das Absieben des Feinbodens auf <2mm. Anschließend erfolgte die Analyse nach der NORM DIN 19 684 TEIL 8. Das Prinzip der Analyse beruht nach dieser Norm auf dem Nachvollziehen von Austauschvorgängen am Sorptionskomplex. Das Ergebnis liegt in einer Angabe der austauschbaren Kationen (Mg<sup>2+</sup>-, Ca<sup>2+</sup>-, Na<sup>+</sup>-, K<sup>+</sup>- und H<sup>+</sup>-Ionen) in mval/100g Boden vor. Die ausgetauschten Ba<sup>2+</sup>-Ionen in mval/100g Boden entsprechen der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK<sub>pot</sub>) in mval/100g Boden, da die Reagenzien auf den pH-Wert 8 eingestellt wurden (LEWANDOWSKI u.a. 1997, 78).

Die **Bestimmung von Trockenmasse/Wassergehalt, Glührückstand/Glühverlust** erfolgte in einem Arbeitsablauf. Es wurde modifiziert nach den NORMEN DIN 19 683 BLATT 4 und DIN 19 684 TEIL 3 verfahren (siehe auch BARSCH u.a. 1990, 111 u. 156). Die Trockenmasse des Bodens wurde als Anteil, der nach dem Trocknen bei 105°C verbleibenden Masse, an der Masse des feldfrischen Bodens bestimmt. Der Glühverlust ist der Anteil an der Trockenmasse des Bodens, der beim Ausglühen verlorengeht. Er stellt in der Regel den Anteil der organischen Substanz an der Trockenmasse dar, abgesehen vom Massenverlust durch entweichendes Kristallwasser und entweichendes CO<sub>2</sub> aus Carbonaten. Die Probenvorbereitung bestand in einer Homogenisierung des frischen Bodenmaterials. Das Ergebnis ist sehr stark abhängig von dieser Homogenisierung. Bei der Auswertung wurde bezüglich der organischen Substanz auf die Elementaranalyse zurückgegriffen.

Die **Leitfähigkeit** wurde nur für ausgewählte Proben der Probenahme vom November 1997 bestimmt (16 Standorte). Zur Probenvorbereitung wurde das Bodenmaterial luftgetrocknet und anschließend auf <2mm

gesiebt. Es wurde nach der Methode der VDLUFA (1991, A 10.1.1) vorgegangen. Die Messung erfolgte somit im Bodensättigungsextrakt. Das Ergebnis der Leitfähigkeitsmessung wurde in  $\mu\text{S}/\text{cm}$  angegeben.

Anschließend wurden die Bodenproben auf Schwermetalle und organische Schadstoffe untersucht. Die Schwermetallgehalte wurden für alle Bodenproben beider Untersuchungszeiträume bestimmt. Als organische Schadstoffe wurden in den Böden die Gehalte an PAK, an PCDD/F, an PCB, an Phenolen und an Chlorpestiziden untersucht. Zusätzlich wurden an den Bodenproben, die nach dem Hochwasser entnommen wurden, noch die Gehalte an Chlorbenzolen bestimmt, und es wurde der AOX-Gehalt analysiert.

Alle Konzentrationsangaben in der vorliegenden Arbeit, z.B.  $\text{mg}/\text{kg}$  Boden oder  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Boden, etc., beziehen sich auf die Trockenmasse (TM) bzw. Trockensubstanz (TS) des Bodens.

Die **Analyse der Schwermetalle (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, As, Fe, Mo, Co, Al, Mn)** erfolgte als ein wichtiger zu analysierender Schadstoffkomplex an den Bodenproben beider Beprobungszeiträume. Nach der Probenvorbereitung wurde an ihnen jeweils ein Königswasser-aufschluss vorgenommen und anschließend in diesem Aufschluss der Gehalt der oben genannten Elemente ermittelt. Die in Tabelle 1 aufgeführten Methoden unterscheiden sich kaum voneinander. Mit dem Königswasser-aufschluss lassen sich i.d.R. mehr als 90% der Gesamtgehalte der Schwermetalle erfassen (BLUME 1992, 311). Nach dem Aufschluss wurden in beiden Fällen die Metallgehalte mit ICP-OES, also mit der Atomemissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma, bestimmt. Das Prinzip wurde von LEWANDOWSKI (1997, 169) zusammengefasst und in der NORM DIN 38 406 TEIL 22 behandelt.

Die **Analyse der Stoffgruppen PAK, PCDD/F, PCB, Phenole, Chlorpestizide und Chlorbenzole** beruht auf den gleichen analytischen Grundprinzipien. Die Stoffgemische werden chromatographisch getrennt und anschließend qualitativ und quantitativ mit geeigneten Detektoren vermessen. Bei der Analyse der PCDD/F, PCB, Phenole, Chlorpestizide und Chlorbenzole wurde die Gaschromatographie (GC) eingesetzt. Die Hochdruckflüssigkeitschromatographie (HPLC) wurde zur Bestimmung der PAK eingesetzt. Für die untersuchten Stoffe kamen bei der Gaschromatographie anschließend der Elektroneneinfangdetektor (ECD) und der Massenspektrometrische Detektor (MSD) zum Einsatz. Bei der Analyse der PAK schloss sich an die HPLC ein Fluoreszenzdetektor (FLD) und ein Ultraviolett- bzw. Dioden-Array-Detektor an (DAD). Die jeweils eingesetzten Detektoren unterschieden sich teilweise zwischen beiden Untersuchungszeiträumen.

Zur **Analyse der AOX** wurden die Proben vorbereitet, indem sie bei  $105^\circ\text{C}$  getrocknet, auf  $<2$  mm gesiebt und auf  $<0,1$  mm gemahlen wurden. Die Bestimmung der AOX erfolgte gemäß NORM DIN 38 414 TEIL 18 nach der Schüttelmethode mit coulometrischer Titration. Das Ergebnis wird in  $\text{mg Chlorid}/\text{kg Boden}$  angegeben.

### 6.3 Methoden der statistischen Auswertung

Die Aufbereitung der Laborergebnisse erfolgte zunächst mit der Berechnung deskriptiver statistischer Maßzahlen aus den Merkmalsausprägungen bzw. Messwerten. Die folgenden Maßzahlen für die unterschiedlichen Merkmale beider Untersuchungszeitpunkte wurden berechnet (siehe Kapitel 7):

N	Anzahl der Merkmalsausprägungen (entspricht den einbezogenen Standorten)
$\bar{x}_A$	arithmetisches Mittel
s	Standardabweichung, zur Kennzeichnung der Streuung
Min	kleinster Messwert des Merkmales
Max	größter Messwert des Merkmales
$x_{0,5}$	Median, als ein nicht so stark von Ausreißern beeinflusster Mittelwert wie $\bar{x}_A$
$x_{0,25}$	25%-Quantil
$x_{0,75}$	75%-Quantil
$x_{0,90}$	90%-Quantil.

Als Voraussetzung weiterer statistischer Verfahren, war es notwendig, die Merkmale auf Normalverteilung zu überprüfen. Da die Stichprobenumfänge für jedes Merkmal kleiner 50 waren, wurde die Normalverteilung mit dem Shapiro-Wilks-Test überprüft (BÜHL u.a. 1996, 207). Bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit ( $p$ ) kleiner als 0,05 wurde von einer signifikanten Abweichung von der Normalverteilung ausgegangen.

In der vorliegenden Arbeit stand der Vergleich der zu 2 Zeitpunkten erhobenen Merkmale im Vordergrund. Es sollte festgestellt werden, ob sich die Schadstoffsituation der Böden im Unteren Odertal durch den Hochwassereinfluss verändert hat. Darin ist ein zeitlicher Vergleich der für die Schadstoffproblematik wesentlichen allgemeinen Parameter natürlich eingeschlossen.

Mit einem t-Test können Mittelwerte auf signifikante Unterschiede untersucht werden. Eine Voraussetzung für die Durchführung des t-Tests ist die Normalverteilung der Merkmalsausprägungen. Sie wurde nur von einigen Merkmalen zu beiden Zeitpunkten erfüllt. In diesen Fällen wurde ein t-Test für abhängige Stichproben durchgeführt (BÜHL u.a. 1996, 254). Wenn die zweiseitige Irrtumswahrscheinlichkeit  $p$  der Prüfgröße  $t$  größer als 0,05 war, musste die Nullhypothese ange-

nommen werden, d.h. die Mittelwertdifferenz war zufällig.

Die meisten Merkmale wiesen keine Normalverteilung auf. Für sie wurde der übliche nichtparametrische Test zum Vergleich zweier abhängiger Stichproben, der Wilcoxon-Test, angewandt (BÜHL u.a. 1996, 276). Dieser Test basiert auf einer Rangfolge von Paardifferenzen, aus denen die Testgröße Z berechnet wird. Bei einer zweiseitigen Irrtumswahrscheinlichkeit ( $p$ ) unter 0,05 konnte ein signifikanter Unterschied des untersuchten Merkmales zwischen beiden Zeitpunkten angenommen werden. Als zusätzliche Information konnte die Anzahl der Fälle, in denen die Differenz aus dem Merkmalswert nach dem Hochwasser und dem Merkmalswert vor dem Hochwasser negativ, positiv oder gleich Null war, aus dem Testergebnis abgelesen werden.

Für die Irrtumswahrscheinlichkeit statistischer Tests gilt allgemein:

$p > 0,05$	Aussage ist nicht signifikant
$p < 0,05$	Aussage ist signifikant
$p < 0,01$	Aussage ist sehr signifikant
$p < 0,001$	Aussage ist höchst signifikant.

Für einen direkten Vergleich der untersuchten Merkmale an den einzelnen Standorten wurden die Messwerte in Diagrammen dargestellt.

Anschließend ergab sich die Frage, ob sich die Schadstoffgehalte zu beiden Untersuchungszeitpunkten zwischen verschiedenen Böden mit unterschiedlichen Standorteigenschaften unterscheiden und insbesondere, ob auch ihre Veränderungen in Bezug auf unterschiedliche Böden differieren. Die Probenahmestandorte wurden in 3 Gruppen eingeteilt, die sich in den Oberbodenhorizonten unterscheiden, aus denen die Bodenproben entnommen wurden. Für die 3 Gruppen wurden je Merkmal (allgemeine Parameter und Schadstoffgehalte) die Mittelwerte beider Zeitpunkte dargestellt. Teilweise erfolgte auch eine Darstellung in Boxplots, die den Median, das 25 %- und 75 %-Quartil, den kleinsten und größten beobachteten Wert, der kein Ausreißer ist, Ausreißer (mehr als 1,5 Kastenlängen vom 25 %- bzw. 75 %-Quartil entfernt liegender Wert) und Extremwerte (mehr als 3 Kastenlängen vom 25 %- bzw. 75 %-Quartil entfernt liegender Wert) beinhalten.

Die Signifikanz der Unterschiede der Merkmale beider Zeitpunkte zwischen den gebildeten Gruppen wurde mit der einfachen einfaktoriellem Varianzanalyse (ANOVA mit dem Faktor: Bodenhorizontzugehörigkeit) untersucht. Eine Voraussetzung dieser Analyse ist die Varianzhomogenität. Sie wurde mit dem Levene-Test untersucht und zeigte für  $p > 0,05$  homogene Vari-

anzen des Merkmales in den 3 Gruppen an. In der Varianzanalyse wird als Signifikanztest der F-Test verwendet. Sie zeigt, ob mindestens ein Unterschied zwischen den multiplen Vergleichsgruppen signifikant ausfällt (JANSSEN u.a. 1997, 307). Das ist der Fall, wenn die Irrtumswahrscheinlichkeit  $p$  des berechneten F-Wertes  $< 0,05$  ist. Darüber, zwischen welchen Gruppen die signifikanten Unterschiede bestehen, geben verschiedene multiple Mittelwertvergleiche Auskunft. Es wurde der Duncans Test für multiple Mittelwertvergleiche ausgewählt, der auch für ungleiche Stichprobenumfänge der Gruppen geeignet ist (JANSSEN u.a. 1997, 315-322). Mit der Varianzanalyse wurden auch die Unterschiede der zeitlichen Veränderungen zwischen den Gruppen untersucht.

Die Veränderungen ergaben sich als Differenz des Merkmales.:

Merkmalwert<sub>nachher</sub> - Merkmalwert<sub>vorher</sub>

[vorher - vor dem Hochwasser]  
[nachher - nach dem Hochwasser]

Zusammenhänge zwischen allgemeinen Bodenparametern und Schadstoffgehalten wurden mittels des Korrelationskoeffizienten nach Spearman ( $r_s$ ) untersucht. Der Korrelationskoeffizient nach Pearson kam nicht in Frage, da viele Merkmale nicht normalverteilt waren (BÜHL u.a. 1996, 301). Aus dem Korrelationskoeffizienten ist die Stärke und die Richtung des Zusammenhanges (positiv und negativ) ablesbar. Folgende Abstufung des Betrages des Korrelationskoeffizienten ist üblich (BÜHL u.a. 1996, 298):

bis 0,2	sehr geringe Korrelation
bis 0,5	geringe Korrelation
bis 0,7	mittlere Korrelation
bis 0,9	hohe Korrelation
über 0,9	sehr hohe Korrelation.

Besonders prägnante Zusammenhänge wurden in Streudiagrammen graphisch dargestellt.

## 7 Darstellung und Diskussion der untersuchten Parameter

### 7.1 Darstellung und Diskussion allgemeiner Bodenparameter

Vor der Diskussion der Schadstoffgehalte werden die allgemeinen Bodenparameter betrachtet, da diese mit dem Schadstoffhaushalt in Verbindung stehen (siehe Kapitel 5.1).

#### Die Körnung

Die Körnungsanalyse der vor dem Hochwasser entnommenen Proben ergab für den Oberboden über die Standorte verteilt ein sehr breites Spektrum möglicher Korngrößenzusammensetzungen. Wie aus Abbildung 6 ersichtlich ist, beginnt das Spektrum bei reinem Sand und endet bei schwach schluffigem Ton. In der Crie-wener Transekte dominiert der Sandanteil, in der Züt-zener dagegen tonige und schluffige Korngrößen, währenddessen bei Gatow innerhalb der Transekte die stärksten Differenzen zwischen den Standorten existieren. Werden die Daten der ausgewählten Standorte der Nachbeprobung den in Abbildung 6 wiedergegebenen Analysen gegenübergestellt, ergeben sich kaum Unterschiede in der Körnung. Die Differenzen liegen im Bereich der Messungenauigkeit. Lediglich am Standort Zü15 traten bei der Nachbeprobung Veränderungen innerhalb der Sandfraktion auf und der Tongehalt nahm um die Hälfte ab. Der Standort befand sich in einem Gehölz an der Alten Oder. Ob die andere Körnungszusammensetzung auf einem dort besonders kleinräumig wechselnden Bodenmosaik oder auf tatsächlichen Umlagerungen beruht, ist nicht nachvollziehbar. Sichtbare Umlagerungen existierten an diesem Standort, wie auch an den anderen Standorten, nicht. Aus Fotos des Landesumweltamtes geht hervor, dass

Körnung in Prozent

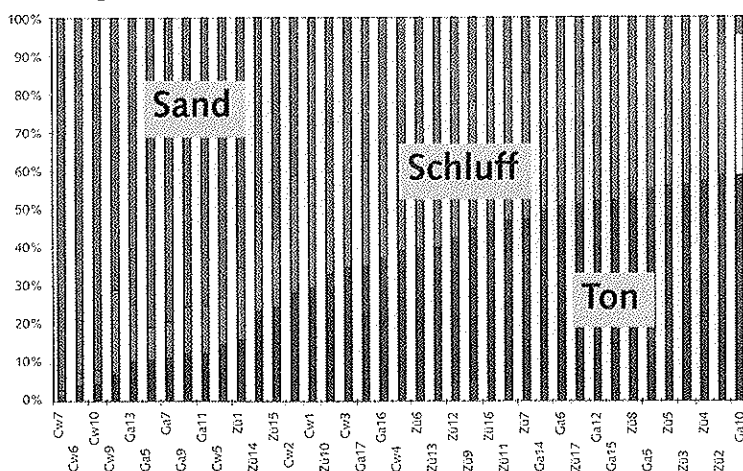


Abb. 6: Die Körnung der Böden der einzelnen Standorte in 2 bis 10 cm Tiefe

Ablagerungen in anderen Überschwemmungsgebieten der Oder bereits einige Wochen nach dem Rückgang der Überflutung von Pflanzen wieder bewachsen wurden (LUA, STUDIEN UND TAGUNGSBERICHTE, Band 16, 84). So kann es sein, dass Ablagerungen im November nicht mehr erkannt wurden. Materialab-lagerungen hätten hinsichtlich der Probenahmetiefe auf die Körnung und andere Parameter nur dann Auswir-kungen gehabt, wenn sie mehr als 2 cm mächtig gewe-sen wären.

#### Die organische Substanz des Bodens, sein Gehalt an anorganischem Kohlenstoff und an Stickstoff und Schwefel

Die Elementaranalyse ergab für die vor dem Hochwas-ser untersuchten Oberböden, dass sich ihr Gesamtkoh-lenstoffgehalt (TC) fast ausschließlich aus organischem Kohlenstoff (TOC) und kaum aus anorganischem Koh-lenstoff (TIC), wie er in Carbonaten vorkommt, zusam-mensetzte. Der Gehalt an TIC war während der ersten Untersuchung an den Standorten Ga13 mit 0,21 % und Cw9 mit 0,79 % gegenüber den anderen Stand-orten erhöht. Die Oberböden der übrigen Standorte sind mit 0,02 % bis unter 0,01 % (Nachweisgrenze) als weitgehend carbonatfrei anzusehen. Fehlendes Carbo-nat ist für diese im Oberboden liegende Tiefenstufe nicht ungewöhnlich. Aber auch die zusätzlich vor dem Hochwasser untersuchten anderen Tiefenstufen 15 bis 25 cm und 30 bis 40 cm enthielten ebensowenig anor-ganischen Kohlenstoff. Während der zweiten Untersu-chung konnten keine Veränderungen festgestellt wer-den. Die ökologische Konsequenz des fehlenden Gehaltes an TIC besteht im geringen Puffervermögen gegenüber Einwirkungen auf die Bodenreaktion und damit ebenfalls auf die Pufferwirkung gegen-über Schwermetallionen.

Aus dem ermittelten Gehalt an TOC wurde, unter der verallgemeinernden Annahme, dass die organische Substanz zu 50 % aus Kohlenstoff besteht, der Gehalt der Proben an organi-scher Substanz berechnet. In Abbildung 7 ist das Ergebnis für die einzelnen Standorte dargestellt. Daraus wird deutlich, dass der Gehalt an organi-scher Substanz zwischen den einzelnen Standor-ten stark differiert.

In Tabelle 2 sind einige statistische Lageparame-ter zur Beschreibung der Situation im Untersu-chungsgebiet wiedergegeben.

Die Spannweite des Gehaltes an organischer Substanz in den Böden war schon vor der Über-

Organische Substanz in Prozent

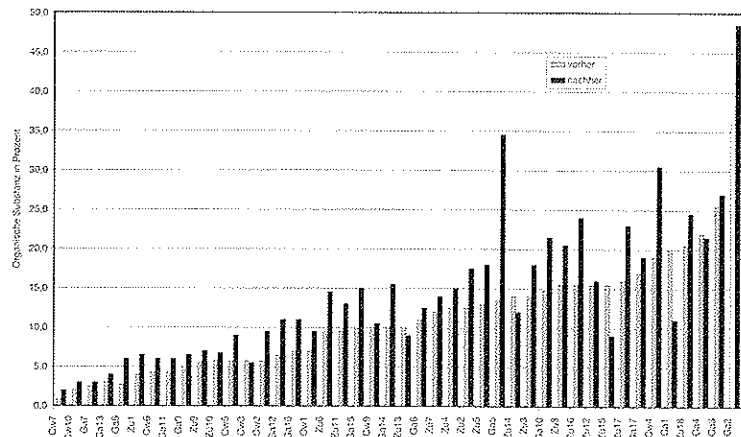


Abb. 7: Vergleich des Gehaltes der Böden an organischer Substanz in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli 1997 (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

flutung mit 35 % zwischen Cw7 und Ga2 sehr groß. Diese Streuung erhöhte sich nach dem Hochwasser auf 46 %, wobei Cw7 und Ga2 wieder den minimalen bzw. maximalen Gehalt repräsentieren. Neben der Streuung haben sich auch die Mittelwerte erhöht. Der Wilcoxon-Test bestätigt eine höchst signifikante Erhöhung des Gehaltes an organischer Substanz nach der Polderflutung ( $p < 0,001$  für ein zweiseitiges Signifikanzniveau; Prüfgröße  $Z = -4,5047$ ;  $TOC_{\text{vorher}}$  mit  $TOC_{\text{nachher}}$ ). Nur an sechs Standorten hat die organische Substanz abgenommen, dagegen an 38 Standorten zugenommen.

Da durch die Probenvorbereitung bei der Bestimmung der organischen Substanz Fehler entstehen können und die Analyse von zwei unterschiedlichen Laboren durchgeführt wurde (Tab. 1), wurde für 15 Proben des

zweiten Untersuchungszeitraumes noch eine Analyse durch das zuerst untersuchende Labor durchgeführt. Durch dieses Labor wurden für 12 der Proben höhere Werte gemessen. Im Mittel lagen die 12 Analysen 0,4 Masse% organischer Substanz höher. Das heißt, es fand bei der Untersuchung nach dem Hochwasser sogar eine Unterschätzung der Gehalte an organischer Substanz statt. Daher ist die festgestellte Erhöhung des Gehaltes an organischer Substanz methodisch bestätigt. Durch die Überstauung der Polderflächen in der Vegetationszeit konnte von Mitte Juli bis Mitte November Biomasse der Grasvegetation absterben und akkumuliert werden. Die starke

Algenentwicklung im Hochwasser und im Überstauwasser trug auch zu einer Erhöhung der organischen Substanz im Boden bei. Der Stickstoffgehalt der Böden ist in Tabelle 3 beschrieben. Zu beiden Untersuchungszeitpunkten befanden sich diese Böden im unteren Bereich des im Boden üblichen Stickstoffgehaltes von 0,02 % bis 4 %. Nach dem Hochwasser stieg der Stickstoffgehalt der Böden an. Der Unterschied konnte mit dem Wilcoxon Test nachgewiesen werden. Er ist wie bei der organischen Substanz höchst signifikant ( $p < 0,001$  für ein zweiseitiges Signifikanzniveau; Prüfgröße  $Z = -4,7731$ ;  $TN_{\text{vorher}}$  mit  $TN_{\text{nachher}}$ ) mit einem Anstieg des Stickstoffs an 39 Standorten und einer Senkung an nur 5 Standorten. Durch das zuerst untersuchende Labor wurden 11 Proben im Mittel 0,03 Masse% Stickstoff niedriger bewertet. Doch trotzdem bleibt für diese Proben der Stickstoffgehalt höher als der Stickstoffgehalt vor dem Hochwasser.

Das C/N-Verhältnis der Böden ist in Tabelle 4 dargestellt.

Das im Mittel enge C/N-Verhältnis weist auf eine hohe biologische Aktivität der Böden hin (siehe Kapitel 5.1).

Tab. 2: Gehalt an organischer Substanz (Masse%) der Böden im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe vor (vorher) und nach (nachher) der Flutung der Polder

Organische Substanz	N	$\bar{x}_A$	s	Min	Max	$x_{0,5}$	$x_{0,25}$	$x_{0,75}$	$x_{0,90}$
Vorher	44	11,18	7,02	0,95	36,01	10,04	5,92	15,53	20,03
Nachher	44	14,28	9,20	2,15	48,45	12,50	7,11	18,52	25,60

Tab. 3: Gesamtgehalt der Böden an Stickstoff (Masse%) im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe vor (vorher) und nach (nachher) der Flutung der Polder

Gesamtgehalt an Stickstoff	N	$\bar{x}_A$	s	Min	Max	$x_{0,5}$	$x_{0,25}$	$x_{0,75}$	$x_{0,90}$
vorher	44	0,512	0,322	0,035	1,632	0,479	0,290	0,680	0,849
nachher	44	0,664	0,394	0,103	2,039	0,598	0,363	0,905	1,142

Tab. 4: C/N-Verhältnis der Böden im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe vor (vorher) und nach (nachher) der Flutung der Polder

C/N-Verhältnis	N	x <sub>A</sub>	s	Min	Max	x <sub>0,5</sub>	x <sub>0,25</sub>	x <sub>0,75</sub>	x <sub>0,90</sub>
vorher	44	11,1	1,4	9,1	14,7	10,7	10,2	11,9	13,5
nachher	44	10,6	0,9	9,2	13,1	10,4	9,9	11,0	12,1

Nach dem Hochwasser ist das C/N-Verhältnis kleiner geworden. Mit dem Wilcoxon-Test konnte eine sehr signifikante Änderung ( $p < 0,0026$  für ein zweiseitiges Signifikanzniveau; Prüfgröße  $Z = -3,0109$ ;  $C/N_{\text{vorher}}$  mit  $C/N_{\text{nachher}}$  nachgewiesen werden. Eine mögliche Ursache könnte darin liegen, daß Algen während der Algenblüte den anthropogen eingetragenen Stickstoff (siehe Kapitel 4) einlagerten und bei ihrer Sedimentation auf den Polderflächen zu einer Erhöhung des Stickstoffgehaltes beigetragen haben. Eine Einlagerung von Stickstoff in das Phytoplankton wurde während einer Algenblüte 1992 von DOHLE u.a. (1992, 1) festgestellt. Gegen eine überproportionale Erhöhung des Stickstoffgehaltes in Bezug auf den TOC-Gehalt spricht jedoch der methodische Vergleich der 15 Proben, die nocheinmal von dem ersten Labor untersucht wurden. Dort wurden für 14 Standorte höhere C/N-Verhältnisse bestimmt. Im Mittel wurde für sie ein um 1,2 höheres C/N-Verhältnis angegeben. Führt man für diese 15 Proben mit den höheren Werten nach dem Hochwasser und den Werten vor dem Hochwasser einen Wilcoxon-Test durch, muss man die Nullhypothese annehmen ( $p < 0,9096$  für ein zweiseitiges Signifikanzniveau; Prüfgröße  $Z = -0,1136$ ;  $C/N_{\text{vorher},15}$  mit  $C/N_{\text{nachher},15}$ ). Es konnte also kein Unterschied der Böden für die C/N-Verhältnisse vor und nach der Überflutung nachgewiesen werden. In Abbildung 8 ist deshalb nur das C/N-Verhältnis für die einzelnen Standorte vor dem Hochwasser dargestellt. Der erhöhte Stickstoffgehalt beruhte also nur auf einer Erhöhung der organischen Substanz im Boden und kann nicht auf einen überproportionalen Stickstoffeintrag zurückgeführt werden.

Der Schwefelgehalt der Böden ist in Tabelle 5 zusammengefasst und in Abbildung 9 für die einzelnen Standorte dargestellt.

Der Schwefelgehalt der Oberböden umfasste schon vor dem Hochwasser ein sehr weites Spektrum mit großen Differenzen zwischen den Standorten (Spann-

C/N-Verhältnis

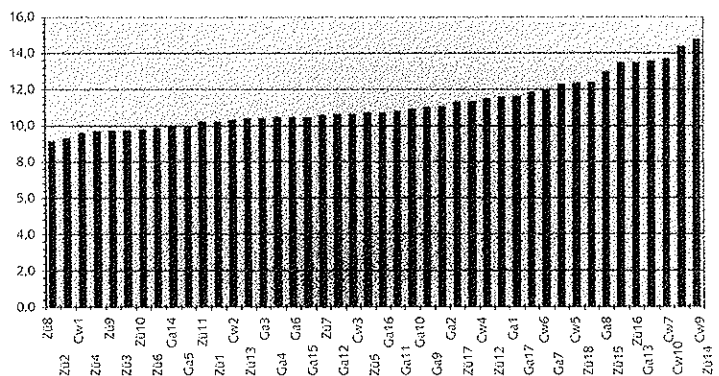


Abb. 8: Vergleich des C/N-Verhältnisses der Böden in 2 bis 10 cm Tiefe am 8./9. Juli 1997

weite 0,358). Die Standorte mit dem niedrigsten Gehalt an Schwefel waren Cw7 und Ga13, der Standort mit dem maximalen Gehalt an Schwefel war Cw4. Mit den Mittelwerten liegen die Böden innerhalb der im humiden Klimabereich üblichen Schwefelgehalte (0,02 bis 2%). Nach dem Hochwasser ist der Schwefelgehalt in den Böden der untersuchten Polder stark angestiegen. Der geringste Schwefelgehalt wurde bei Cw7 und der höchste bei Ga2 gemessen. Die Spannweite zwischen den Standorten ist mit 0,613% auch größer geworden. Die Mittelwerte sind fast auf das Dreifache angestiegen. An allen Standorten ist der Schwefelgehalt angestiegen (im Mittel um 0,195 Masse% S). Der Unterschied zwischen beiden Zeitpunkten ist nach dem Wilcoxon-Test höchst signifikant ( $p < 0,001$  für ein zweiseitiges Signifikanzniveau; Prüfgröße  $Z = -5,7767$ ;  $TS_{\text{vorher}}$  mit  $TS_{\text{nachher}}$ ). Die Oder ist gegenüber anderen Flüssen stark mit Sulfaten belastet, die überwiegend aus Sumpfungswässern von Tagebauen stammen (LUA 1994, 297). Während des Hochwasser zeigte das Sulfat nur eine sehr schwache Korrelation mit dem Abfluss (LUA, STUDIEN UND TAGUNGSBERICHTE, Band 16, 43). Es wurde demnach kaum verdünnt. Damit wurde eine Belastung der

Tab. 5: Gesamtgehalt der Böden an Schwefel (Masse%) im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe vor (vorher) und nach (nachher) der Flutung der Polder

Gesamtgehalt an Schwefel	N	x <sub>A</sub>	s	Min	Max	x <sub>0,5</sub>	x <sub>0,25</sub>	x <sub>0,75</sub>	x <sub>0,90</sub>
Vorher	44	0,111	0,101	0,003	0,361	0,097	0,016	0,168	0,268
Nachher	44	0,305	0,171	0,060	0,673	0,260	0,162	0,435	0,577

## Schwefel in Prozent

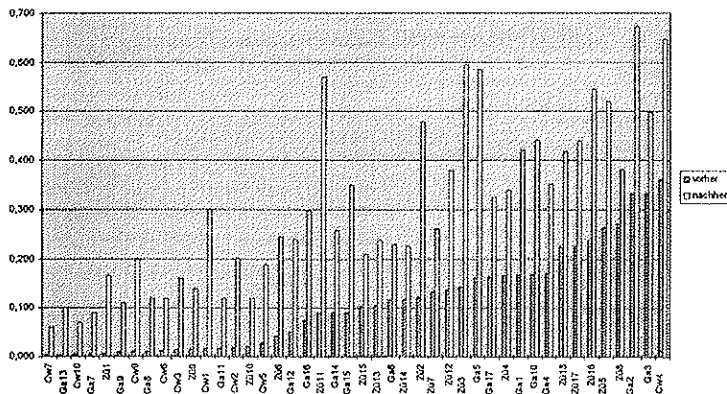


Abb. 9: Vergleich des Gehaltes der Böden an Schwefel in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli 1997 (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)<sup>8</sup>

Flächen mit Sulfat möglich und führte zum Anstieg des Gesamtgehaltes an Schwefel in den überschwemmten Polderböden. Das Überstauwasser war sehr sauerstoffarm (siehe Kapitel 4) und die Flächen standen sehr lange unter Wasser. Das führte zu anaeroben Verhältnissen. Das Sulfat konnte reduziert und als Sulfid (FeS) angereichert werden. Unter aeroben Bodenverhältnissen können Sulfide unter Absenkung des pH-Wertes wieder zu Sulfaten oxidieren (siehe Kapitel 5.1). Aerobe Bodenverhältnisse konnten sich bis zur Probenahme im November besonders an den tieferliegenden Standorten, die gleichzeitig eisenreich sind (Gleye) und damit unter anaeroben Verhältnissen viel FeS enthalten, nicht einstellen. Im Untersuchungszeitraum fand aus diesem Grund keine Versauerung und damit auch keine durch sie bedingte Schwermetallmobilisierung statt.

## Die Bodenreaktion

Einen Vergleich der pH-Werte der untersuchten Böden

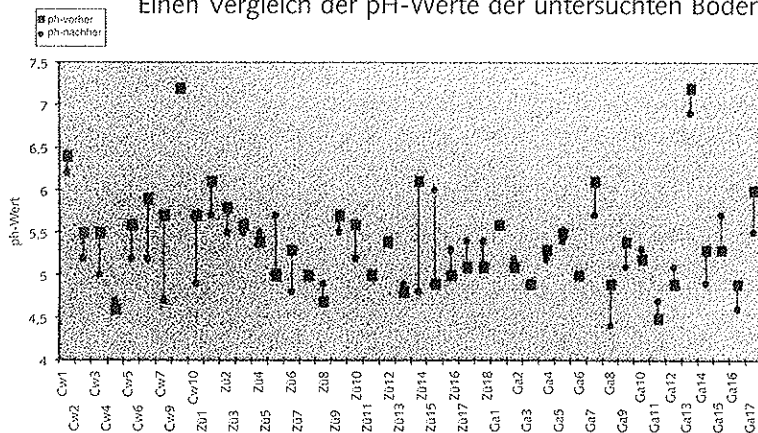


Abb. 10: Vergleich der pH der Böden in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli 1997 (pH-vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (pH-nachher)

vor der Überflutung der Polder mit denen nach der Überflutung bietet standortbezogen Abbildung 10. Die Oberböden können vor und nach der Überflutung überwiegend als stark, mäßig und schwach saure Böden<sup>9</sup> eingestuft werden (SCHACHTSCHABEL u.a. 1992, 120).

Die mittleren pH-Werte lagen im mäßig sauren Bereich. Der pH-Wert der Oberböden der Standorte Ga13 und Cw9 zeigte zu beiden Zeitpunkten eine neutrale Bodenreaktion an. Am Standort Ga13 wurden während der Probenahme Muschel- u. Schneckenreste gefunden, aber Cw9 wies eine Standortbesonderheit auf. Leichte Verschiebungen zwischen den Klassen traten nach der Überflutung in Richtung der Gruppe niedrigerer pH-Werte auf. Der Wilcoxon-Test wies signifikante Unterschiede ( $p=0,0229$  für ein zweiseitiges Signifikanzniveau; Prüfgröße  $Z=-2,2751$ ;  $pH_{\text{vorher}}$  mit  $pH_{\text{nachher}}$ ) zwischen den pH-Werten vor und nach dem Hochwasser nach. Eine Änderung des pH-Wertes ist abhängig vom Tongehalt des Bodens. Ein hoher Tongehalt kann vorhandene  $H^+$ -Ionen sorbieren und damit eine Absenkung des pH verhindern (Pufferwirkung der Tonminerale gegenüber den  $H^+$ -Ionen; SCHEFFER 1992, 121). Dafür, dass es sich bei der Änderung des pH-Wertes nur um labormethodische Unterschiede handelt, spricht die sehr verschiedene Änderung des pH ( $pH_{\text{nachher}} - pH_{\text{vorher}}$ ) an den Standorten Zü14 und Zü15 trotz ähnlich hohem Tongehalt (ca. 24%). Die Änderungen sind darüber hinaus so gering, dass sie bei zwei verschiedenen Laboruntersuchungen im Bereich der Messungenauigkeit liegen.

Für eine tatsächliche Absenkung des pH-Wertes spricht dagegen der Korrelationskoeffizient nach Spearman von 0,62 für die Korrelation der Änderung des pH-Wertes mit dem Tongehalt, wenn beide Ausreißer unberücksichtigt bleiben. Die Abbildung 11 zeigt auch, dass Standorte mit hohem Tongehalten (mehr als 40 % Ton) keine Differenz des pH unter -0,4 aufweisen. Abgesehen von Zü14 sind die reinen Sandstandorte Cw7, Cw10 und Cw6 durch die stärkste pH-Absenkung gekennzeichnet. Wahrscheinlich überlagern sich tatsächliche Veränderungen des pH mit methodenbedingten Effekten, so dass man qualitativ sagen kann, dass an den drei Sandstandorten eine Absenkung des pH stattgefunden hat, während sie bei den übrigen

<sup>8</sup> Die Elementaranalyse des Schwefels gab während der zweiten Untersuchung für 12 Bodenproben bei sehr geringen Gehalten Näherungswerte an (außerhalb des geräteinternen Integrationsbereiches). Sie verfälschen das Ergebnis nicht und wurden deshalb mit einbezogen

<sup>9</sup> stark sauer pH: 4,0-4,9; mäßig sauer pH: 5,0-5,9; schwach sauer pH: 6,0-6,9



Tab. 6: pH-Wert der Böden im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe vor (vorher) und nach (nachher) der Flutung der Polder

pH	N	$\bar{x}_A$	s	Min	Max	$x_{0,5}$	$x_{0,25}$	$x_{0,75}$	$x_{0,90}$
vorher	44	5,4	0,6	4,5	7,2	5,4	5,0	5,7	6,1
nachher	44	5,3	0,5	4,4	7,2	5,2	4,9	5,5	5,9

Tab. 7:  $KAK_{pot}$  (in mval/100 g Boden) der Böden im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe vor (vorher) und nach (nachher) der Flutung der Polder

$KAK_{pot}$	N	$\bar{x}_A$	s	Min	Max	$x_{0,5}$	$x_{0,25}$	$x_{0,75}$	$x_{0,90}$
vorher	44	32,16	13,90	2,39	68,30	35,41	26,78	39,87	46,06
nachher	44	34,15	16,59	1,83	78,67	33,97	20,36	46,13	57,30

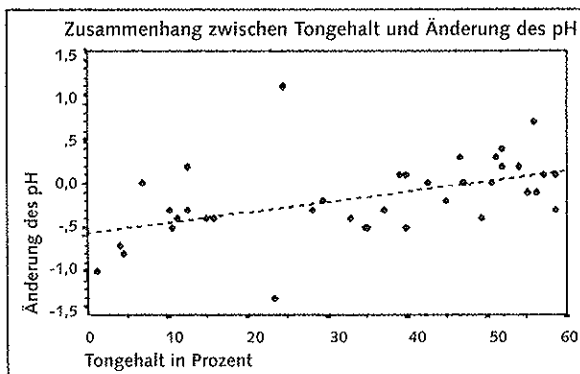


Abb. 11: Zusammenhang zwischen Tongehalt und Änderung des pH-Wertes ( $pH_{nachher} - pH_{vorher}$ )

Standorten zunehmend durch die Tonminerale abgepuffert wurde und es dadurch kaum zu einer Absenkung des pH kam. Damit spielt der pH-Wert bei der nachfolgenden Beurteilung der Veränderungen im Schadstoffhaushalt keine Rolle.

### Die Sorptionsverhältnisse

Die Kationenaustauschkapazität ( $KAK_{pot}$ ) der untersuchten Oberböden ist, sowohl vor als auch nach der Überflutung der Flächen, zwischen den einzelnen Standorten sehr stark differenziert. In der folgenden Tabelle 7 sind die Ergebnisse zur  $KAK_{pot}$  zusammengefasst.

Wie in Tabelle 7 sichtbar wird, lagen die Werte vor dem Hochwasser zwischen 2,39 (Cw7) und 68,30 (Ga2) mval/100g Boden und ebenso nach dem Hochwasser zwischen 1,83 (Cw7) und 78,67 (Ga2) mval/100g Boden.

In den folgenden Abbildungen 12 bis 15 wurde die  $KAK_{pot}$  des Bodens mit seinem Tongehalt und dem Gehalt an organischer Substanz in verschiedenen

Streudiagrammen dargestellt.

Nach den Spearman'schen Korrelationskoeffizienten ist die positive Korrelation zwischen dem Tongehalt und der  $KAK_{pot}$  sehr hoch. Zur Abschätzung der  $KAK_{pot}$  aus dem Tongehalt kann ein linearer Zusammenhang angenommen werden (in Abb. 12 wäre auch eine schwach gekrümmte quadratische Regressionsfunktion eine gute Anpassung). Mit zunehmenden Tongehalt der Böden steigt folglich auch ihr Puffervermögen gegenüber Schwermetallen.

Zur Beurteilung der  $KAK_{pot}$  muss aber neben dem Tongehalt auch der Gehalt an organischer Substanz beachtet werden.

Die Korrelation zwischen organischer Substanz und  $KAK_{pot}$  der Böden ist hoch bzw. sehr hoch bezogen auf den Korrelationskoeffizienten von Spearman. Mit zunehmender organischer Substanz im Boden nimmt auch die  $KAK_{pot}$  zu. Die Form des Zusammenhanges wurde in beiden Diagrammen als quadratische Funktion eingetragen, da sie am besten an die Punkte anzupassen war. Allerdings müssten weitere Wertepaare vorliegen, um eine endgültige Aussage über die Form des Zusammenhanges zu treffen. Beide Regressionsfunktionen weichen nicht sehr stark von einer linearen Regressionsgerade ab. Deshalb kann trotz angenommenen nichtlinearen Zusammenhanges der Korrelationskoeffizient berechnet werden. Die Differenzierung der Böden der verschiedenen Standorte in ihrem Gehalt an organischer Substanz und Ton trägt also zu der starken Streuung ihrer Kationenaustauschkapazitäten bei. Während es sich bei dem Standort Cw7 um den Oberboden mit dem höchsten Sandanteil und dem geringsten Gehalt an organischer Substanz handelt, ist Ga2 ein Boden mit einem so hohen Gehalt an organischer Substanz, dass nicht einmal der Tongehalt mittels Körnungsanalyse bestimmt werden konnte. Damit ist die  $KAK_{pot}$  für jeden Standort in einem anderen Verhältnis, aus der durch Tonminerale und der durch Huminstoffe erwirkten Sorptionsfähigkeit für Kationen,

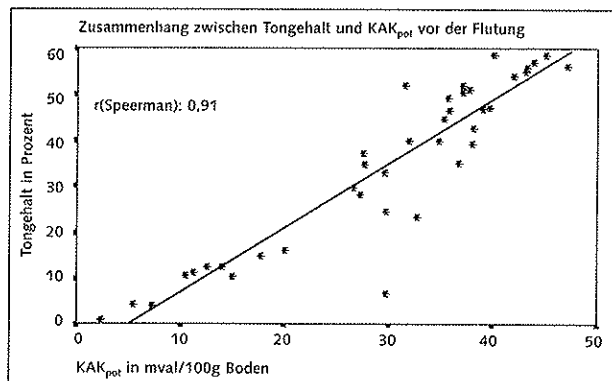


Abb. 12: Der Zusammenhang zwischen Tongehalt und KAK<sub>pot</sub> am 11./12. Juli 1997

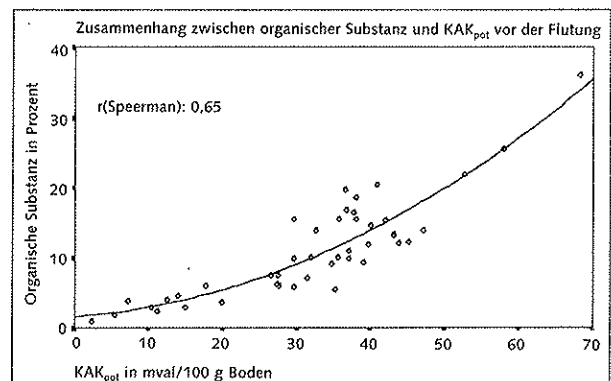


Abb. 14: Der Zusammenhang zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und KAK<sub>pot</sub> am 11./12. Juli 1997

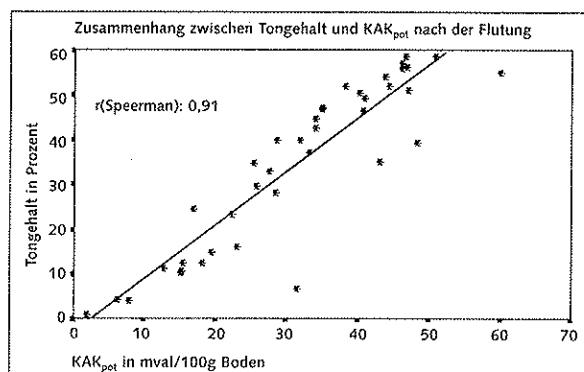


Abb. 13: Der Zusammenhang zwischen Tongehalt und KAK<sub>pot</sub> am 12./19. November 1997

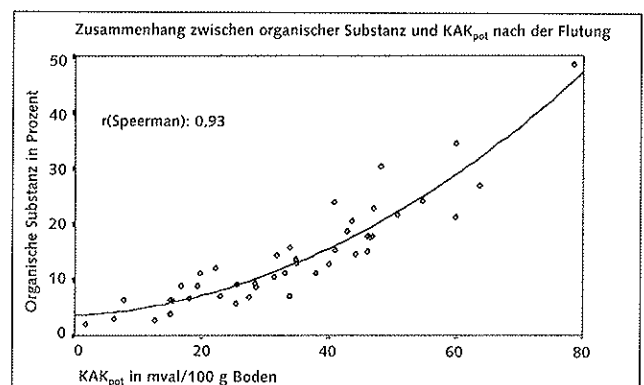


Abb. 15: Der Zusammenhang zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und KAK<sub>pot</sub> am 12./19. November 1997

zusammengesetzt. Besonders wenn die Kationenaustauschkapazität durch Huminstoffe geprägt ist (sandige aber sehr humusreiche Böden), sinkt die effektive KAK mit abnehmendem pH unter die KAK<sub>pot</sub>. Da die Bodenreaktion der Böden im Untersuchungsgebiet überwiegend sauer ist und auch hauptsächlich hohe Humusgehalte auftreten, ist die Pufferkapazität des Bodens gegenüber den Schwermetallen geringer als es durch die hohe KAK<sub>pot</sub> erscheinen könnte. Die Böden mit hohem Tongehalt (Abb. 6) können die Schwermetalle am stabilsten festlegen.

Um die in Tabelle 7 genannten Mittelwerte beurteilen zu können, gibt es verschiedene Orientierungswerte. Zum Beispiel werden von SCHEFFER u.a. (1992, 104) für Böden im gemäßigt humiden Klima mit 2-3 % Humus mit 5 bis 10 mval/100g Boden (Sandboden), 10 bis 25 mval/100g Boden (sandige Lehme, Lehme, tonige Schluffe) und 20 bis 40 mval/100g Boden (tonige Lehme, Tone) angegeben.

Die mittlere KAK<sub>pot</sub> war während des zweiten Untersu-

chungszeitraumes nach dem Hochwasser höher als vor der Überflutung der Polder. Da nach dem Shapiro-Wilks Test die Merkmalsausprägungen der Merkmale KAK<sub>pot</sub>, vorher und KAK<sub>pot</sub>, nachher normal verteilt sind, konnte mit einem t-Test für gepaarte Stichproben die Signifikanz des Mittelwertunterschiedes getestet werden. Dieser t-Test ergab einen signifikanten Unterschied zwischen beiden Mittelwerten bei einem zweiseitigen Signifikanzniveau unter 5 % ( $p=0,046$ ). Der nichtparametrische Wilcoxon-Test bestätigte diesen signifikanten Unterschied ( $p=0,0157$  für ein zweiseitiges Signifikanzniveau; Prüfgröße  $Z=-2,4150$ ; KAK<sub>pot</sub>, vorher mit KAK<sub>pot</sub>, nachher) und gab für nur einen Standort Ga13 eine gleichbleibenden KAK<sub>pot</sub> an. In 14 Fällen war die KAK<sub>pot</sub> nach der Überflutung geringer und in 29 Fällen größer als vor der Überflutung.

Da die KAK<sub>pot</sub> stark vom Gehalt an organischer Substanz im Boden abhängig ist und für die untersuchten Standorte angenommen werden muss, dass sich der Tongehalt nicht verändert hat (s.o. Stichprobe zur Körnung nach dem Hochwasser), wurde die Veränderung

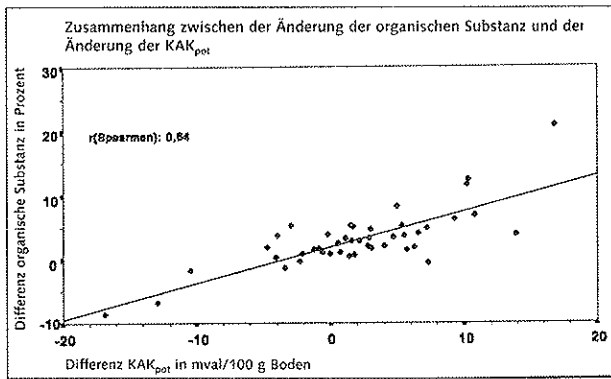


Abb. 16: Der Zusammenhang zwischen der Differenz des Gehaltes an organischer Substanz und der Differenz der KAK<sub>pot</sub>

des Gehaltes an organischer Substanz (Organische Substanznachher - Organische Substanzvorher) mit der Veränderung des Gehaltes an KAK<sub>pot</sub> (KAK<sub>pot</sub>, nachher - KAK<sub>pot</sub>, vorher) korreliert. Das Streudiagramm (Abb. 16) zeigt, dass mit zunehmender positiver Veränderung der Organischen Substanz im Boden auch die Differenz der KAK<sub>pot</sub> zunimmt. Der Spearman'sche Korrelationskoeffizient gibt eine mittlere Korrelation zwischen beiden Differenzen an.

Um das Verhältnis der austauschbaren Ionen untereinander zu kennzeichnen, wurden S-Wert, V-Wert, H-Wert und die Anteile der Ca<sup>2+</sup> -, Mg<sup>2+</sup> -, K<sup>+</sup>- und Na<sup>+</sup>-Ionen am S-Wert berechnet. Dabei wurde als Bezugsgröße für die Berechnung des V-Wertes und des H-Wertes der T-Wert (Summe der Ca<sup>2+</sup>-, Mg<sup>2+</sup>-, K<sup>+</sup>-, Na<sup>+</sup>- und H<sup>+</sup>-Ionen, also Summe aus H- und S-Wert) und nicht die mit Barium bestimmte potentielle Kationenaustauschkapazität verwendet. Das Verhältnis von V-Wert zu H-Wert reichte vor der Polderflutung von 86:14 (Cw4) bis zu 99:1 (Zü1). Diese Spannweite des Verhältnisses zwischen allen Standorten veränderte sich auch nach der Polderflutung nicht; 87:13 (Ga8) und 99:1 (Ga7). Eine Ausnahme bildete Standort Cw 7 bei dem sich bei sehr geringer KAK<sub>pot</sub>, eine Verschiebung des Verhältnisses von 93:7 zu 50:50 nach der Überflutung ergab. Am Standort Zü14 gab es eine schon sehr viel geringere Veränderung nach dem Hochwasser von 96:4 auf 89:11. Am Standort Zü15 veränderte sich das Verhältnis um denselben Betrag von 90:10 auf 97:3. Da diese regelmäßig überfluteten Polderböden nicht dem Ideal des ausreichend belüfteten und neutralen Bodens entsprechen, ist das Verhältnis von Ca<sup>2+</sup>:Mg<sup>2+</sup>:K<sup>+</sup>:Na<sup>+</sup> ein anderes als 80:15:4:1. Bei den untersuchten Böden ist Ca<sup>2+</sup> auf Kosten von Mg<sup>2+</sup> um 1 bis 10% höher und das Verhältnis von K<sup>+</sup> zu Na<sup>+</sup> genau umgekehrt. Das Verhältnis der austauschbaren Ionen untereinander hat sich zwischen beiden Zeitpunkten nur am Standort Cw7 stärker geändert.

In den Böden, in denen die KAK<sub>pot</sub> zugenommen hat, kann ein eventueller Anstieg der Schwermetallgehalte besser als in den anderen Böden abgepuffert werden. Da die Zunahme der KAK<sub>pot</sub> in den untersuchten Böden aber hauptsächlich auf einer Zunahme der variablen Ladung beruht, ist für die Pufferkapazität der Böden eine Absenkung des pH-Wertes problematisch.

Der Vergleich der KAK<sub>pot</sub> für die einzelnen Standorte ist in Abbildung 17 dargestellt.

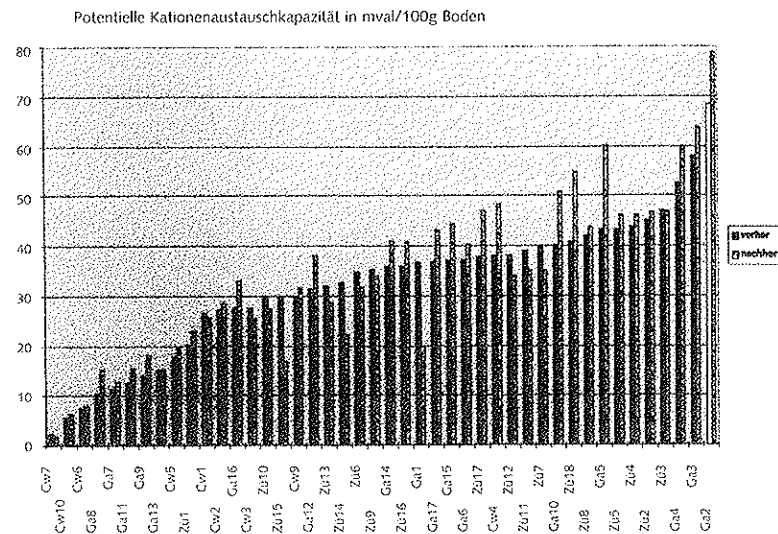


Abb. 17: Vergleich der KAK<sub>pot</sub> der Böden in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher) (Transekt Z ≙ Zü)

### Der aktuelle Wassergehalt

Während der Flutung der Polderflächen waren alle Standorte des Untersuchungsgebietes von Wasser überstaut. Es bildeten sich anaerobe Verhältnisse heraus. Zur Zeit der Probenahme im November waren noch folgende Standorte von Wasser überstaut: Ga1, Ga2, Ga3, Ga4, Zü11, Zü17, Zü18. Aber auch an anderen Standorten waren die Böden wassergesättigt. Deshalb hielten die anaeroben Bodenverhältnisse an den meisten Standorten bis zum November an. Der analysierte aktuelle Wassergehalt bewegte sich nach Höhe des Standortes und Körnung des Bodens in einem sehr weiten Spektrum von Cw7 (11,64 Masse%) bis Ga5 (79,50 Masse%).

### Die Leitfähigkeit der Böden

Die Leitfähigkeit der Bodensättigungsextrakte der 16 untersuchten Bodenproben variierte sehr stark zwischen den einzelnen Böden (Tab. 8).

In dieser Höhe der elektrischen Leitfähigkeit ist die Belastung durch Salze eher gering (siehe Kapitel 5.1).

Tab. 8: Leitfähigkeit (in  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) der Bodensättigungsextrakte der Böden im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe nach der Flutung der Polder

	N	$x_A$	S	Min	Max	$x_{0,5}$	$x_{0,25}$	$x_{0,75}$	$x_{0,90}$
Leitfähigkeit	16	184	60	102	287	182	128	232,5	279

### Zusammenfassung und Gruppierung der Böden

Zusammenfassend kann man die Veränderungen der allgemeinen Parameter zwischen den beiden Untersuchungszeiträumen folgendermaßen beschreiben.

- Die Körnungsverhältnisse der Böden der untersuchten Standorte haben sich in der Tiefe von 2 bis 10 cm nicht verändert.
- Ebenfalls hat sich der Carbonatgehalt der Böden nicht verändert und damit sind diese weiterhin weitgehend carbonatfrei.
- Eine stärkere Absenkung des pH-Wertes konnte nur für Standorte mit Sandböden nachgewiesen werden. Bei den anderen Böden waren die Veränderungen unbedeutend bzw. lagen im Bereich labormethodischer Unterschiede.
- Die organische Substanz im Boden hat zugenommen und damit hat proportional ebenso der Stickstoffgehalt der Böden zugenommen. Ein starker Anstieg ergab sich für den Nährstoff Schwefel. Dessen Anstieg im Boden ist wahrscheinlich auf den Eintrag durch das Überflutungswasser zurückzuführen.
- Die potentielle Kationenaustauschkapazität hat in den Böden vieler Standorte zugenommen. Dieser Anstieg wurde durch die Zunahme des Gehaltes an organischer Substanz verursacht. Er basiert demnach auf einer Zunahme der pH-abhängigen variablen Ladung.
- Aus den bis November in den Böden der meisten Standorte anaeroben Bodenverhältnissen ergab sich für bodenchemische Prozesse ein reduktives Milieu.

Die Differenzierung und Veränderung des Schadstoffhaushaltes der Böden ist an die Differenzierung und Veränderung der allgemeinen Parameter und an die Höhe der jeweiligen Standorte gebunden. Deshalb war es zweckmäßig die Böden der einzelnen Standorte nach einem Merkmal zu klassifizieren, das die Differenzierung der allgemeinen Parameter, die sich verändert haben und die Höhe des Standortes am besten wiedergibt. Da die beprobte Bodentiefe im Oberboden lag, erfolgte die Einteilung der Standorte nach den Oberbodenhorizonten aus denen in 2 bis 10 cm Tiefe die

Proben entnommen wurden. Es konnten 3 Horizontgruppen gebildet werden:

1. aAh  
humoser Auenoberbodenhorizont (für N=15)
2. aG-Ah bzw. aAh-G  
Übergangshorizont zwischen humosem Auenoberbodenhorizont und Auengleybodenhorizont (für N=23)
3. aAa und aG-Aa  
Auenanmoorhorizont und Übergangshorizont zwischen Auenanmoorhorizont und Auengleybodenhorizont (für N=6)

Die Zugehörigkeit der einzelnen Probenahmestandorte zu den 3 Gruppen stellt sich wie folgt in der Übersicht auf Seite 43 dar:

Die Genese der Horizonte ist von ihrer Höhenlage abhängig. Deshalb unterscheiden sich alle 3 Horizontgruppen bezüglich der Höhe der Standorte. Die mittleren Höhen (arithmetisches Mittel) der 3 Gruppen sind in Abbildung 18 dargestellt. In Abbildung 19 sind die Boxplots der Höhe für die 3 Gruppen wiedergegeben.

Wie aus den Gruppenbezeichnungen hervorgeht unterscheiden sich die Gruppen in ihrem Gehalt an organischer Substanz. In Abbildung 20 ist der Vergleich der Mittelwerte zwischen den Gruppen und jeweils zwischen den beiden Untersuchungszeitpunkten vor und nach der Flutung dargestellt. Solch ein Vergleich erfolgt auch im Boxplot in Abbildung 21; bezüglich eines Vergleiches der Mediane, der 25%- und 75%-Perzentile, der kleinsten und größten Werte, die keine Ausreißer sind und der Ausreißer und Extremwerte.

Aus der Differenzierung der Organischen Substanz zwischen den Horizontgruppen muss sich auch eine Differenzierung der  $\text{KAK}_{\text{pot}}$  ergeben. Sie wird in den Abbildungen 22 und 23 deutlich, in denen die mittleren  $\text{KAK}_{\text{pot}}$  und Boxplots für die 3 Horizontgruppen zu beiden Untersuchungszeitpunkten dargestellt sind.

Die Situation für den Nährstoff Schwefel bezüglich der

## Übersicht über die Zugehörigkeit der einzelnen Standorte zu den 3 Horizontgruppen

Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3
Cw1	Cw2	Cw4
Cw3	Cw5	Zü16
Cw6	Zü2	Ga1
Cw7	Zü3	Ga2
Cw 9	Zü4	Ga3
Cw10	Zü5	Ga17
Zü1	Zü7	
Zü6	Zü8	
Zü9	Zü11	
Zü10	Zü12	
Zü14	Zü13	
Zü15	Zü17	
Ga8	Zü18	
Ga13	Ga4	
Ga14	Ga5	
	Ga6	
	Ga7	
	Ga9	
	Ga10	
	Ga11	
	Ga12	
	Ga15	
	Ga16	

- Gruppe 1** Alle Standorte mit Probenahme aus dem Ah-Horizont
- Gruppe 2** Alle Standorte mit Probenahme aus den Horizonten: aGo-Ah, aGro-Ah, aGr-Ah, aGo-Aw, aAh-Gro
- Gruppe 3** Alle Standorte mit Probenahme aus den Horizonten: aAa, aGro-Aa, aGor-Aa

3 Horizontgruppen ist in der Abbildung 24 dargestellt. Es lässt sich sehr gut eine Differenzierung zwischen den 3 Gruppen erkennen.

Diese Differenzierung ist, wie sich in Kapitel 7.2 zeigen wird, aufgrund der Fähigkeit des Schwefel unter reduzierenden Bedingungen Sulfide zu bilden, für die Schwermetallproblematik von Bedeutung.

Eine statistische Beurteilung der sichtbaren Unterschiede der Mittelwerte zwischen den drei Bodengruppen (Faktor: Bodengruppe) wurde mittels einfacher einfaktorierter Varianzanalyse für die abhängigen Variablen: Höhe, organische Substanz (repräsentiert durch TOC), KAK<sub>pot</sub> und Schwefelgehalt zu jeweils beiden Zeitpunkten durchgeführt. Eine Voraussetzung für die Durchführung des Tests ist Varianzhomogenität, die auch mittels Levene-Test überprüft wurde. Als Ergebnis wurden für alle abhängigen Variablen zu

beiden Zeitpunkten höchst signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen festgestellt, wobei für die Schwefelgehalte beider Zeitpunkte eine leichte Verletzung der Varianzhomogenität auftrat. Trotzdem wurden die vorhandenen Unterschiede zwischen den Gruppen bestätigt. Zwischen welchen Vergleichspaa- ren die Unterschiede signifikant sind, wurde mit dem Duncan-Test für multiple Mittelwertvergleiche unter- sucht. Für die Höhe und die KAK<sub>pot</sub> ergaben sich die signifikanten Unterschiede zwischen der Gruppe 1 und 2 und der Gruppe 1 und 3, für die organische Substanz und den Schwefelgehalt im Boden dagegen für alle möglichen Gruppenkombinationen (1 und 2, 1 und 3, 2 und 3). Anschließend wurden diese Tests noch einmal durchgeführt mit den abhängigen Variablen: Differenz der organischen Substanz, Differenz der KAK<sub>pot</sub> und der Differenz des Schwefelgehaltes. Bei homogenen Vari- anzen konnte so für die Differenz des Schwefelgehal- tes ein signifikanter Unterschied zwischen den Grup- pen festgestellt werden, die zwischen den Gruppen 1 und 2 und den Gruppen 1 und 3 auftraten. Der Mittel- wert der Differenz des Schwefelgehaltes nahm von der Gruppe 1 ( $x_A$ : 0,135 %) über die Gruppe 2 ( $x_A$ : 0,219 %) bis hin zur Gruppe 3 ( $x_A$ : 0,252 %) zu, das heißt, dort erfolgte der höchste Schwefeleintrag.

## 7.2 Darstellung und Diskussion der anor- ganischen Schadstoffe

In diesem Kapitel wird zunächst auf die mittleren und auf die standortbezogenen Schwermetallgehalte einschließlich des Vergleiches der Situation vor und nach der hochwasserbedingten Überflutung der Polder eingegangen. Anschließend wird die Situation des Untersuchungsgebietes durch eine Gegenüberstellung mit Grenzwerten, Hintergrundwerten aus Brandenburg und Untersuchungsergebnissen aus anderen Hochwas- serüberschwemmungsgebieten bewertet und vergli- chen.

Der folgenden Tabelle 9 können mittlere Gehalte, Per- zentile und andere statistische Angaben zur Beschrei- bung der Verteilung der Schwermetallgehalte der Pol- derböden in 2 bis 10 cm Tiefe zu den beiden Untersu- chungszeiträumen entnommen werden.

In der Tabelle 9 wird deutlich, dass für die Schwerme- talle Blei, Chrom, Arsen, Cobalt, Nickel, Zink und Man- gan eine Abnahme ihrer Gehalte im Boden in der ent- sprechenden Tiefe stattgefunden hat.

Nach dem durchgeführten Wilcoxon-Test (für Metall vorher mit Metall<sub>nachher</sub>) waren die Unterschiede höchst signifikant bei einem zweiseitigen Signifikanzniveau für

- Blei ( $p < 0,001$ ; in 36 Fällen eine Abnahme, in 8 Fäl-

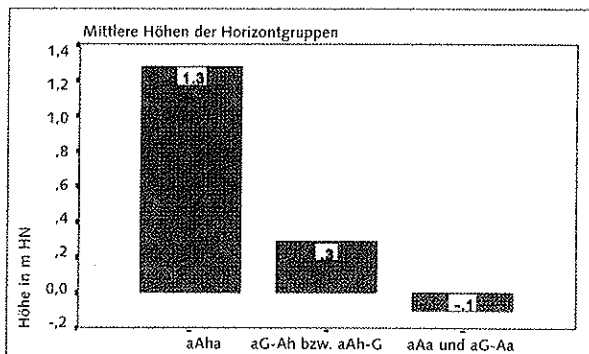


Abb. 18: Die mittleren Höhen der 3 Horizontgruppen

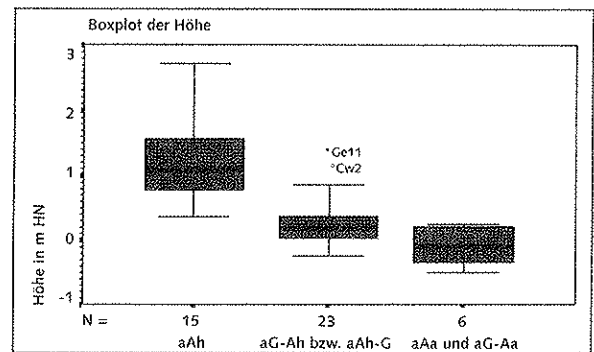


Abb. 19: Boxplot der Höhe der 3 Horizontgruppen

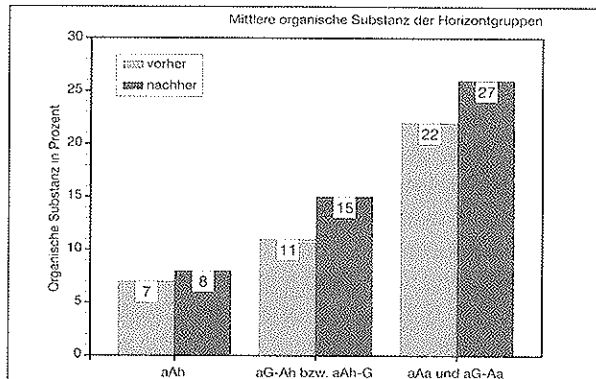


Abb. 20: Die mittleren Gehalte an organischer Substanz der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

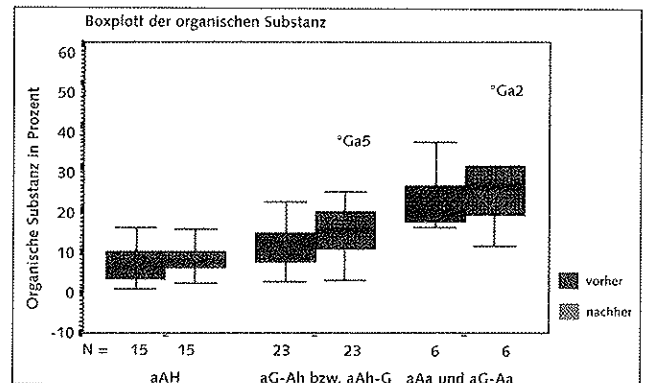


Abb. 21: Boxplot der Organischen Substanz der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

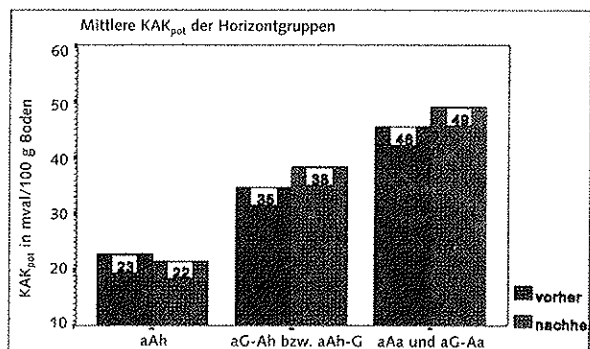


Abb. 22: Die mittleren KAK<sub>pot</sub> der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

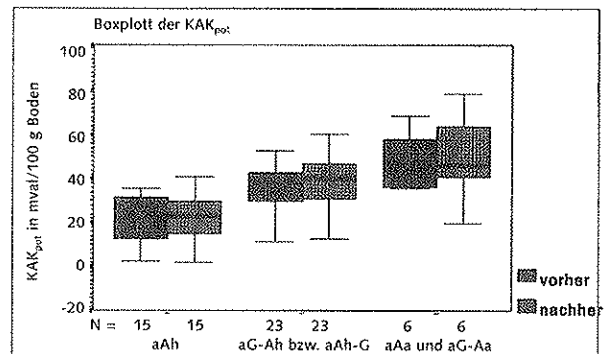


Abb. 23: Boxplot der KAK<sub>pot</sub> der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

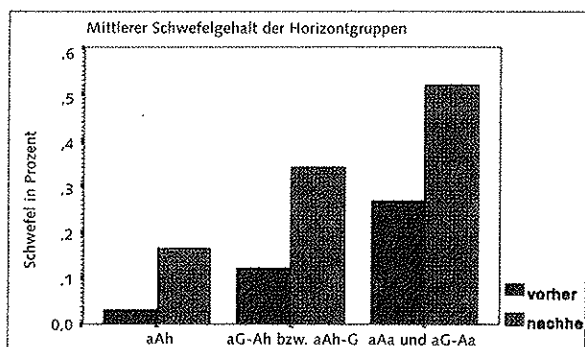


Abb. 24: Die mittleren Schwefelgehalte der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

Tab. 9: Schwermetallgehalte der Böden (in ppm bzw. mg Schwermetall/kg Boden) im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe vor (v) und nach (n) der Flutung der Polder

Schwermetall	N	X <sub>A</sub>	S	Min	Max	X <sub>0,5</sub>	X <sub>0,25</sub>	X <sub>0,75</sub>	X <sub>0,90</sub>
Blei (v)	44	90,2	62,9	5,7	285,0	77,2	45,5	129,2	187,3
Blei (n)	44	66,4	43,1	6,3	190,0	70,5	26,0	83,5	135,0
Chrom (v)	44	61,21	33,64	3,28	130,56	64,55	25,90	79,98	108,19
Chrom (n)	44	52,11	26,98	4,00	110,00	56,00	26,00	68,00	90,00
Arsen (v)	44	21,51	11,56	2,70	47,80	22,00	10,25	30,15	37,35
Arsen (n)	44	19,48	10,10	1,60	41,00	21,00	9,58	25,00	33,50
Kupfer (v)	44	42,92	32,90	1,61	161,02	39,67	15,65	54,44	91,69
Kupfer (n)	44	44,57	28,68	3,60	120,00	44,00	21,00	54,00	91,50
Cobalt (v)	44	10,21	4,45	1,28	22,05	10,80	6,29	12,94	15,10
Cobalt (n)	44	8,92	3,49	1,20	14,00	9,90	5,93	11,00	12,50
Nickel (v)	44	28,03	12,58	1,63	53,33	32,10	16,67	37,47	39,64
Nickel (n)	44	26,07	11,26	2,30	46,00	28,50	14,50	34,00	38,50
Zink (v)	44	253,0	170,6	23,7	879,0	232,3	113,4	331,8	485,5
Zink (n)	44	217,4	125,7	25,0	500,0	215,0	97,8	295,0	392,5
Cadmium (v) <sup>1,2</sup>	44	1,26	1,13	0,00	5,71	0,92	0,61	1,66	2,85
	(32)	(1,59)	(1,14)	(0,51)	(5,71)	(1,26)	(0,83)	(1,90)	(3,15)
Cadmium (n) <sup>1,2</sup>	43	1,16	1,07	0,00	3,70	0,95	0,00	1,60	3,18
	(32)	(1,56)	(0,96)	(0,60)	(3,70)	(1,15)	(0,86)	(2,20)	(3,37)
Molybdän (v) <sup>3</sup>	44	alle Standorte < 1ppm; außer Cw4, Zü14 = 1ppm und Ga3 = 1,2ppm							
Molybdän (n) <sup>3</sup>	44	alle Standorte < 1ppm							
Mangan (v)	44	873	701	90	4.416	732	559	1.048	1.405
Mangan (n)	44	674	358	66	1.850	608	444	869	1.200
Eisen (v)	44	31.300	12.996	2.552	57.359	35.637	23.153	39.461	46.873
Eisen (n)	44	38.192	17.574	3.750	83.500	41.500	24.875	51.375	58.000
Aluminium (v)	44	24.633	11.876	1.347	42.191	26.694	12.249	35.018	38.390
Aluminium (n)	44	35.532	18.409	3.100	63.000	39.750	15.750	52.125	57.250

- <sup>1</sup> In die Berechnungen der statistischen Größen sind Werte unterhalb der Nachweisgrenze als "Null" eingegangen. Eine "Worst Case"-Betrachtung kam nicht in Frage, da in dieser Arbeit der zeitliche Vergleich gegenüber einer Risikoabschätzung im Vordergrund steht.
- <sup>2</sup> Die statistischen Größen in Klammern geben Berechnungen ohne die Werte unterhalb der Nachweisgrenze an, die als Missing-Werte in die Berechnung für beide Zeitpunkte einfließen, um die Zeitpunkte besser miteinander vergleichen zu können. Die Einstufung als Missing-Wert wurde für beide Zeitpunkte vorgenommen, auch wenn nur ein zu einem Zeitpunkt eine Unterschreitung der Nachweisgrenze auftrat.
- <sup>3</sup> Die Nachweisgrenze für Molybdän betrug für die Analyse der Proben, die nach dem Hochwasser entnommen wurden, 1 ppm, für die Proben der ersten Untersuchung dagegen nur 0,5 ppm.

- len eine Zunahme, mit  $Z = -4,7267$  ,
- Chrom ( $p < 0,001$ ; in 36 Fällen eine Abnahme, in 8 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -4,8198$ ),
- Cobalt ( $p < 0,001$ ; in 33 Fällen eine Abnahme, in 11 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -4,1256$ ),
- Zink ( $p < 0,001$ ; in 34 Fällen eine Abnahme, in 10 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -3,9796$ ) und
- Mangan ( $p < 0,001$ ; in 32 Fällen eine Abnahme, in 12 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -3,8512$ ).
- Für Arsen ( $p = 0,0069$ ; in 29 Fällen eine Abnahme, in 15 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -2,7019$ ) waren sie dagegen sehr signifikant und
- lediglich noch signifikant für Ni ( $p = 0,0117$ ; in 28 Fällen eine Abnahme, in 16 Fällen eine Zunahme

- mit,  $Z = -2,5208$ ). Nur die Abnahmen wiesen relevante Beträge auf, die Beträge der Zunahmen sind zu vernachlässigen.
- Für Molybdän waren keine Veränderungen der zu beiden Zeitpunkten sehr niedrigen Gehalte festzustellen.
- Die Gehalte der untersuchten Böden wiesen ebenfalls für Cadmium keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Zeitpunkten auf ( $p = 0,5499$ ; in 14 Fällen eine Abnahme, in 21 Fällen eine Zunahme, 8 gleichbleibende Fälle, mit  $Z = -0,5978$ ). Daran ändert sich nichts, wenn die Werte unterhalb der Nachweisgrenzen aus der Betrachtung ausgeklammert werden.

- Der Gehalt an Kupfer hat sich höchst signifikant erhöht ( $p < 0,001$ ; in 7 Fällen eine Abnahme, in 37 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -3,7461$ ),
- ebenso wie die des Eisens ( $p < 0,001$ ; in 7 Fällen eine Abnahme, in 37 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -4,5280$ )
- und des Aluminiums ( $p < 0,001$ ; in 1 Fall eine Abnahme, in 43 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -5,5784$ ).

Für die jeweils in beiden Stichproben normalverteilten Gehalte an Chrom, Arsen und Eisen konnte zum Vergleich der Mittelwerte beider Zeitpunkte ein t-Test für gepaarte Stichproben durchgeführt werden. Dieser bestätigte für die genannten Schwermetalle die Unterschiede zwischen den Zeitpunkten.

Die anschließenden Abbildungen 25 a bis f geben die Veränderungen der Gehalte im Boden an Blei, Chrom,

Arsen, Zink, Cadmium, Kupfer standortbezogen wieder. Auf Mangan, Eisen und Aluminium wird später eingegangen.

Die Gehalte an Cobalt und Nickel wurden nicht in einem Diagramm aufgeführt, da sie einerseits hinsichtlich ihrer Grenzwerte sehr niedrig sind und andererseits zur Veranschaulichung keine weiteren Erkenntnisse bringen.

Zunächst einmal geht aus den Abbildungen die starke Differenzierung der Böden hinsichtlich ihrer Schwermetallgehalte hervor.

Diese Differenzierung ergibt sich je nach Bindungsformen der einzelnen Schwermetalle aus der Differenzierung der allgemeinen Parameter wie dem Gehalt an

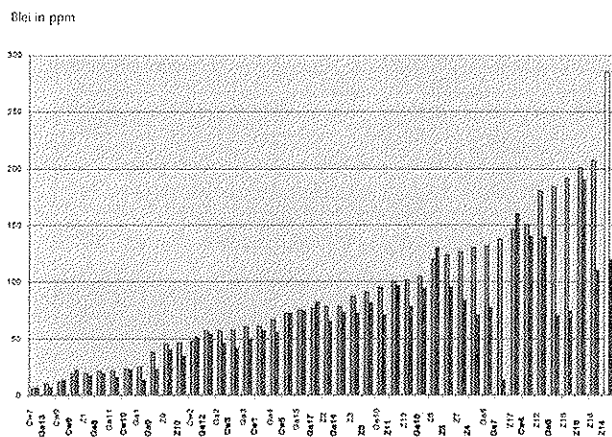


Abb. 25 a: Vergleich des Gehaltes der Böden an Blei in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli 1997 (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

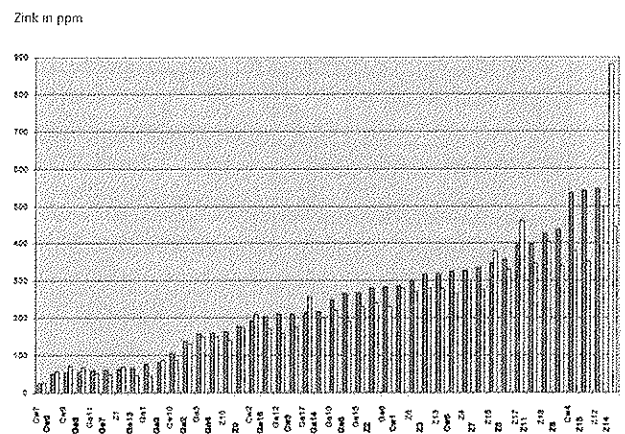


Abb. 25 d: Vergleich des Gehaltes der Böden an Zink in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli 1997 (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

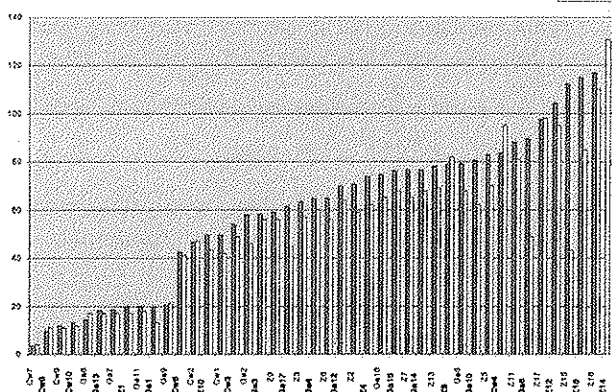


Abb. 25 b: Vergleich des Gehaltes der Böden an Chrom in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli 1997 (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

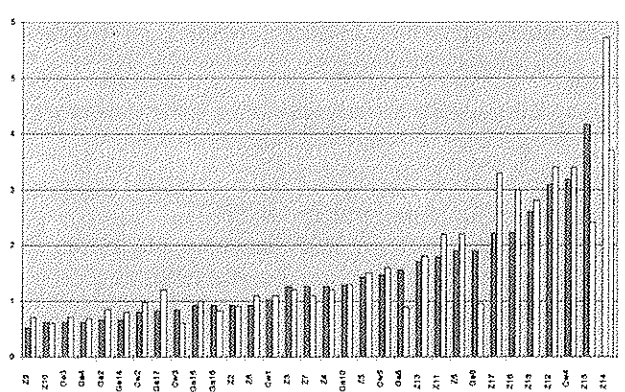


Abb. 25 e: Vergleich des Gehaltes der Böden an Cadmium in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli 1997 (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)<sup>10</sup>

<sup>10</sup> Die Standorte, bei denen der Gehalt an Cd zu einem Zeitpunkt unterhalb der Nachweisgrenze lag, sind nicht im Diagramm enthalten (Cw6, Cw7, Cw9, Cw10, Zü1, Ga1, Ga7, Ga8, Ga9, Ga11, Ga12, Ga13)



Arsen in ppm

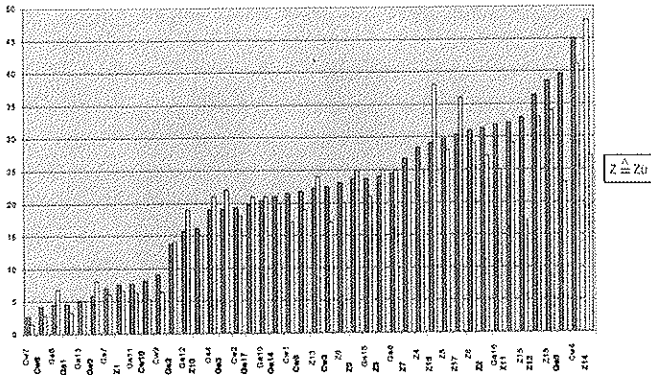


Abb. 25 c: Vergleich des Gehaltes der Böden an Arsen in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli 1997 (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

Kupfer in ppm

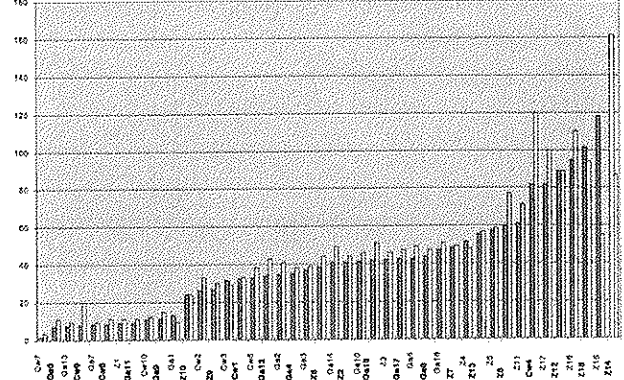


Abb. 25 f: Vergleich des Gehaltes der Böden an Kupfer in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli 1997 (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

organischer Substanz, dem Tongehalt, der Kationenaustauschkapazität (hier als  $KAK_{pot}$ ) und dem Gehalt des Bodens an Oxiden; vor allem Eisenoxiden, die nicht direkt bestimmt wurden, aber deren Menge im Gesamtgehalt an Eisen<sup>11</sup> zum Ausdruck kommt. Um die Stärke des jeweiligen Zusammenhanges zu verdeutlichen, wurden Korrelationskoeffizienten ( $r_s$ ; Korrelationskoeffizient nach Spearman) zwischen Tongehalt, Organischer Substanz (repräsentiert durch TOC),  $KAK_{pot}$  und den Eisengehalten der Böden auf der einen Seite und den Gehalten an den Metallen Blei, Chrom, Arsen, Kupfer, Cobalt, Nickel, Zink und Cadmium auf der anderen Seite zu beiden Zeitpunkten berechnet.

Für den Cadmiumgehalt des Bodens ergaben sich mit allen diesen Parametern nur sehr geringe Korrelationen bis maximal  $r_s = 0,36$  (TOC und Cadmium vor der Überflutung), die sich aus der großen Mobilität des Cadmium im Boden ergeben und praktisch keinen Zusammenhang anzeigen. Die Korrelationsparameter zwischen den anderen Merkmalen reichten von  $r_s = 0,47$  ( $KAK_{pot}$  und Zink nach der Überflutung) bis  $r_s = 0,93$  ( $KAK_{pot}$  und Nickel nach der Überflutung) und zeigten damit überwiegend mittlere und hohe positive Korrelationen an. Auffällig ist die hohe Korrelation des Nickelgehaltes mit der  $KAK_{pot}$ , die des Cobalt mit dem Eisengehalt und die des Kupfer mit dem Gehalt an organischer Substanz. Die Korrelation der Schwerme-

tallgehalte für beide Zeitpunkte vor und nach dem Hochwasser ist beim Blei mit der organischen Substanz am höchsten ( $r_s = 0,58$  bzw.  $r_s = 0,67$ ), beim Chrom mit dem Tongehalt ( $r_s = 0,68$  bzw.  $r_s = 0,73$ ), beim Arsen mit dem Eisengehalt ( $r_s = 0,68$  vor dem Hochwasser) und dem Tongehalt ( $r_s = 0,74$  nach dem Hochwasser), beim Kupfer wie erwähnt mit dem Gehalt organischer

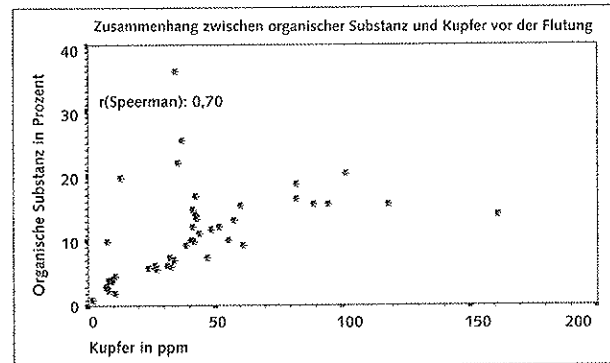


Abb. 26: Der Zusammenhang zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und dem Gehalt an Kupfer am 8./9. Juli 1997

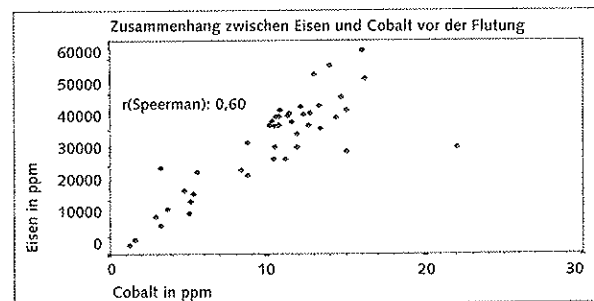


Abb. 27: Der Zusammenhang zwischen dem Gehalt an Eisen und dem Gehalt an Cobalt am 8./9. Juli 1997

<sup>11</sup> Im Boden setzt sich der Gesamtgehalt an Eisen aus dem Eisen, das in primären Mineralen (hauptsächlich Silikaten) vorhanden ist und dem Eisen, das bei der Verwitterung als Verwitterungsneubildung in Form von Oxiden ausgeschieden und nur zu einem sehr geringen Teil in Tonminerale eingebaut wird, zusammen (SCHEFFER u.a. 1992, 43. In den untersuchten Oberböden liegt Eisen bei den vorherrschenden Bodenbildungsprozessen ausschließlich als Eisenoxid und vernachlässigbar in Tonmineralien vor.

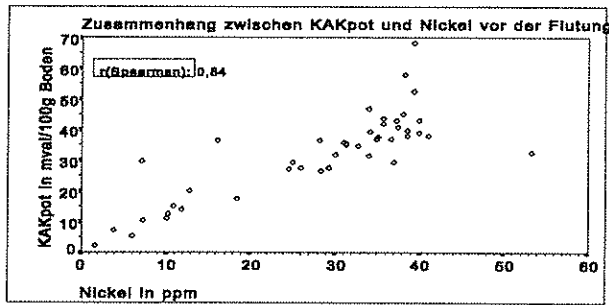


Abb. 28: Der Zusammenhang zwischen der KAK<sub>pot</sub> und dem Gehalt an Nickel am 8./9. Juli 1997

Substanz ( $r_s = 0,70$  bzw.  $r_s = 0,71$ ), beim Cobalt mit dem Eisengehalt ( $r_s = 0,80$  zu beiden Zeitpunkten), beim Nickel mit der KAK<sub>pot</sub> ( $r_s = 0,84$  bzw.  $r_s = 0,93$ ) und beim Zink mit dem Tongehalt ( $r_s = 0,58$  vor dem Hochwasser) und dem Gehalt an organischer Substanz ( $r_s = 0,57$  nach dem Hochwasser).

Die Streudiagramme (Abbildungen 26, 27, 28) zeigen als Beispiele einige Zusammenhänge mit hoher Korrelation.

Die Korrelation der Veränderungen (Differenz = nachher - vorher) der Merkmale Gehalt an organischer Substanz, KAK<sub>pot</sub>, und Eisengehalt mit der entsprechenden Veränderung der Schwermetallgehalte ergab nur für Kupfer eine mittlere positive Korrelation, währenddessen für die anderen Metalle keine Zusammenhänge festgestellt werden konnten. In einem Streudiagramm zeigt sich jedoch, dass auch dieser Zusammenhang sehr undeutlich ist und eine scheinbar hohe Korrelation durch Ausreißer vorgespiegelt wird, die durch weitere Merkmalspaare ergänzt werden müssten, um einen Zusammenhang nachweisen zu können.

Zwischen der Leitfähigkeit der Bodensättigungsextrakte und der Schwermetallgehalte existiert ein Zusammenhang. Die Korrelationskoeffizienten nach Spearman verdeutlichen diese Zusammenhänge ( $r_s$  für Pb: 0,88; Cr: 0,67; As: 0,68; Cu: 0,85; Co: 0,56; Ni: 0,62; Zn: 0,84; Cd: 0,65). Es liegen also mittlere bis hohe positive Korrelationen vor. Stellt man die Leitfähigkeit und die einzelnen Schwermetallgehalte in einem Streudiagramm dar, so wird ein linearer Zusammenhang erkennbar. Die Leitfähigkeit ist also in diesen Böden geeignet, eine erste Abschätzung über mögliche Schwermetallbelastungen der Böden der verschiedenen Standorte zu treffen.

Nachfolgend sind für jedes der Schwermetalle, Diagramme der Mittelwerte nach den oben genannten 3 Horizontgruppen (siehe Kapitel 7.1) aufgeführt.

Erwartungsgemäß zeigen die Abbildungen, dass die

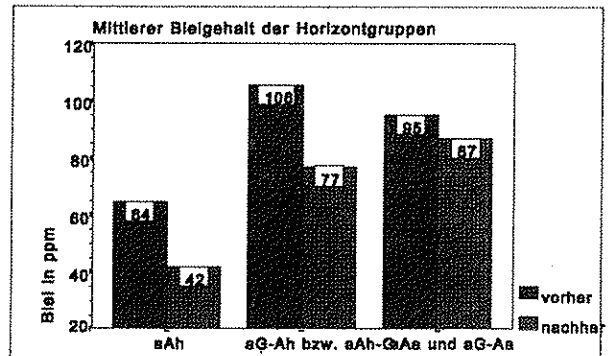


Abb. 29: Der mittlere Bleigehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

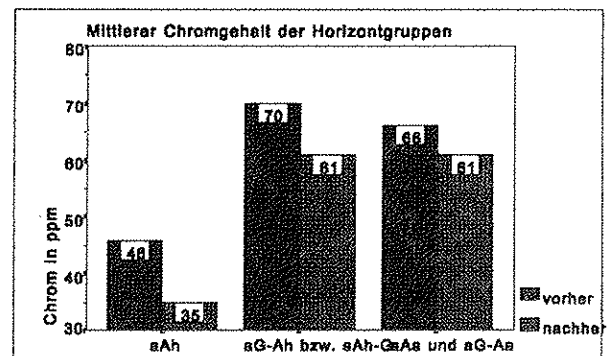


Abb. 30: Der mittlere Chromgehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

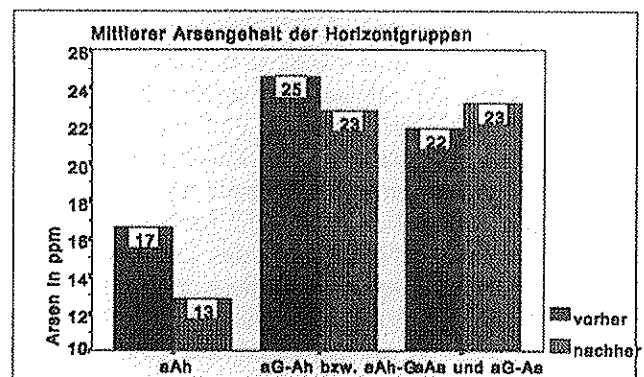


Abb. 31: Der mittlere Arsengehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

Horizontgruppen 2 und 3 mit ihrem höheren Humus- und Eisenoxidgehalt für alle dargestellten Metalle in beiden Untersuchungszeiträumen höhere Gehalte an diesen Metallen aufwiesen.

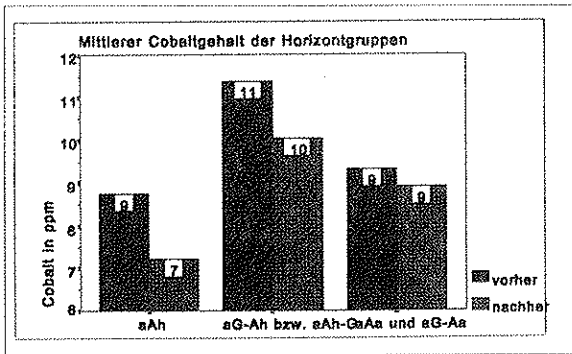


Abb. 32: Der mittlere Cobaltgehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

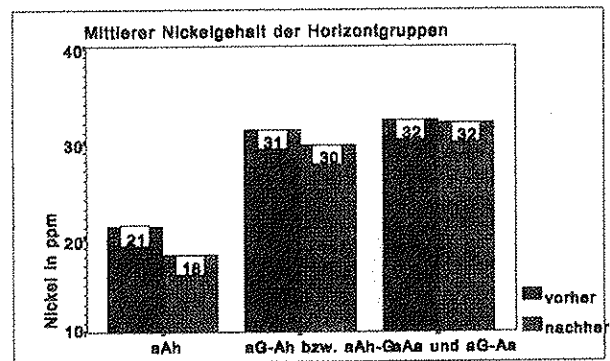


Abb. 34: Der mittlere Nickelgehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

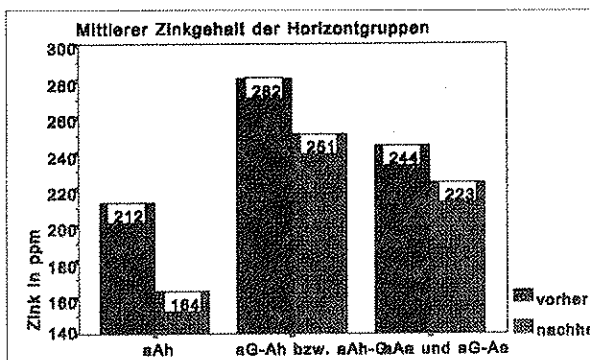


Abb. 33: Der mittlere Zinkgehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

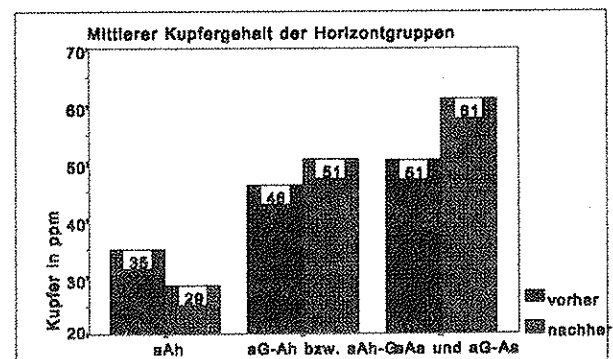


Abb. 35: Der mittlere Kupfergehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

Die Gehalte an Blei, Chrom, Arsen, Cobalt und Zink waren vor dem Hochwasser darüber hinaus in Gruppe 2 höher als in Gruppe 3. Für Cobalt ist die Differenz zumindest so groß, dass sie auf seine starke Bindung an die Eisenoxide zurückgeführt werden kann (siehe auch Abb. 27 und Kapitel 5.2). Das stark an den Humus gebundene Kupfer (siehe auch Abb. 26 und Kapitel 5.2) zeigt mit dem zunehmendem Gehalt an organischer Substanz der Horizontgruppen von Gruppe 1 über Gruppe 2 bis zur Gruppe 3 auch eine kontinuierliche Zunahme seines Gehaltes. Über die hohe Korrelation des Nickels mit der  $KAK_{pot}$  (Abb. 28) hinaus, korreliert Nickel auch sehr stark mit dem Tongehalt ( $r_s = 0,78$ ), der organischen Substanz ( $r_s = 0,75$ ) und dem Eisengehalt ( $r_s = 0,73$ ), so dass Nickel nicht eindeutig eine bevorzugte Bindung zugeordnet werden kann. Nach Kapitel 5.2 wird Nickel besonders von Oxiden und Tonmineralen adsorbiert. Es kann somit eine Scheinkorrelation mit der organischen Substanz vorliegen. Die verschiedenen Adsorptionsmöglichkeiten bedingen für Nickel einen fast gleich großen Mittelwert für Gruppe 2 und 3.

Wenn auch die Differenzen der Schwermetallgehalte nicht mit den Differenzen der allgemeinen Parameter korrelieren, so wird doch deutlich, dass die Absenkung der Schwermetallgehalte in der Gruppe 1 am größten war, gefolgt von Gruppe 2 und 3. Eine stärkere Absenkung des Bleigehaltes in Gruppe 2 gegenüber Gruppe 1 bewirkte eine Veränderung der Reihenfolge der Mittelwerte in den 3 Gruppen: einen ansteigenden Bleigehalt von Gruppe 1 bis Gruppe 3. Für Chrom, Arsen und Nickel waren die Gehalte in den Gruppen 2 und 3 im November annähernd gleich groß und höher als in Gruppe 1. Bei Cobalt und Zink blieb auch nach der Absenkung ihrer Gehalte in den Horizonten die Reihenfolge in der Größe der Gehalte erhalten. Für Kupfer ist mit der starken Zunahme der organischen Substanz in den Horizontgruppen 2 und 3 ihr Gehalt um 5 bzw. 10 ppm gestiegen, währenddessen in Gruppe 1 der Kupfergehalt gesunken ist.

Es haben demzufolge Prozesse stattgefunden, die zu einer Verringerung der Schwermetallgehalte besonders in den Ah-Horizonten der Auengleye höhergelegener Standorte (Gruppe 1) geführt haben, währenddessen

in den Oberbodenhorizonten die Schwermetallgehalte der tiefergelegenen Auennassgleye (Gruppe 2) im Mittel etwas weniger und in denen der Auenanmoorgleye (Gruppe 3) im Mittel sehr viel weniger gesunken sind.

Nur der Gehalt des Kupfers ist mit zunehmenden Humusgehalt in den Oberbodenhorizonten der Auennassgleye und Auenanmoorgleye angestiegen. Ein Kupfereintrag durch das Hochwasser in die Böden dieser tiefergelegenen Standorte ist denkbar. Vor dem Hochwasserscheitel war das resuspendierte Sediment stark mit Kupfer beladen (LUA, STUDIEN UND TAGUNGSBERICHTE, Band 16, 50). Besonders in den tieferen Positionen der Polder wurden die Schwebstoffe abgelagert. Dort konnte der stark an die organische Substanz gebundene Kupfer vom Humus festgelegt werden.

Die Prozesse, die zu einer Verringerung der Metallgehalte in den Böden führten, können sehr unterschiedlich sein.

Einerseits können innerhalb der Böden durch das veränderte Bodenmilieu während der Überflutung Lösungsprozesse verursacht worden sein, die in den Böden tiefer gelegener Standorte durch gegenläufige Tendenzen besser kompensiert werden konnten als in den anderen Böden.

Die untersuchten Böden der Polder wiesen während der Überflutung ein reduzierendes Milieu auf. Solche reduzierenden Bedingungen können verstärkt zur Bildung metallorganischer Komplexe führen (SCHEFFER u.a. 1992, 62). So können durch diese Komplexbildung das ansonsten immobile Blei und das Nickel durch lösliche organische Komplexbildner mobilisiert werden. Besonders in der Horizontgruppe 3 ist jedoch der Gehalt an Schwefel gestiegen und war im Mittel sehr hoch und das gelöste Blei und Nickel konnte dort verstärkt als Sulfid angereichert werden. Auch das an Ton und organische Bodensubstanz gebundene Zink wurde mobilisiert und in den Böden mit hohem Schwefelgehalt an der Auswaschung durch Sulfidausfällung gehindert. Eine weitere, der Mobilisierung gegenläufige Tendenz kam beim Cobalt hinzu. Der Cobaltgehalt hat vor allem in den aAh-Horizonten, die wenig Eisenoxid aufwiesen, abgenommen. In den Horizonten mit Gleymerkmalen konnte der stark an Eisenoxide gebundene Cobalt nicht so gut herausgelöst werden. Das unter reduktiven Bedingungen in die 3-wertige Form übergehende Chrom ist bei pH über 4,5 sehr immobil und wenig wasserlöslich (siehe Kapitel 5.2). Die differenzierte Abnahme des Chromgehaltes ist daher kaum zu erklären. Vielleicht wurden die unlöslichen Chrom(III)verbindungen partikulär in tiefere Bodenhorizonte ausgespült und bei den Bodengruppen 2 und 3 durch organisches Material mechanisch stärker behin-

dert. Der Arsengehalt hat im Mittel in den aAh-Horizonten stärker als in den Horizonten der Gruppe 2 abgenommen, währenddessen er in Gruppe 3 geringfügig angestiegen ist. Arsen liegt im Boden unter reduzierenden Verhältnissen als Arsenit vor. Unter oxidierenden Bedingungen liegt Arsenat vor, das von Eisen- und Aluminiumhydroxiden adsorbiert wird (KOCH 1995, 87). Im Juli vor dem Hochwasser zeigte Arsen so auch eine mittlere Korrelation mit dem Eisengehalt ( $r_s = 0,68$ ). In den eisenreicheren Böden konnte es wahrscheinlich nur langsamer in Arsenit umgewandelt und gelöst werden. Arsen kann auch über die gasförmige Phase den Boden verlassen. So können Bakterien durch Biomethylierung flüchtige Methylarsenverbindungen synthetisieren.

Ein Eintrag von Arsen in die Böden tiefergelegener Standorte über arsenakkumulierende Algen ist wahrscheinlich.<sup>12</sup> Der, allerdings im Mittel sehr schwache, Anstieg des Arsengehaltes in der Gruppe 3 könnte dafür ein Anhaltspunkt sein. In der auf Schwermetalle analysierten Algenprobe wurden 17,60 ppm Arsen gemessen. Das ist gegenüber den üblichen 3 bis 10 g/l in Fließgewässern eine starke Anreicherung. Der Arsengehalt wird aber erst nach vollständiger Zersetzung der Algen auf den Polderflächen im Boden stärker zunehmen.

Neben diesen bodenchemischen Prozessen kann andererseits ein partikulärer, durch Strömungsmuster des Wassers innerhalb des Polders an einzelnen Standorten wirksam werdender und sich über diese Standorte im Mittelwert niederschlagender, erosiver Austrag zu einer Verringerung der Gehalte an Schwermetallen beitragen. Dagegen spricht die dichte Vegetationsdecke der Feuchtwiesen im Sommer in den Poldern. Es wurden wenig Ablagerungen (siehe Kapitel 7.1), wie Abtragungerscheinungen im November, bei der Probenahme bemerkt. Jedoch zumindest für den Standort Zü14 und den an der Alten Oder liegenden Standort Zü15 ist ein solcher Prozess denkbar.

Cadmium wies keine Korrelation mit den allgemeinen Parametern auf und die auswertbare Standortzahl ist geringer, deshalb ist eine Differenzierung seines Gehaltes im Boden nach den drei Horizontgruppen sehr vorsichtig zu interpretieren (Abb. 36).

<sup>12</sup> „Aquatische Organismen sind befähigt, an Sediment bzw. suspendierte Farbstoffe sorbiertes Arsen zu resorbieren und zu absorbieren. In Braunalgen werden relativ hohe Biokonzentrationsfaktoren zwischen 200 und 6000... festgestellt.“ (KOCH 1995, 88)

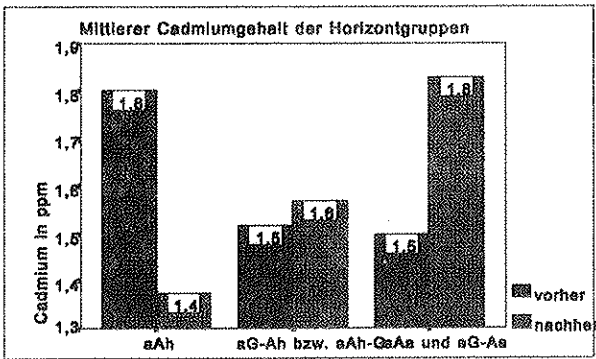


Abb. 36: Der mittlere Cadmiumgehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

Dennoch kann man einen leichten Anstieg in den tiefergelegenen Standorten der Gruppen 2 und besonders der Gruppe 3 feststellen. Dieser lässt einen Eintrag mit den Schwebstoffen des Oderhochwassers vermuten. Jedoch ist die Differenz sehr gering. Für Cadmium wurde auch im Gegensatz zum Arsen in der Algenprobe kein erhöhter Gehalt festgestellt (0,69 ppm). Nach KOCH u.a. (1995, 149) enthalten Wasserorganismen 0,001 bis 1120 ppm, wobei Cadmium insbesondere auf niedere Wasserorganismen toxisch wirkt. Die Wasseruntersuchungen während des Hochwassers zeigten darüberhinaus eine geringe Belastung des suspendierten Anteils der fließenden Welle mit Cadmium an (LUA, STUDIEN UND TAGUNGSBERICHTE, Band 16, 50). Ein Austrag des Cadmiums aus den Böden der Standorte von Gruppe 1 ist auf die gute Löslichkeit des Cadmiums zurückzuführen.

Im Folgenden wird auf die Veränderungen der Metallgehalte an Eisen, Aluminium und Mangan eingegangen.

Das nachstehende Diagramm (Abb. 37) vergleicht die Eisengehalte der untersuchten Böden standortbezogen.

Die Mittelwerte des Eisens haben damit in allen 3 Horizontgruppen zugenommen (Abb. 38).

Nach wie vor ist der Eisengehalt damit in der Horizontgruppe 2 am höchsten. Für den stark mit dem Eisengehalt korrelierenden Aluminiumgehalt (vor der Überflutung  $r_s = 0,82$  und nach der Überflutung  $r_s = 0,93$ ) ergab sich ein ähnliches Bild. Auf die Darstellung wird deshalb verzichtet. Für Aluminium trat nur am Standort Zü15 eine Abnahme des Gehaltes im Boden auf.

Der Mangengehalt wies vor der Überstauung der Flächen im Juli nur eine geringe Korrelation mit dem

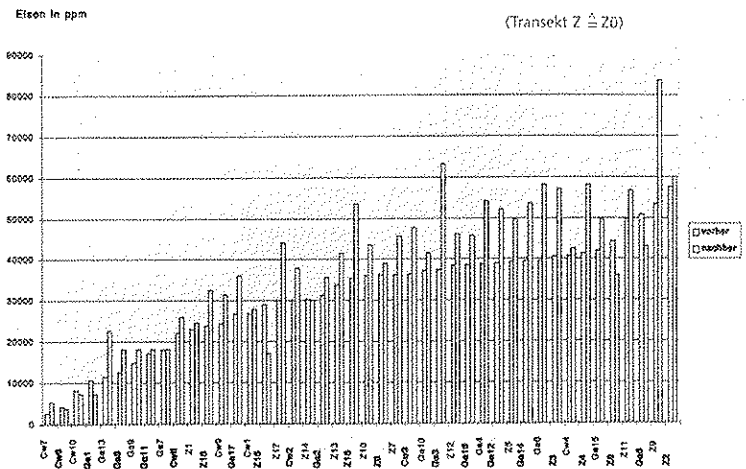


Abb. 37: Vergleich des Gehaltes der Böden an Eisen in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli 1997 (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

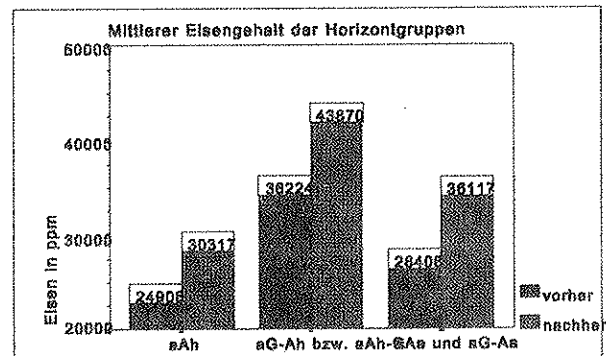


Abb. 38: Der mittlere Eisengehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

Eisen auf ( $r_s = 0,46$ ), die während der langanhaltenden Überstauung noch weiter sank ( $r_s = 0,38$ ). Manganoxide treten assoziiert mit Eisenoxiden auf, jedoch werden Manganoxide unter sauren Reaktionsbedingungen sehr schnell zerstört und in  $Mn^{2+}$ -Ionen umgewandelt, die im Boden mobiler als Oxide sind. Deshalb wich auch das Muster der Mittelwerte für die Mangangehalte der drei Horizontgruppen wesentlich von denen des Eisens ab (Abb. 39).

Vor der Überstauung der Böden war der mittlere Mangengehalt in der Gruppe 1 in den an höhergelegenen Standorten vorkommenden Ah-Oberbodenhorizonten, am höchsten, gefolgt von Gruppe 2 und 3. Die Ursache dieser Mittelwertverteilung zwischen den Gruppen ist darin begründet, dass die beiden an tiefere Standorte gebundenen Gruppen im Jahresverlauf sehr häufig und sehr lange reduzierende Verhältnisse auf-

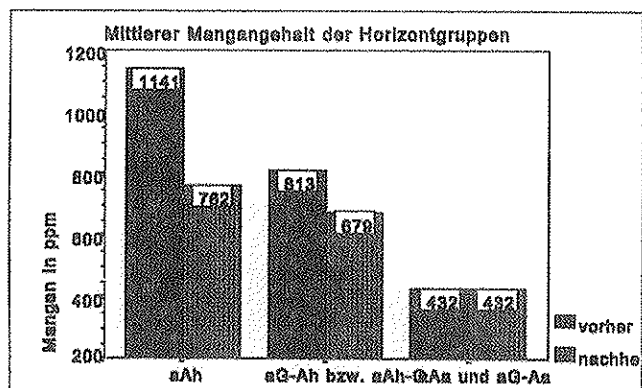


Abb. 39: Der mittlere Mangengehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

weisen, die eine Bildung von  $Mn^{2+}$ -Ionen begünstigen und damit eine Verlagerung des Mangans aus dem Oberboden an diesen Standorten ständig forcieren. Die Böden an den höheren Standorten sind von solch einer verstärkten, mikrobiell bedingten Bildung von  $Mn^{2+}$ -Ionen nur während seltener Überstauung betroffen. Deshalb gingen an diesen Standorten auch die Mangangehalte am stärksten zurück, in den beiden anderen Gruppen nur wenig oder gar nicht.

Da die Horizontgruppen hinsichtlich der Höhe ihrer Standorte und der allgemeinen Parameter signifikante Unterschiede aufwiesen, wurden die dort angewendeten statistischen Verfahren auch zur Überprüfung der Unterschiede der Schwermetallgehalte und der Differenzen der Schwermetallgehalte (als unabhängige Variablen) zwischen den Horizontgruppen (als Faktor) verwandt. Bei homogenen Varianzen zeigte vor der Polderüberflutung das Aluminium sehr signifikante und das Eisen signifikante Unterschiede zwischen den Horizontgruppen (die vom Duncan-Test beim Al als Mittelwertunterschiede zwischen den Gruppen 1 mit  $x_A$ : 16.828 ppm und 2 mit  $x_A$ : 29.310 ppm; und beim Fe als Unterschiede der Gruppen 1 und 2 erkannt wurden). Nach der Überflutung wurden bei homogenen Varianzen signifikante und sehr signifikante Unterschiede für Blei (Gruppen 1 und 2, Gruppen 1 und 3), Chrom (Gruppen 1 und 2, Gruppen 1 und 3), Arsen (Gruppen 1 und 2; Gruppen 1 und 3), Nickel (Gruppen 1 und 2, Gruppen 1 und 3) und Aluminium (Gruppen 1 und 2) bestätigt. Für Kupfer war die Verletzung der Varianzhomogenität nur gering und es konnte damit auch ein signifikanter Unterschied festgestellt werden (Gruppen 1 und 2, Gruppen 1 und 3). Für Cobalt und Mangan war die Abweichung von der Varianzhomogenität so groß, dass keine Aussage getroffen werden konnte. Beim Zink und Eisen lagen keine signifikanten Unterschiede vor. Die Differenzen des Aluminium zeig-

ten als einzige Differenzen signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten der Gruppen (Gruppe 1 und 2). Durch die hochwasserbedingte Überflutung sind somit die Mittelwertunterschiede zwischen den 3 gebildeten Horizontgruppen prägnanter geworden. Wahrscheinlich wären aber auch die Mittelwertunterschiede der Schwermetalle zwischen den 3 Gruppen vor der Überflutung bei einem größeren Stichprobenumfang (besonders in Gruppe 2 und 3) deutlicher zutage getreten.

Eine Beurteilung der Schwermetallgehalte (außer Mangan, Eisen, Aluminium) der Böden soll zunächst mittels Orientierungsdaten, Prüf- und Grenzwerten erfolgen. Die folgende Tabelle 10 gibt eine Übersicht über einige relevante Werte.

Ohne auf die anhaltende Diskussion<sup>13</sup> dieser Umweltstandards einzugehen, deren Darlegung im Rahmen der vorliegenden Arbeit zu weit führen würde, wird auf 3 der zahlreichen Listen eingegangen.

- Die sogenannte "Kloke-Liste" von 1980 gibt Orientierungsdaten für häufig vorkommende Gesamtgehalte, für Gesamtgehalte in kontaminierten Böden und für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden wieder (HEIN u.a. 1991).
- Die "Brandenburger Liste" enthält im Teil 1 Prüfwerte zur Sanierung kontaminierter Standorte für verschiedene Kategorien im Bereich Boden, die ohne Rechtskraft nur als Bewertungshilfe dienen sollen (MUNR 1993, 17-18).
- Die Grenzwerte in der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) haben Rechtskraft, insofern Klärschlämme auf den Boden aufgebracht werden sollen.

Die Gehalte der untersuchten Böden an Molybdän, Cobalt und Nickel sind hinsichtlich der Grenzwerte unbedeutend. Das Molybdän erreichte zu beiden Zeitpunkten Werte, die alle im unteren Bereich der häufig vorkommenden Gesamtgehalte und damit weit unter dem tolerierbaren Gesamtgehalt von 5 mg/kg Boden liegen. Die gemessenen Cobaltgehalte lagen besonders vor dem Hochwasser, aber auch noch danach, an zahlreichen Standorten etwas über dem Bereich der häufig vorkommenden Gesamtgehalte. Jedoch lagen sie alle weit unter dem tolerierbaren Gesamtgehalt und damit auch unter den Prüfwerten der Brandenburger Liste. Die mittleren Nickelgehalte lagen innerhalb der häufig vorkommenden Gesamtgehalte, und nur an einem

<sup>13</sup> Eine Übersicht bietet KLOKE (1985, 13-24) mit seinem Artikel: „Richt- und Grenzwerte zum Schutz des Bodens vor Überlastungen mit Schwermetallen“

Tab. 10: Orientierungsdaten, Prüf- und Grenzwerte für die untersuchten Schwermetalle

Metall	häufig vorkommende Gesamtgehalte (Kloke-Liste) in mg/kg Boden	Prüfwerte zur Sanierung kontaminierter Standorte (Brandenburger Liste Teil 1, Bereich: Boden) in mg/kg Boden			Grenzwerte Boden (AbfKlärV) in mg/kg Boden
		Kategorie Ia	Kategorie Ib	Kategorie II	
Blei	0,1-20	100	100	500	100
Chrom	2-50	150	100	400	100
Arsen	2-20	10	7	20	(20) <sup>1</sup>
Kupfer	1-20	200	100	500	60
Cobalt	1-10	100	100	200	(50) <sup>1</sup>
Nickel	2-50	200	50	250	50
Zink	3-50	500	300	2000	200 (150) <sup>2</sup>
Cadmium	0,1-1	2	1,5	10	1,5 (1) <sup>2</sup>
Molybdän	1-5	-	-	-	(5) <sup>1</sup>

<sup>1</sup> sind nach der Kloke-Liste in Böden tolerierbare Gesamtgehalte, die nicht in die AbfKlärV übernommen wurden

<sup>2</sup> in Klammern stehende Werte gelten für Böden mit einem Tongehalt < 5 % und/oder pH 5-6;

Kategorie Ia: Wasserschutz- und Wasservorbehaltgebiete

Kategorie Ib: Flächen mit sensibler Nutzung (z.B. Landwirtschaft)

Kategorie II: oberer Prüfwert

Standort vor dem Hochwasser wurde der Grenz- und der Prüfwert (Ib) überschritten (Zü14).

Für Kupfer, Chrom und Blei lagen die mittleren Gehalte zu jeweils beiden Zeitpunkten unterhalb der Grenz- und der Prüfwerte (Ib), obwohl sie die häufig vorkommenden Gehalte weit überschritten (Blei und Kupfer) bzw. mit dem mittleren Chromgehalt nach dem Hochwasser nur noch geringfügig höher waren. Der Prüfwert von 100 mg Kupfer/kg Boden wurde vor der Überflutung an 3 Standorten (Zü18, Zü14, Zü15) überschritten und trotz der insgesamt vorhandenen Zunahme des Kupfers auch nach Rückgang des Hochwassers nur an 3 Standorten erreicht oder überschritten (Cw4, Zü17, Zü16), da an den vorher hoch belasteten Standorten Zü14 und Zü15, die zur Horizontgruppe 1 gehören, der Gehalt stark abgenommen hat. Während eine Überschreitung des Grenzwertes für Chrom im November nur noch am Standort Zü16 registriert wurde, kam es im Juli an den Standorten Zü12, Zü15, Zü18 und Zü14 zu einer Grenzwertüberschreitung. Bei Blei war die Überschreitung der Grenzwerte weitaus deutlicher. Vor dem Hochwasser wurde sie an 17 Standorten gemessen, darunter der Standort Zü14 mit einem um fast 200 % erhöhten Gehalt. Nach dem Hochwasser war sie auf 7 Standorte beschränkt (Zü8, Zü17, Cw4, Zü12, Zü16, Zü18 und Zü14), die bis auf den Letzten alle den tiefer liegenden Standorten mit Böden der Gruppen 2 und 3 zuzuordnen sind.

Bei den Metallen Cadmium, Arsen und Zink waren nicht nur einzelne Standorte, sondern auch die Mittel-

werte von der Überschreitung der Grenzwerte betroffen. Der Grenzwert von 1 mg Cadmium/kg Boden wurde schon von 25 % der Böden um wenigstens 66 % vor dem Hochwasser bzw. 60 % nach dem Hochwasser überschritten. Eine Reihe der untersuchten Böden enthielt auch, vor und nach dem Hochwasser gleichermaßen, mehr als 1,5 mg Cadmium/kg Boden, dem Prüfwert (Ib) der Brandenburger Liste. Die Prüfwerte (Ia, Ib) der Brandenburger Liste hinsichtlich des Arsengehaltes wurden schon von den Mittelwerten um mehr als das Doppelte übertroffen. An den Medianen wird deutlich, dass diese Überschreitung mehr als 50 % der Standorte vor und nach dem Hochwasser betraf. Um annähernd 100 % und mehr über dem oberen Prüfwert lagen die Gehalte der Böden an den Standorten Zü18, Ga5, Cw4 und Zü14 vor dem Hochwasser und an den Standorten Zü16 und Cw4 nach dem Hochwasser. Gegenüber dem Grenzwert für Zink von 150 mg/kg waren die Mittelwerte der Böden vor der Überflutung um ca. 70 % und danach noch um ca. 30 % erhöht. Auch mit dem Prüfwert (Ib) lagen vor dem Hochwasser noch mehr als 25 % und nach dem Hochwasser fast 25 % oberhalb des genannten Wertes. Um mehr als 200 % wurden die 150 mg/kg vor dem Hochwasser an den Standorten Cw4, Zü15, Zü12 und Zü14 überschritten und nach dem Hochwasser nur noch an den Standorten Zü12 und Zü17.

Zusammenfassend kann man sagen, dass trotz der mittleren Abnahme der Schwermetallgehalte für Chrom, Blei, Arsen und Zink die Prüf- und Grenzwerte auch nach dem Rückgang des Hochwassers noch an

einzelnen (Chrom, Blei) oder zahlreichen Standorten (Arsen, Zink) überschritten wurden, wobei es sich bei diesen Standorten, überwiegend um tieferliegende Standorte der Gruppen 2 und 3 handelte. Hierbei wird von einigen Standorten der Gruppe 1 abgesehen, die vorher so hoch belastet waren, dass sie trotz erheblicher Verringerung ihrer Schwermetallgehalte nach der Überflutung immer noch sehr hohe Gehalte aufwiesen, z.B. Zü14. Auch für Cadmium, dessen Gehalt im Mittel nicht signifikant abgenommen hat, trat die Grenzwertüberschreitung nach dem Hochwasser überwiegend in Böden der Gruppen 2 und 3 auf. Beim Kupfer hat trotz des mittleren Anstieges des Gehaltes nach dem Hochwasser keine Zunahme der Anzahl der über den Grenzwerten liegenden Standorte stattgefunden. Molybdän, Cobalt und Nickel wiesen grundsätzlich Gehalte unterhalb von Grenz- und Prüfwerten auf.

Hintergrundwerte, als 50 %-Perzentile berechnet, des Landes Brandenburg existieren für Grünland-Oberböden mit den Substrattypen Auenlehm (-ton) und Niedermoor hinsichtlich der Schwermetalle Arsen, Cadmium, Cobalt, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink (LUA, FACHBEITRAG Nr. 19 1997, 18). Die 50 %-Perzentile (entsprechen  $\times 0,5$  in Tab. 9) der hier untersuchten Böden liegen für Arsen, Cobalt, Nickel, Blei und Zink gegenüber beiden Substrattypen deutlich und für Cadmium, Chrom und Kupfer gegenüber dem Substrattyp Niedermoor wesentlich höher.

Wie in Kapitel 2 erwähnt, wurden auch in Überschwemmungsgebieten anderer Flüsse Untersuchungen auf Schwermetallgehalte durchgeführt. Die Ergebnisse von Untersuchungen in den Rheinauen sowie in der Pevestorfer Elbaue sollen hier kurz vorgestellt werden. Eine gemeinsame Darstellung mittels Diagramm oder Tabelle ist nicht möglich, da das zugrunde liegende Material, insbesondere der Probenumfang, die räumliche Dimension der Untersuchungsstandorte und auch die Probenahmetiefe, sehr verschieden ist.

In den Rheinüberschwemmungsgebieten von Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz wurden niedrigere Schwermetallgesamtgehalte als im Unteren Odertal gemessen. Die Mediane aller untersuchten Überschwemmungsgebiete in Rheinland-Pfalz zeigten folgende Ergebnisse:

Blei: 49,0; Chrom: 29,5; Arsen: 8,5; Kupfer: 29,0; Nickel: 22,5; Zink: 112; Cadmium: 0,65 (in mg/kg Boden), wobei ein zusätzlicher "Verdünnungseffekt" durch teilweise Probeentnahme bis 30 cm Tiefe erfolgte (MÜLLER u.a. 1992: Kurzfassung, 22).

Es verwundert nicht, dass stromabwärts höhere Gehalte in den Böden vorhanden sind. So wurden in Nordrhein-Westfalen in Auen bei Düsseldorf und Duisburg

Böden in 0 bis 10 cm Tiefe auf Gesamtgehalte untersucht und wiesen im Mittel folgende Werte auf: Blei: 154; Chrom: 61; Nickel: 39; Zink: 480; Cadmium: 1,38 (in mg/kg Boden). Damit liegen zumindest die Blei, Nickel und Zinkgehalte im Unteren Odertal deutlich darunter. Die für die Nordrhein-Westfälischen Rheinauen genannten Maximalwerte sind dagegen noch um ein Vielfaches höher (MÜLLER u.a. 1992, 57-63) und noch höhere Gehalte sind für die Auenböden des Unterlaufes aufgrund von Sedimentuntersuchungen zu erwarten (MÜLLER u.a. 1992, 64).

In der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg) wurden Profile von typischen Auenböden auf Schwermetalle untersucht und deren besonders hohe Belastung im Auennassgley und Auenanmoorgley auf Eintrag belasteten Schlicks zurückgeführt (MIEHLICH 1983, 75-89). Für beide Böden sind nachfolgend die Schwermetallgehalte des obersten Horizontes in mg/kg Boden wiedergegeben: Blei: 328 und 250; Chrom: 343 und 355; Arsen: 189 und 91; Kupfer: 443 und 438; Nickel: 96 und 118; Zink: 2048 und 1957; Cadmium: 27,6 und 30,1. Verglichen mit den Maximalwerten im Unteren Odertal sind sie wesentlich höher.

Das Untere Odertal ist damit weniger als die Auen bzw. Überschwemmungsgebiete im Unterlauf des Rhein und der Elbe an Schwermetallen belastet.

Die Schwermetallgehalte der in 0 bis 2 cm Tiefe nach dem Hochwasser entnommenen Sonderproben zeigten im Mittel einen Anstieg auf die in der Tabelle 11 angegebenen Prozentwerte gegenüber den Proben aus 2 bis 10 cm Tiefe. Das ist auf den dort erhöhten Gehalt an organischer Substanz (im Mittel auf 209,58%) zurückzuführen.

### 7.3 Darstellung und Diskussion der organischen Schadstoffe

#### Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Neben dem Gesamtgehalt der Böden an PAK wurden stellvertretend für die zahlreichen Einzelverbindungen einige Vertreter der PAK näher betrachtet (Tab. 12). Es handelt sich dabei um das Naphthalin mit 2 Benzolringen, das Fluoranthren mit 3 Benzolringen, das Benzo(b)fluoranthren mit 4 Benzolringen und das Benzo(a)pyren mit 5 Benzolringen. Zum einen sind sie, außer Naphthalin, Leitsubstanzen der Stoffgruppe, zum anderen traten bei ihnen die wenigsten Unterschreitungen der analytischen Nachweisgrenze an den nach dem Hochwasser entnommenen Bodenproben auf. Allein ein Vergleich der Mittelwerte der Gesamtgehalte an PAK ergibt ein falsches Bild von der Situation. Die Ursache dafür ist, dass die analytischen Nach-



Tab. 11: Mittlere prozentuale Schwermetallgehalte der Sonderproben, bezogen auf die Proben in 2 bis 10 cm Tiefe

	Blei	Chrom	Arsen	Kupfer	Cobalt	Nickel	Zink	Cadmium
<b>mittlerer Anstieg auf</b>	153,88 %	125,66 %	134,62 %	167,35 %	159,77 %	144,03 %	183,39 %	156,56 %

Tab. 12: Gehalt der Böden an PAK (in ppb bzw. µg/kg Boden) im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe vor (v) und nach (n) der Flutung der Polder

PAK	N	$\bar{x}_A$	s	Min	Max	$x_{0,5}$	$x_{0,25}$	$x_{0,75}$	$x_{0,90}$
<b>gesamt (v)</b>	44	2016	2515	123	10168	1025	434	2278	5983,5
<b>gesamt (n)</b>	44	1788	2156	24	7629	878,5	408,5	2261	6083,5
<b>Naphthalin (v)<sup>2</sup></b>	44 (42)	126 (131)	273 (279)	4 (5)	1400 (1400)	31,5 (32)	19,5 (20,5)	107,5 (120)	245 (259)
<b>Naphthalin (n)<sup>1,2</sup></b>	44 (42)	314 (328,5)	412 (416)	0 (14)	1566 (1566)	137 (139)	41 (56,5)	442,5 (458,5)	1114 (1141)
<b>Fluoranthen (v)<sup>2</sup></b>	44 (39)	292 (301)	372 (376)	15 (16)	1500 (1500)	135 (160)	58 (59)	340 (340)	990 (1100)
<b>Fluoranthen (n)<sup>1,2</sup></b>	44 (39)	304 (343)	368 (373)	0 (50)	1363 (1363)	146,5 (170)	77 (108)	371 (478)	1077 (1085)
<b>Benzo(b)fluoranthen (v)</b>	44	199	206	10	790	130	55	247,5	550
<b>Benzo(b)fluoranthen (n)</b>	44	183	235	18	1375	104,5	50	208	465
<b>Benzo(a)pyren (v)<sup>2</sup></b>	44 (29)	110 (133)	123 (135)	7 (7)	610 (610)	62 (100)	31 (46)	130 (150)	290 (350)
<b>Benzo(a)pyren (n)<sup>1,2</sup></b>	44 (29)	76 (115)	91 (89)	0 (29)	328 (328)	49 (73)	0 (49)	122 (152,5)	224,5 (307)

<sup>1</sup> In die Berechnungen der statistischen Größen sind Werte unterhalb der Nachweisgrenze als "Null" eingegangen.

<sup>2</sup> Die statistischen Größen in Klammern geben Berechnungen ohne die Werte unterhalb der Nachweisgrenze an, die als Missing-Werte in die Berechnung für beide Zeitpunkte einfließen, um die Zeitpunkte besser miteinander vergleichen zu können. Die Einstufung als Missing-Wert wurde für beide Zeitpunkte vorgenommen, auch wenn nur ein zu einem Zeitpunkt eine Unterschreitung der Nachweisgrenze auftrat.

weissgrenzen der Einzelverbindungen der PAK bei der Untersuchung der nach dem Hochwasser entnommenen Bodenproben sehr viel höher lagen, und die entsprechenden Einzelverbindungen dadurch mit "Null" in die Berechnung des Gesamtgehaltes an PAK eingingen, so dass analytisch bedingt nach dem Hochwasser ein geringerer Gesamtgehalt, sichtbar an den statisti-

schon Maßzahlen, auftrat. Die Gesamtgehalte sollten deshalb nur im Zusammenhang mit den Grenzwerten interpretiert werden und dienen nicht dem Vergleich beider Zeitpunkte.

Trotz dieser analytischen Grenzen der Beurteilung des Gesamtgehaltes an PAK konnten an einzelnen Stand-

orten nach dem Hochwasser sehr hohe Gesamtgehalte gemessen werden. Sie sind in der Darstellung der Gesamtgehalte an PAK für die einzelnen Standorte (Abb. 40) aufgeführt.

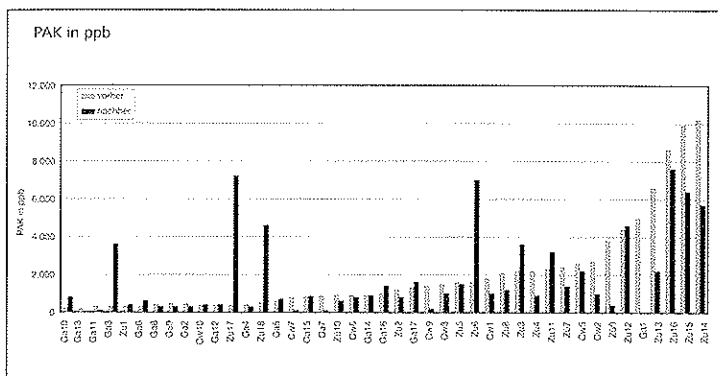


Abb. 40: Vergleich der PAK-Gesamtgehalte der Böden in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

Abgesehen von diesen sehr prägnanten Veränderungen wurde der Gesamtgehalt an PAK vieler Standorte nach dem Hochwasser unterschätzt. Deshalb werden nur die schon genannten Einzelverbindungen näher betrachtet. Ein zeitlicher Vergleich ihrer mittleren Gehalte ergab für Naphthalin und für Fluoranthen eine Zunahme der mittleren Gehalte zum Zeitpunkt nach dem Hochwasser, besonders unter Auslassung der Bodenproben deren Gehalte unter der Nachweisgrenze lagen. Die mittleren Gehalte der beiden höher kondensierten Verbindungen (Benzo(b)fluoranthen und Benzo(a)pyren) haben zu diesem Zeitpunkt abgenommen. Da die Merkmale nicht normalverteilt waren

(Shapiro-Wilks Test), wurde der Vergleich auf signifikante Unterschiede zwischen den Gehalten beider Zeitpunkte mit dem nichtparametrischen Wilcoxon-Test durchgeführt. Für das Naphthalin ( $p < 0,001$ ; in 8 Fällen eine Abnahme, in 34 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -3,8699$ ) und das Benzo(b)fluoranthen ( $p = 0,0441$ ; in 28 Fällen eine Abnahme, in 16 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -2,0131$ ) waren die Unterschiede höchst signifikant bzw. signifikant, währenddessen sie für das Fluoranthen ( $p = 0,7063$ ; in 16 Fällen eine Abnahme, in 23 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -0,3768$ ) und ebenso für das Benzo(a)pyren ( $p = 0,2905$ ; in 18 Fällen eine Abnahme, in 9 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -1,0571$ ) nicht signifikant waren.

Betrachtet man die Gehalte der 4 Verbindungen gegenüber den Gesamtgehalten standortbezogen, so ergibt sich für das Naphthalin an sehr viel mehr Standorten eine deutliche Zunahme des Gehaltes im Boden nach dem Hochwasser (Abb. 41). Die Gehalte des Fluoranthen stiegen nach der Überflutung der Polder ebenso wie die Gesamtgehalte an den Standorten Ga3, Zü17, Zü18, Cw4 stark an, währenddessen ein nur schwacher Anstieg an den Standorten Ga10, Zü1, Ga6, Ga16, Ga17, Zü8 und Zü11 zu verzeichnen war. Auch die Gehalte des Benzo(b)fluoranthens spiegeln sich mit ihren erhöhten Werten (starker Anstieg nach dem Hochwasser: Ga3, Zü17, Zü18, Cw4; geringer Anstieg nach dem Hochwasser: Ga10, Ga6, Ga16, Zü8) nach dem Hochwasser in den Gesamtgehalten wider. Die Gehalte des Benzo(a)pyren sind ebenfalls nach dem Hochwasser an den Standorten Zü17, Zü18, Cw4 stark erhöht und an den Standorten Ga17, Ga10 und Ga6 schwach erhöht.

Zu einer Erhöhung der PAK kam es ausschließlich an tiefergelegenen Standorten der Gruppe 3 und teilweise der Gruppe 2 (Abb. 42 - 45).

Da bei organischen Schadstoffen die Adsorption hauptsächlich an die organische Substanz erfolgt, wurde die Korrelation zwischen dieser und dem Gehalt der vier Einzelverbindungen bzw. dem Gesamtgehalt an PAK überprüft. Für beide Untersuchungszeiträume konnte jedoch keine signifikante Korrelation zwischen diesen Merkmalen festgestellt werden. Dasselbe trifft auf die Differenzen der Merkmale zu. Wie von TEBAAY (1994, 98) festgestellt wurde, ist der Einfluss der organischen Substanz auf den Gehalt an PAK sehr differenziert. Ob der Gehalt an PAK mit zunehmendem Humusgehalt ebenfalls zunimmt, hängt unter anderem vom Verhältnis der löslichen organischen Substanz zur festen organischen Substanz ab.

Aus den Vergleichen der mittleren Gehalte der 4 Einzelverbindungen bezüglich der Horizontgruppen ergab sich für das Naphthalin und das Fluoranthen eine

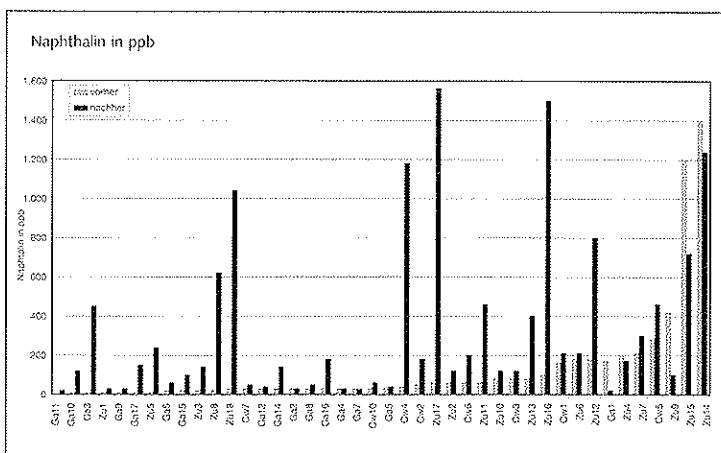


Abb. 41: Vergleich der Gehalte an Naphthalin der Böden in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

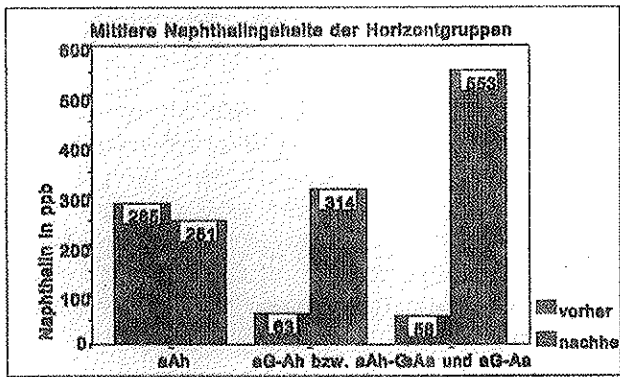


Abb. 42: Der mittlere Naphthalin Gehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

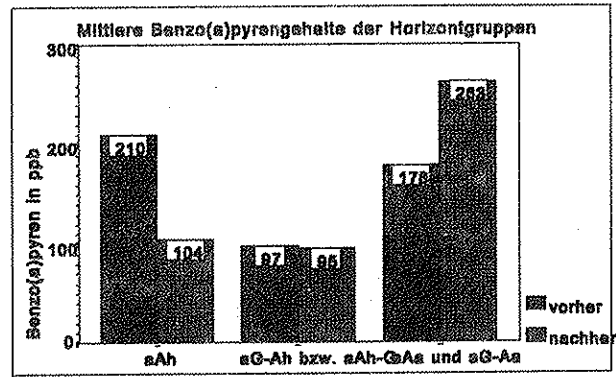


Abb. 45: Der mittlere Benzo(a)pyrengelhalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

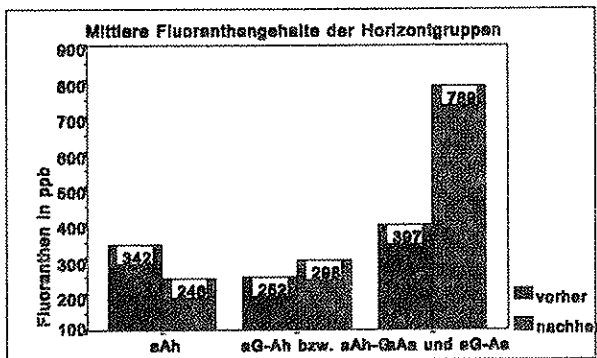


Abb. 43: Der mittlere Fluoranthengehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

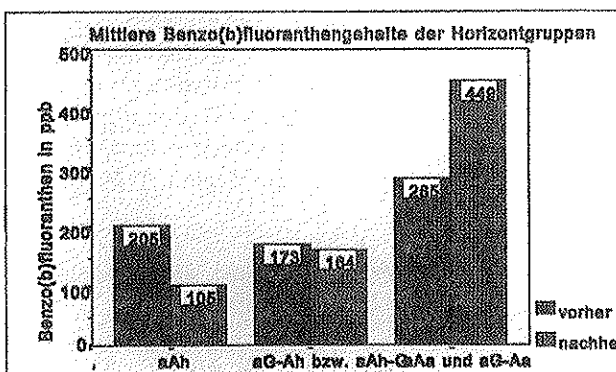


Abb. 44: Der mittlere Benzo(b)fluoranthengehalt der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

Zunahme der Gehalte in den Böden der tieferen Standorte, währenddessen die mittlere Absenkung in den Böden höhergelegener Standorte demgegenüber gering war. Der Anstieg kann also durch einen Eintrag mit dem Überflutungswasser an einzelnen tiefliegenden Standorten der an feinkörnige Schwebstoffe gebundenen PAK verursacht worden sein. Beim Benzo(b)fluoranthen und Benzo(a)pyren ist ein Eintrag aus höhergelegenen Polderstandorten in tiefere Lagen theoretisch möglich. Da es sich jedoch bei den Eintragsorten der Aromaten im Wesentlichen um die selben Standorte handelt, ist ein hochwasserbedingter Eintrag aller 4 polyzyklischen Aromaten an diesen Standorten am wahrscheinlichsten. Gleichzeitig kam es an einzelnen höher gelegenen Standorten zu einem partikulärem Austrag leichter organischer Partikel, der sich aufgrund niedrigerer Einträge besonders bei den stärker adsorbierbaren PAK-Verbindungen in den Diagrammen (Abbildung 44 und 45) bemerkbar machte. Die Wasseruntersuchungen haben für die Oder erhöhte Gehalte an PAK ergeben (LUA, FACHBEITRAG 1994, 269). Zum Zeitpunkt des Oder-Hochwassers überschritten die entnommenen Wasserproben nicht den gewässergüterrelevanten Grenzwert, jedoch konnte mit der frühen Polderöffnung, bevor der Verdünnungseffekt eintrat, schwebstoffbelastetes Wasser auf die Polder strömen. Die Schwebstoffe sanken infolge geringer Strömungsgeschwindigkeit besonders in einzelnen Senken aus und verursachten damit auch einen Anstieg der PAK-Gehalte. Die sehr starke Bindung der PAK an Schwebstoffe konnte bei Untersuchungen in der Siegaue bei Hennef festgestellt werden. Dort wurden die PAK bevorzugt in Bereichen mit geringer Strömungsgeschwindigkeit abgelagert (TEBAAY 1994, 45-48). Eine Bildung von PAK im Boden ist besonders unter reduzierenden Verhältnissen möglich (siehe Kapitel 5.3), aber die Größenordnung der so gebildeten PAK liegt bei 1 bis 10 ppb (STREIT 1991) und ist damit für diesen zeitlichen Vergleich irrelevant.

Eine statistische Beurteilung der Unterschiede hinsichtlich der 4 Einzelverbindungen der PAK zwischen den 3 Horizontgruppen (Faktor: Horizontgruppe) wurde mittels einfacher einfaktorierter Varianzanalyse durchgeführt, ebenso wurden die Differenzen der Verbindungen zwischen beiden Zeitpunkten untersucht. Die Voraussetzung der Varianzhomogenität konnte leider von der Mehrzahl der Parameter nicht erfüllt werden, so dass nur für das Benzo(a)pyren Aussagen getroffen werden können. Vor dem Hochwasser waren die Unterschiede zwischen den 3 Gruppen nicht signifikant und nach der Überflutung traten signifikante Unterschiede zwischen den Bodengruppen auf. Diese beziehen sich nach dem Duncan-Test auf die Gruppen 1 gegen 3 und 2 gegen 3. Die Unterschiede zwischen den Differenzen des Benzo(a)pyren sind auch signifikant und beziehen sich, wie man sieht, auf die Gruppen 1 gegen 2 und 1 gegen 3.

Eine Bewertung der PAK in Böden kann mittels der Berliner Liste oder auch der Holländischen Liste von 1988 erfolgen (HEIN u.a. 1991). Der Prüfwert für eine nähere Untersuchung wird in der Holländischen Liste bei 20 mg/kg Boden angesetzt. Die Berliner Liste hat folgende Richtwerte:

1 mg/kg Boden	Flächen mit sensibler Nutzung
10 mg/kg Boden	Wasserschutzgebiete
50 mg/kg Boden	Urstromtal.

Nur an einem Standort (Zü14) wird der Richtwert von 10 mg/kg erreicht, die anderen Standorte liegen somit unter dem Eingreifwert für Wasserschutzgebiete. Sensible Nutzungen wie Gartenbau oder Kinderspielplätze kommen auf den Flächen nicht vor. Sieht man jedoch die Grünlandnutzung als sensible Nutzung an, fand sowohl vor als auch nach dem Hochwasser eine Überschreitung des Grenzwertes 1mg/kg an vielen Standorten statt.

Die Gesamtgehalte an PAK der untersuchten Sonderproben der Tiefe 0 bis 2 cm wiesen im Mittel um 186 % höhere Werte auf. An den Standorten Zü14 und Zü15 waren die Gehalte an PAK in dieser Bodentiefe jedoch um 6 bzw. 10 % geringer als in den darunterliegenden 2 bis 10 cm Tiefe.

## Polychlorierte Dibenzodioxine und Polychlorierte Dibenzofurane

Die Gesamtgehalte der an 6 Standorten vermessenen Dioxine und Furane sind in der anschließenden Tabelle (Tab. 13) dargestellt. Sie sind in ng I-TE/kg Boden, nach dem in die AbfklärV von 1992 übernommenen Modell der NATO/CCMS, angegeben. In die Berechnung der Gesamtgehalte fließen die Gehalte der unterhalb der Nachweisgrenze liegenden Einzelverbindungen entgegen einer "Worst Case" Abschätzung als "Null" ein.

An allen Standorten außer Zü12 haben die Gehalte, um fast 80 % bei Zü14, bis hin zu 40 % bei Ga5 abgenommen. Die 17 analysierten Kongenere habe ich zu Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta- und Octa-chlorierten Dibenzodioxinen (CDD) bzw. Dibenzofuranen (CDF) zusammengefasst und ihre Anteile an den jeweiligen Gesamtgehalten in den nachfolgenden Abbildungen (Abb. 46 a, b) dargestellt. Zunächst wird deutlich, dass zu beiden Zeitpunkten kein hochgiftiges (2,3,7,8) Tetra-CDD im Boden war oder zumindest unterhalb seiner Nachweisgrenze lag. Die relativen Anteilsverschiebungen beinhalten hauptsächlich Verschiebungen zwischen Penta- und Hexa-CDF und teilweise Penta-CDD. Aber es ist keine einheitliche Richtung der Veränderung festzustellen, z.B. Standort Cw5, Zü14: relative Abnahme des Penta-CDF und Zunahme des Hexa-CDF, Standort Ga5: relative Zunahme des Penta-CDF und Abnahme des Hexa-CDF. Der hinsichtlich des Gesamtgehaltes keine Abnahme zeigende Standort Zü12 verzeichnet auf Kosten fast aller anderer Kongenere eine stärkere relative Zunahme des Hexa-CDF. Der auch von Schwermetallen hochbelastete Standort Zü14 zeigte hier ebenfalls sehr hohe Belastungen vor dem Hochwasser, die nach dem Hochwasser überproportional zurückgingen und trotzdem noch sehr hohe Werte aufwiesen. Die Wasserlöslichkeit niedrigchlorierter Kongenere ist etwas höher als die höherchlorierter, insgesamt jedoch ist sie für beide Stoffgruppen so niedrig, dass für die Veränderungen eher ein partikulärer Austrag der adsorbierten PCDD/F-Kongenere in Frage kommt. Dafür spricht auch, dass kein überproportionaler Austrag niedrigchlorierter Kongenere stattgefunden hat. So kann es besonders am Standort Zü14 strö-

Tab. 13: Gehalt der Böden an PCDD/F im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe vor (vorher) und nach (nachher) der Flutung der Polder für 6 Standorte

	PCDD/F	PCDD/F	PCDD/F	PCDD/F	PCDD/F	PCDD/F
	(ng I-TE/kg Boden) Cw1	(ng I-TE/kg Boden) Cw5	(ng I-TE/kg Boden) Zü12	(ng I-TE/kg Boden) Zü14	(ng I-TE/kg Boden) Ga5	(ng I-TE/kg Boden) Ga12
vorher	19,4	21,5	13,6	61,5	17,4	18,7
nachher	7,3	9,0	14,95	14,0	10,3	6,5

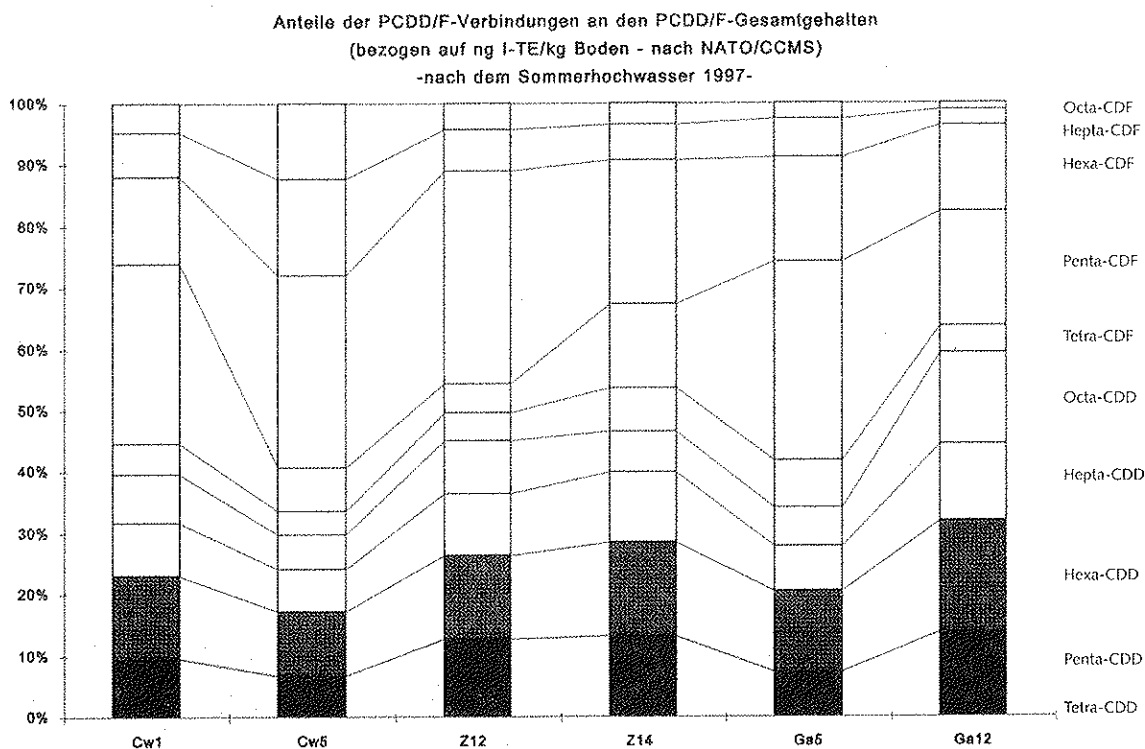
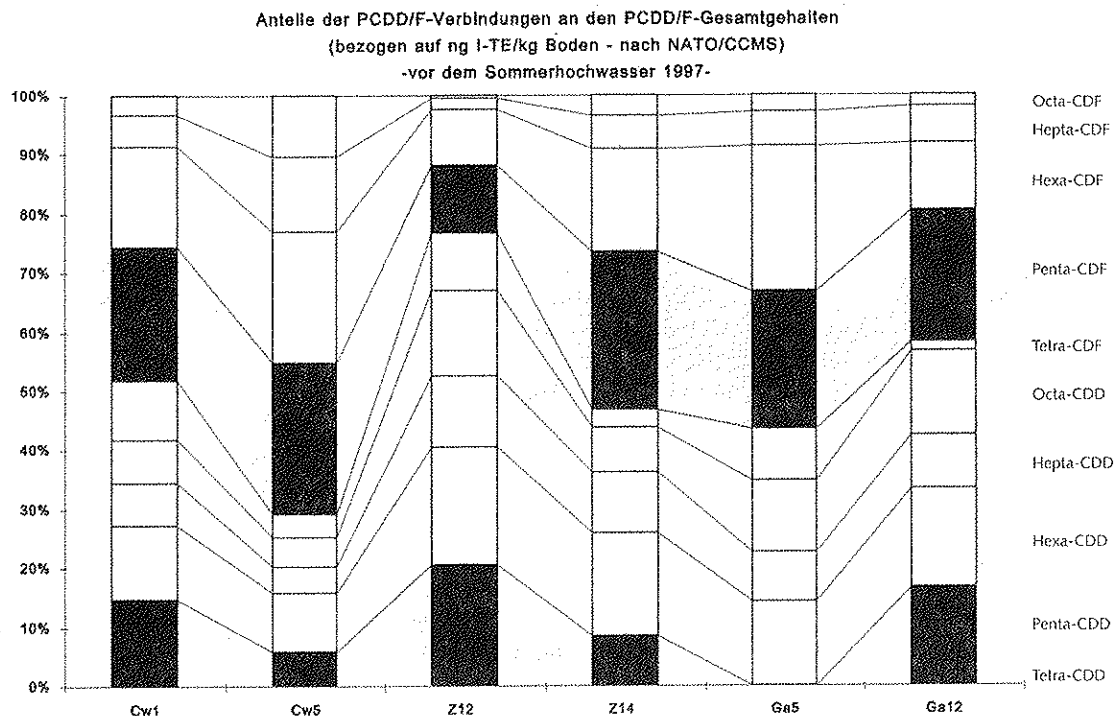


Abb. 46 a, b: Die Anteile der einzelnen PCDD/F-Verbindungen an den Gesamtgehalten der PCDD/F für Böden ausgewählter Standorte in 2 bis 10 cm Tiefe gemessen a) vor dem Sommerhochwasser b) nach dem Sommerhochwasser

mungsbedingt zu einem partikulären Austrag leichter organischer Partikel gekommen sein, währenddessen am Standort Zü12 kein solcher Austrag stattgefunden hat.

Ein Vergleich mit den in Überschwemmungsgebieten Nordrhein-Westfalens gemessenen Gehalten an PCDD/F (23 ng TE(BGA)/kg Boden) ergibt für die untersuchten Böden im Unteren Odertal besonders

nach dem Hochwasser niedrigere Werte. Aber auch für die Böden des Unteren Odertal kommt bei einem Anlegen der 1990 vorgeschlagenen Richtwerte (LUKASSO-WITZ 1990, 353) eine nur eingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung bei 5-40 ng TE(BGA)/kg Boden in Frage. Für den Gehalt am Standort Zü14 vor dem Hochwasser gilt sogar die nächste Kategorie, nach der ab 40 ng TE(BGA)/kg Boden nur landwirtschaftliche Nutzung mit nachweislich minimalem Dioxintransfer stattfinden sollte. Das heißt, ab 40 ngTE(BGA)/kg Boden sollte keine Grünlandnutzung mehr erfolgen, da sie einen hohen Dioxintransfer beinhaltet (HÜLSTER 1994, 134). Die TE(BGA) und I-TE sind direkt zu vergleichen, da sie in Böden nur minimal voneinander abweichen, wie auch eine Umrechnung der vor dem Hochwasser gemessenen Gehalte an PCDD/F zeigte. Bei der Auswahl der für Untersuchungen auf PCDD/F vorgesehenen Standorte wurden nur solche Standorte ausgewählt, die eine hohe Belastung an PCDD/F erwarten ließen. Insofern ist eine Übertragung der Richtwertüberschreitung auf die gesamte Polderfläche nicht möglich. Die anderen Standorte weisen wahrscheinlich niedrigere Gehalte an PCDD/F auf.

### Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die Belastung der untersuchten Böden des Unteren Odertales mit PCB war sehr gering. Die Untersuchungen ergaben vor dem Hochwasser Gehalte an PCB, die sich noch unterhalb der üblicherweise in wenig belasteten Böden vorkommenden Gehalte befanden (siehe Kapitel 5.3). Auch nach der Überflutung während des Sommerhochwassers waren die Gehalte sehr gering und lagen für viele Böden unterhalb der Nachweisgrenze (1 µg/kg). Der für die nach dem Hochwasser entnommenen Proben zur Analyse verwendete Detektor konnte in diesem Konzentrationsbereich keine so eindeutigen Ergebnisse liefern wie der, der bei der Analyse für die vor dem Hochwasser entnommenen Bodenproben eingesetzt wurde. Deshalb konnte ein Vergleich beider Zeitpunkte nicht vorgenommen werden. Er ist in dem Konzentrationsbereich darüber hinaus ökotoxikologisch unerheblich. In der nachfolgenden Tabelle (Tab. 14) erfolgt eine statistische Beschreibung der vor dem Hochwasser in den Böden vorkommenden Gehalte an PCB.

Der Richtwert der Berliner Liste von 0,5 mg PCB/kg

Boden und der Prüfwert der Holländischen Liste (1988) für nähere Untersuchungen von 1 mg PCB/kg Boden wurde damit an allen Standorten weit unterschritten (HEIN u.a. 1991).

Überschwemmte Böden in Rheinüberschwemmungsgebieten in Rheinland-Pfalz enthalten etwas höhere Gehalte an PCB (14 bis 94 µg/kg Boden in 0 bis 10 bzw. 30 cm Tiefe) und in Nordrhein-Westfalen enthalten die Überschwemmungsböden zwischen 9,7 bis 186 µg PCB/kg Boden (MÜLLER 1992, 80-83).

### Phenole

Von den zahlreichen Verbindungen, die der Stoffgruppe der Phenole zugeordnet werden, bot sich nur der Vergleich des Phenols (im engeren Sinne) und der Vergleich der Gesamtgehalte phenolischer Verbindungen in den untersuchten Böden an (Tab. 15). Die Über- bzw. Unterbewertungen der Gehalte einzelner Verbindungen der jeweiligen Untersuchungszeiträume aufgrund verschiedener Nachweisgrenzen gleichen sich in der Summe der Phenole aus, so dass die Summierung möglich ist.

Die untersuchten Chlorphenole (siehe Kapitel 5.3) wiesen sowohl vor als auch nach der Überflutung Gehalte unterhalb der Nachweisgrenzen (je Verbindung: < 1 bzw. < 4 µg/kg Boden) auf, abgesehen von wenigen Ausnahmen mit leicht oberhalb der Nachweisgrenze liegenden Gehalten, die besonders den Standort Ga11 betrafen.

Auch die Nitrophenole (siehe Kapitel 5.3) wiesen für das o- und p-Nitrophenol Werte unterhalb der Nachweisgrenzen auf (Untersuchungen vor dem Hochwasser: < 1 µg/kg Boden; Untersuchungen nach dem Hochwasser: < 4 µg/kg Boden). Der Gehalt des Bodens an 2,4-Dinitrophenol lag vor der Überflutung < 50 µg/kg Boden (Nachweisgrenze) und bei den Bodenuntersuchungen nach der Überflutung zwischen < 4 µg/kg Boden (Nachweisgrenze) und 29,22 µg/kg Boden (Standort Ga11).

Das 4-Chlor-3-Methylphenol wurde zu beiden Zeitpunkten mit unterhalb der Nachweisgrenzen liegenden Werten bestimmt (vor der Überflutung 1 bzw. nach der Überflutung 4 µg/kg Boden), von Böden mit leicht dar-

Tab. 14: Gehalt der Böden an PCB (in ppb bzw. µg/kg Boden) im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe vor (v) der Flutung der Polder

PCB	N	$\bar{x}_A$	s	Min	Max	$x_{0,5}$	$x_{0,25}$	$x_{0,75}$	$x_{0,90}$
gesamt (v) <sup>1</sup>	44	3,9	5,0	0,0	23,3	1,5	0,0	6,55	11,55

<sup>1</sup> Werte unterhalb der Nachweisgrenze (< 0,5 µg/kg Boden) sind in die Berechnung der statistischen Parameter als "Null" eingegangen.

Tab. 15: Gehalt der Böden an Phenolen (in ppb bzw. µg/kg Boden) im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe vor (v) und nach (n) der Flutung der Polder

Phenole	N	$\bar{x}_A$	s	Min	Max	$\bar{x}_{0,5}$	$\bar{x}_{0,25}$	$\bar{x}_{0,75}$	$\bar{x}_{0,90}$
gesamt (v)	44	88	138	5	714	35,5	19	85,5	252
gesamt (n)	44	20	18	5	128	17	12	22	27
Phenol (v) <sup>1,2</sup>	44	23	31	0	180	15	6	25	48,5
	(29)	(30)	(36,5)	(1)	(180)	(19)	(11,5)	(32,5)	(81)
Phenol (n) <sup>1,2</sup>	44	5	4	0	9	8	0	8	8
	(29)	(8)	(0,4)	(7)	(9)	(8)	(8)	(8)	(8)

<sup>1</sup> In die Berechnungen der statistischen Größen sind Werte unterhalb der Nachweisgrenze als "Null" eingegangen.

<sup>2</sup> Die statistischen Größen in Klammern geben Berechnungen ohne die Werte unterhalb der Nachweisgrenze an, die als Missing-Werte in die Berechnung für beide Zeitpunkte einfließen, um die Zeitpunkte besser miteinander vergleichen zu können. Die Einstufung als Missing-Wert wurde für beide Zeitpunkte vorgenommen, auch wenn nur ein zu einem Zeitpunkt eine Unterschreitung der Nachweisgrenze auftrat.

überliegenden Gehalten abgesehen (Standorte Ga6 und Ga11).

Der Gehalt der Böden an DNOC wurde vor dem Hochwasser mit < 50 µg/kg Boden an allen Standorten gemessen und bei der zweiten Untersuchung lag er zwischen 4,71 µg/kg Boden (Zü10) und 27,82 µg/kg Boden (Ga11).

Die o- und m-Kresole lagen nach der Überflutung, wiederum vom Standort Ga11 abgesehen, unterhalb der Nachweisgrenze (4 µg/kg Boden) und vor der Überflutung zwischen 1 und 15 µg/kg Boden bzw. zwischen 1 und 43 µg/kg Boden. Währenddessen das p-Kresol mit Gehalten zwischen 1 und 360 µg/kg Boden vor bzw. zwischen < 4 (Nachweisgrenze) und 6,35 µg/kg Boden eine stärkere Streuung zeigte.

Standortbezogen sind die Gesamtgehalte an Phenolen in der folgenden Abbildung 47 dargestellt.

Aus dem Vergleich der mittleren und der standortbezogenen Gesamtgehalte an Phenolen wird deutlich, dass der stark differenzierte Phenolgehalt der Böden während der Überflutung der Polderflächen stark abgenommen hat. Auch die Streuung der Gehalte hat nach dem Hochwassereinfluss stark abgenommen. Die Unterschiede zwischen beiden Untersuchungszeiträumen sind nach dem Wilcoxon-Test höchst signifikant ( $p < 0,001$ ; in 35 Fällen eine Abnahme, in 9 Fällen eine Zunahme, mit  $Z = -4,2946$ ).

Unabhängig von der Zugehörigkeit zu den drei Horizontgruppen wurde der Phenolgehalt auf ein sehr geringes Niveau nivelliert (Abb. 48).

Das leicht wasserlösliche Phenol konnte an allen Standorten bis auf einen geringen, relativ konstanten Gehalt im Überflutungswasser gelöst werden. Der Gehalt, der auch unter anaeroben Verhältnissen sehr schnell abbaubaren Kresole, verringerte sich zwischen beiden Untersuchungen ebenfalls auf ein sehr niedriges Niveau. Die Böden enthielten schon vor dem Hochwasser keine oder nur sehr wenig Chlorphenole, o- und p-Nitrophenole und 4-Chlor-3-Methylphenol. Durch das Hochwasser änderte sich an dieser Situation nichts. Das weniger wasserlösliche 2,4-Dinitrophenol wies auch nach dem Hochwasser an einigen Standorten gegenüber anderen Phenolverbindungen relativ hohe Werte auf. Die Verringerung der Phenolgehalte in den Böden geht demnach auf Auswaschungs- und Abbauprozesse zurück und die noch in den Böden verbliebenen Rückstände haben an allen Standorten geringe, relativ konstante Werte und enthalten Phenol, p-Kresol, 2,4-Dinitrophenol und DNOC.

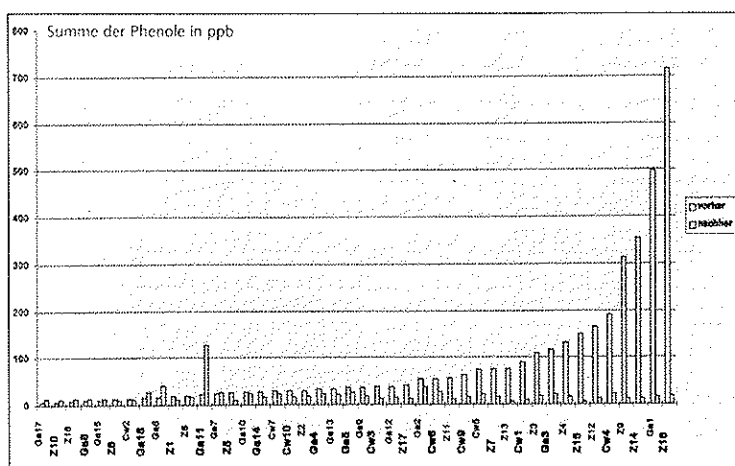


Abb. 47: Vergleich der Gesamtgehalte an Phenolen der Böden in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher) (Transekt Z ≙ Zü)

Die einfache einfaktorische Varianzanalyse bestätigt, dass sich die mittleren Phenolgehalte aller 3 Horizontgruppen nach der Überflutung nicht signifikant voneinander unterscheiden.

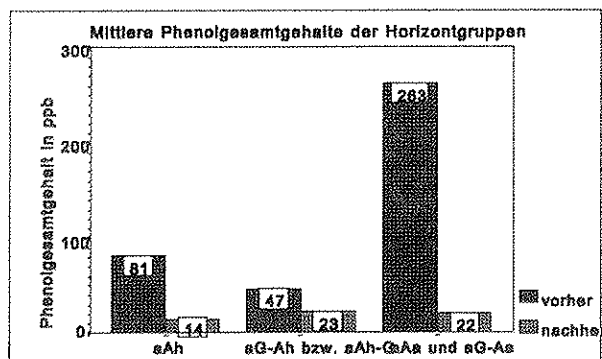


Abb. 48: Die mittleren Gesamtgehalte an Phenol der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

Die Holländische Liste von 1988 (HEIN u.a. 1991) enthält Prüfwerte für eine nähere Untersuchung für Phenole und Chlorphenole:

Phenole 1 mg/kg Boden  
Chlorphenole 0,5 mg/kg Boden.

Selbst vor der Auswaschung und dem Abbau der

Phenole konnten während der Untersuchung vor dem Hochwasser an keinem Standort Gehalte oberhalb dieser Prüfwerte gemessen werden.

### Chlorpestizide

Ein Vergleich der Chlorpestizide vor und nach der Überflutung war unmittelbar möglich, da die Nachweisgrenzen der analysierten Stoffe zu beiden Untersuchungszeitpunkten gleich waren ( $< 1 \mu\text{g}/\text{kg}$  Boden), abgesehen von den 3 Isomeren des Hexachlorcyclohexan, die in den Böden des Unteren Odertales aber nicht in Erscheinung traten. In der nachfolgenden Tabelle 16 sind die Ergebnisse der Untersuchungen statistisch zusammengefasst.

Das arithmetische Mittel des Gehaltes der Böden an HCB ist zum zweiten Untersuchungszeitpunkt gestiegen, währenddessen der Median abgenommen hat. Das deutet auf eine hohe Zunahme an einzelnen Standorten hin, die als Extremwerte stärker das arithmetische Mittel beeinflussten. In einigen Böden hat also der Gehalt ab- und in anderen Böden zugenommen. Deshalb konnte mittels des durchgeführten Wilcoxon-Tests kein signifikanter Unterschied zwischen den Gehalten an HCB beider Untersuchungszeiträume festgestellt werden ( $p=0,5304$ ; in 19 Fällen eine

Tab. 16: Gehalt der Böden an Chlorpestiziden (in ppb bzw.  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Boden) im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe vor (v) und nach (n) der Flutung der Polder

Chlorpestizid	N	$\bar{x}_A$	s	Min	Max	$x_{0,5}$	$x_{0,25}$	$x_{0,75}$	$x_{0,90}$
HCB (v) <sup>1</sup>	44	5,77	10,54	0,00	48,00	1,00	0,00	6,50	22,50
HCB (n) <sup>1</sup>	44	7,70	19,50	0,00	86,20	0,00	0,00	2,13	30,25
$\alpha$ -HCH (v)	44	alle Standorte $< 2$ ppb							
$\alpha$ -HCH (n)	44	alle Standorte $< 1$ ppb							
$\beta$ -HCH (v)	44	alle Standorte $< 2$ ppb							
$\beta$ -HCH (n)	44	alle Standorte $< 1$ ppb							
$\gamma$ -HCH (v)	44	alle Standorte $< 2$ ppb							
$\gamma$ -HCH (n)	44	alle Standorte $< 1$ ppb							
p,p'-DDE (v) <sup>1</sup>	44	4,77	5,14	0,00	22,00	3,00	1,25	5,75	12,00
p,p'-DDE (n) <sup>1</sup>	44	2,03	8,00	0,00	52,41	0,00	0,00	0,00	5,09
p,p'-DDD (v) <sup>1</sup>	44	3,39	5,18	0,00	18,00	1,00	0,00	5,00	14,00
p,p'-DDD (n) <sup>1</sup>	44	0,93	2,75	0,00	14,98	0,00	0,00	0,00	3,01
p,p'-DDT (v) <sup>1</sup>	44	0,18	0,62	0,00	3,00	0,00	0,00	0,00	0,50
p,p'-DDT (n) <sup>1</sup>	44	1,06	4,17	0,00	27,06	0,00	0,00	0,00	2,43
Summe: p,p'-DDE, -DDD, -DDT (v) <sup>1</sup>	44	8,34	9,89	0,00	40,00	4,5	2,00	12,50	24,00
Summe: p,p'-DDE, -DDD, -DDT (n) <sup>1</sup>	44	4,03	9,70	0,00	52,41	0,00	0,00	3,29	14,86

<sup>1</sup> In die Berechnungen der statistischen Größen sind Werte unterhalb der Nachweisgrenze als "Null" eingegangen.



Abnahme, in 11 Fällen eine Zunahme, 14 Fälle gleichbleibend; mit  $Z = -0,6273$ ).

Die  $p,p'$ -Moleküle von DDE, DDD und DDT wurden zur Veranschaulichung zusammengefasst. Sie kommen als Bestandteile des DDT-Stoffgemisches, die durch Abbauvorgänge ineinander umgewandelt werden können, in unterschiedlichen Zusammensetzungen im Boden gemeinsam vor. Die Summe des  $p,p'$ -DDE, -DDD und -DDT ist im Mittel gesunken. Das schließt aber eine Zunahme an einzelnen Standorten nicht aus. Der Unterschied zwischen den Summen beider Zeitpunkte ist nach dem Wilcoxon-Test sehr signifikant ( $p=0,0056$ ; in 31 Fällen eine Abnahme, in 9 Fällen eine Zunahme, in 4 Fällen gleichbleibend; mit  $Z = -2,7689$ ). An vielen Standorten konnte zu beiden Zeitpunkten kein Gehalt an HCB,  $p,p'$ -DDE,  $p,p'$ -DDD und  $p,p'$ -DDT gemessen werden.

Die folgenden Abbildungen 49 und 50 stellen die jeweilige Situation für die einzelnen Standorte dar. Für die Veränderung des Gehaltes an HCB in den Böden war keine eindeutige Tendenz, hinsichtlich der Differenzierung zwischen den Horizontgruppen feststellbar. Die Mittelwerte zwischen den Gruppen waren unterschiedlich. Die Untersuchungen vor dem Hochwasser ergaben folgende Mittelwerte ( $x_A$  in ppb) in den Gruppen: Gruppe 1: 5,8; Gruppe 2: 5,0; Gruppe 3: 8,67. Sie differenzierten sich in den Untersuchungen nach dem Hochwasser: Gruppe 1: 7,41, Gruppe 2: 6,05 und Gruppe 3: 14,74. Das Boxplot (Abb. 51) verdeutlicht jedoch, dass der starke Anstieg des Mittelwertes der Gruppe 3 nur auf einen Standort zurückgeht (Cw4), währenddessen an anderen Standorten dieser Gruppe der Gehalt im Boden stark gesunken ist (Zü16) oder die Böden zu keinem der beiden Zeitpunkte HCB enthielten (Ga1, Ga2). Das gilt auch für die beiden anderen Gruppen (siehe auch Abb. 49). Die Zunahme des Gehaltes an HCB in den Böden einzelner Standorte ist nicht eindeutig auf den Einfluss des Hochwassers zurückzuführen, da die Senkenpositionen nicht bevorzugt wurden.

Das DDT-Gemisch wird zwar in einer definierten Zusammensetzung auf die Böden aufgebracht, in der das  $p,p'$ -DDT dominiert, durch Abbauvorgänge nehmen die Anteile von  $p,p'$ -DDD und  $p,p'$ -DDE jedoch zu (siehe Kapitel 5.3). Die Untersuchungen vor dem Hochwasser ergaben für die Bodenproben höhere Gehalte an den beiden letzteren Verbindungen. Aus diesem Grund gibt die Summe aller 3 Stoffe vor dem Hochwasser Abbauprodukte einer vor einigen Jahren erfolgten Applikation des DDT-Stoffgemisches auf die Polder wieder. Aber auch ein fluvialer bzw. äolischer Eintrag der Abbauprodukte oder des Stoffgemisches mit anschließendem Abbau ist möglich. Die Absenkung des im Mittel gesunkenen Gehaltes der Böden an  $p,p'$ -

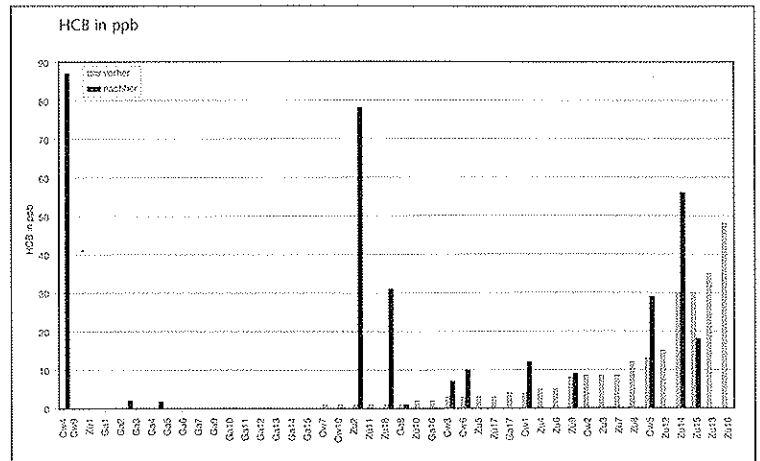


Abb. 49: Vergleich der Gehalte an HCB der Böden in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

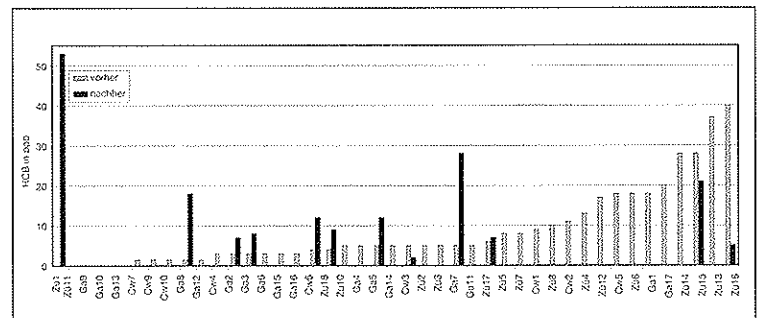


Abb. 50: Vergleich der Gehalte (Summe) an  $p,p'$ -DDE,  $p,p'$ -DDD und  $p,p'$ -DDT der Böden in 2 bis 10 cm Tiefe vor der Flutung am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

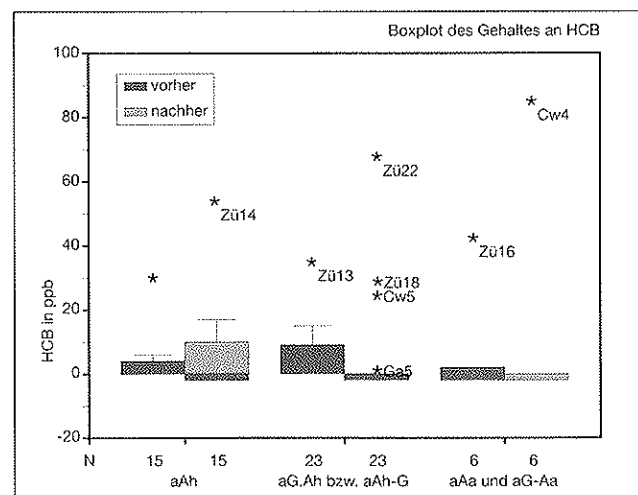


Abb. 51: Boxplot des Gehaltes an HCB der 3 Horizontgruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

DDE, p,p'-DDD und p,p'-DDT vollzog sich unabhängig von der Zugehörigkeit zu den einzelnen Horizontgruppen in allen 3 Gruppen gleichermaßen, wenn man die einzelnen Ausreißer in den Gruppen 1 und 2 unberücksichtigt lässt (Abb. 52).

Die stark an die organische Substanz gebundenen Stoffe konnten unter den, an allen Standorten vorhandenen, anaeroben Bedingungen abgebaut werden. An einigen Standorten hat der Gehalt an den Stoffen des DDT-Stoffgemisches zugenommen. Diese Standorte lassen sich keiner der 3 Horizontgruppen zuordnen (Gruppe 1: Zü1, Ga8, Cw6; Gruppe 2: Zü18, Ga5, Ga7, Zü17; Gruppe 3: Ga2, Ga3). Im Boden des Standortes Ga7 dominiert das DDT, aber in den Böden der anderen 8 Standorte sind die Abbauprozesse in Richtung DDD und DDE weiter vorangeschritten. Es wurde kein DDT-Gemisch als Schädlingsbekämpfung aufgetragen. Der Eintrag der Verbindungen erfolgte wahrscheinlich auch nicht durch Überflutungswasser, da es zu keiner Akkumulation in Senken kam. Vielleicht erfolgte ein Eintrag über Windverfrachtung aus der Atmosphäre. Mit dem vorhandenen Datenmaterial war das Verteilungsmuster des Eintrages der drei Verbindungen nicht nachvollziehbar.

Die Bindung der untersuchten Stoffe erfolgt im Boden an die organische Substanz (siehe Kapitel 5.3). Aber eine Berechnung des Korrelationskoeffizienten (Spearman) für das HCB und die Summe aus p,p'-DDE, p,p'-DDD und p,p'-DDT mit der organischen Substanz zu beiden Untersuchungszeitpunkten ergab keinen korrelativen Zusammenhang. Das liegt daran, dass in vielen Böden kein oder nur ein geringer Gehalt an diesen Chlorpestiziden vorhanden war und somit die Bindungsmöglichkeiten bei hohen Humusgehalten an vielen Standorten nicht ausgenutzt werden konnten.

Mittels der einfachen einfaktoriellen Varianzanalyse wurde bestätigt, dass für die Gehalte beider Parameter (Abb. 51 und 52) keine Unterschiede zwischen den Horizontgruppen existierten. Dasselbe gilt für die Differenzen der Parameter beider Untersuchungszeitpunkte.

Die Holländische Liste (1988) gibt als Prüfwert für eine nähere Untersuchung 1 mg organische Chlorpestizide (gesamt)/kg Boden bzw. 0,5 mg organische Chlorpestizide (einzeln)/kg Boden an (HEIN u.a. 1991). Die Chlorpestizidgehalte der untersuchten Böden lagen weit darunter.

In Rhein-Überschwemmungsgebieten in Rheinland-Pfalz sind 1987 und 1988 mittlere Gehalte an HCB von 6 bis 37 µg/kg Boden, in einem Gebiet sogar 488 µg/kg Boden, in 0 bis 10 bzw. 30 cm Tiefe ermittelt worden (MÜLLER u.a. 1992, 81). Der mittlere Gehalt

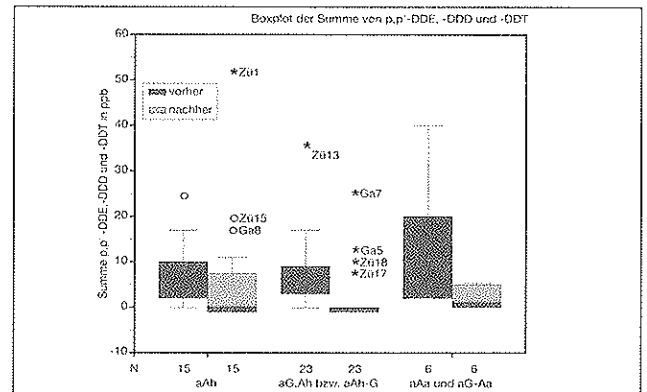


Abb. 52: Boxplot der Summe aus p,p'-DDE, p,p'-DDD und p,p'-DDT der 3 Bodengruppen vor der Flutung der Polder am 8./9. Juli (vorher) und nach der Flutung am 12./19. November 1997 (nachher)

an HCB in den Böden des Unteren Odertales liegt im unteren Bereich dieser Werte. An einzelnen Standorten wurden besonders während der Untersuchung im November 1997 in den Böden des Unteren Odertales Gehalte gemessen, die über den Gehalten wenig belasteter Böden liegen (siehe Kapitel 5.3). Die Überschwemmungsböden in Rheinland-Pfalz enthielten während oben genannter Untersuchungen in verschiedenen Gebieten im Mittel 4 bis 34 µg DDT/kg Boden (MÜLLER u.a. 1992, 81). Der mittlere Gehalt ist in den untersuchten Böden im Unteren Odertal geringer.

### Chlorbenzole

Die Böden des Unteren Odertales wurden erst nach dem Hochwasser im November 1997 auf Chlorbenzole untersucht. Trotzdem kein Vergleich mit der Situation vor der hochwasserbedingten Überflutung möglich ist, sollen die Untersuchungsergebnisse vorgestellt werden (Tab. 17). Für die Berechnung der statistischen Parameter wurden jeweils die 3 Vertreter des Dichlorbenzol und des Trichlorbenzol sowie die 2 Vertreter des Tetrachlorbenzol zusammengefasst (siehe Kapitel 5.3).

Die Holländische Liste gibt als Prüfwert für eine nähere Untersuchung 1 mg Chlorbenzol (einzeln)/kg Boden an (HEIN u.a. 1991). Dieser Wert wurde in den Böden der einzelnen Standorte für keine Einzelverbindung der Stoffgruppe erreicht.

### AOX

Die adsorbierbaren Organohalogenverbindungen wurden nur im November 1997 gemessen. Ein zeitlicher Vergleich ist, wie bei den Chlorbenzolen, also ausgeschlossen.

Der Gehalt an AOX in den Böden differiert sehr stark

Tab. 17: Der Gehalt der Böden an Chlorbenzolen (in ppb bzw. µg/kg Boden) im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe nach der Flutung der Polder

Chlorbenzol	N	x <sub>A</sub>	s	Min	Max	x <sub>0,5</sub>	x <sub>0,25</sub>	x <sub>0,75</sub>	x <sub>0,90</sub>
Dichlorbenzol	44	72,51	27,91	55,90	211,90	60,15	58,13	74,38	102,60
Trichlorbenzol	44	37,68	13,21	21,30	106,20	32,70	31,93	40,70	49,45
Tetrachlorbenzol	44	37,85	3,79	34,40	48,90	35,65	35,60	39,70	44,75
Pentachlorbenzol	44	27,53	7,18	23,80	70,50	25,20	24,70	27,90	32,05

Tab. 18: Der Gehalt der Böden an AOX (in ppm bzw. mg Chlor/kg Boden) im Unteren Odertal in 2 bis 10 cm Tiefe nach der Flutung der Polder

	N	x <sub>A</sub>	s	Min	Max	x <sub>0,5</sub>	x <sub>0,25</sub>	x <sub>0,75</sub>	x <sub>0,90</sub>
AOX	44	50	23	16	124	45,5	32	69	80,5

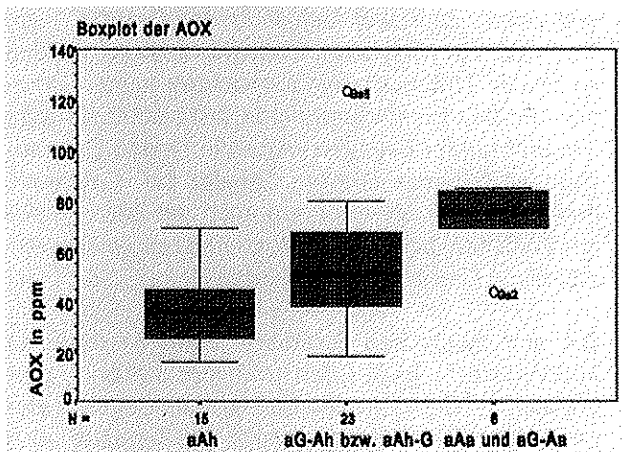


Abb. 53: Boxplot der AOX der 3 Horizontgruppen am 12./19. November 1997

zwischen den 3 Horizontgruppen der untersuchten Böden (Abb. 53). Der Gehalt an AOX war in den Böden tiefergelegener Standorte mit einem hohen Humusgehalt am größten.

Die Ursache liegt demzufolge in der hohen positiven Korrelation des Summenparameter AOX mit der organischen Substanz (Abb. 54).

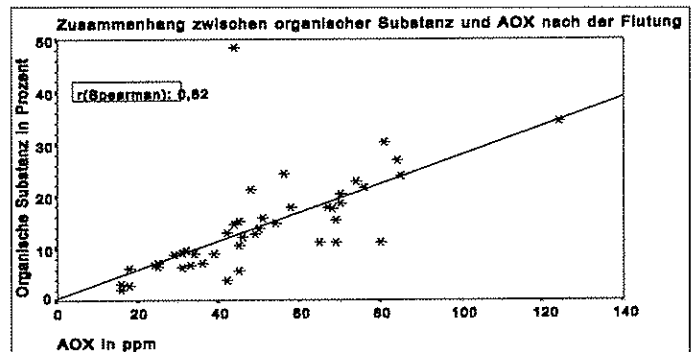


Abb. 54: Der Zusammenhang zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und AOX am 12./19. November 1997

Ein Prüf-, Richt- oder Grenzwert für den AOX-Gehalt in Böden existiert nicht.

Aufgrund des höheren Humusgehaltes in der Tiefe von 0 bis 2 cm konnten in den untersuchten Sonderproben (siehe Kapitel 6.1) im Mittel um 72 % höhere Gehalte an AOX gemessen werden. In allen untersuchten Proben waren die Gehalte an AOX in den obersten 2 cm höher als in der Tiefe von 2 bis 10 cm.

## 8 Zusammenfassung und Ausblick

Das Ziel der vorliegenden Arbeit bestand darin, potentielle Veränderungen des Schadstoffgehaltes der Böden des Unteren Odertales durch das Sommerhochwasser der Oder 1997 festzustellen. Daraus ergab sich ein Vergleich der Schadstoffgehalte der Böden zwischen 2 Untersuchungszeitpunkten. Der Vergleich anorganischer und organischer Schadstoffgehalte vor und nach

dem Hochwasser bezog sich auf 2 bis 10 cm Tiefe der untersuchten Böden, deren Standorte sich in 3 Transekten durch das Untere Odertal erstreckten.

Zunächst konnte die Möglichkeit von Ablagerungen im Untersuchungsgebiet anhand eines Körnungsvergleiches beider Zeitpunkte und durch Geländebeobach-

tung im November 1997 ausgeschlossen werden. Dennoch fand während des Hochwassers ein Schwebstoffrückhalt in den untersuchten Poldern statt. Die Ursache ist darin zu sehen, dass die Polder zu einem Zeitpunkt geflutet wurden, als die Hochwasserwelle mit ihren maximalen Wasserständen noch nicht angekommen war, und damit das Wasser mit maximaler Schwebstoffkonzentration der Vorperiode auf die Polderflächen gelangte.

Viele Schadstoffe werden gebunden an Schwebstoffe vom Wasser verfrachtet und können mit diesen auch sedimentiert werden. Doch die allgemeine Tendenz, die sich im Vergleich der Mittelwerte der einzelnen Schadstoffe und Schadstoffgruppen zeigte, weist eher auf eine Abnahme der Schadstoffgehalte in den Böden unter dem Hochwassereinfluss hin.

Bei einer näheren Betrachtung ergab sich, dass diese Tendenz hinsichtlich der einzelnen Schadstoffe und Schadstoffgruppen und der einzelnen Standorte der untersuchten Böden differenziert werden musste. Die Standorte wurden deshalb in 3 Gruppen zusammengefasst. Die Gruppierung wurde nach den Oberbodenhorizonten, aus denen die Probenahme erfolgte, vorgenommen. Die erste Gruppe (Ah-Horizont), als Oberbodenhorizont der Auengleye, war durch höchste Lagen der Standorte, geringste Gehalte an organischer Substanz im Boden und geringste  $KAK_{pot}$  gekennzeichnet. Die zweite Gruppe (aG-Ah bzw. aAh-G), mit stärkeren Gleymerkmalen im Oberbodenhorizont, der zu den Auennassgleyen gehört, war durch tiefere Lagen und größere Humusgehalte und größere  $KAK_{pot}$  geprägt. Die dritte Gruppe (aAa und aG-Aa), mit den Oberbodenhorizonten der Auenanmoorgleye, ist durch deren verstärkte Humusakkumulation zu beschreiben, die in den tiefsten Höhenlagen des Untersuchungsgebietes stattfindet und die damit auch die höchsten  $KAK_{pot}$  aufwies.

Für die einzelnen Schadstoffgruppen kann man die Ergebnisse wie folgt zusammenfassen:

- Im Mittel ist der Gehalt der **Schwermetalle** Blei, Chrom, Arsen, Cobalt, Nickel, Zink und Cadmium im Boden während der Überflutung gesunken. Die Ursache ist für die meisten Metalle in einer, durch das reduzierende Milieu hervorgerufenen, Bildung löslicher metallorganischer Komplexe zu sehen. Cadmium ist selbst sehr löslich. In den Böden tiefergelegener Standorte der Gruppen 2 und 3 wirkte dieser Mobilisierung zunehmend ein anderer Prozess entgegen. Die Metalle wurden dort als Sulfide ausgefällt. In diesen Standorten war der Schwefelgehalt auch durch den Eintrag von Sulfat mit dem Hochwasser besonders hoch. In den Böden der Gruppe 2 kam teilweise noch eine sehr starke Bindung an dort vermehrt auftretende Eisenoxide vor, die ebenso

einen Austrag verhinderten. Zudem wirkte in diesen beiden Gruppen auch die höhere  $KAK_{pot}$  einer Mobilisierung entgegen. Der mittlere Kupfergehalt nahm während des Hochwassers zu. Diese Zunahme wurde von einem Eintrag des Kupfers durch das Hochwasser in die tiefer gelegenen Standorte verursacht. Auch die Zunahme des mittleren Arsengehaltes in der Gruppe 3 kann durch einen hochwasserbedingten Eintrag hervorgerufen worden sein. Der Anstieg des Cadmiumgehaltes in den Böden der Gruppe 3 kann nicht eindeutig auf einen Eintrag mit dem Hochwasser zurückgeführt werden, vor allem weil im Oderhochwasser keine erhöhte Belastung mit Cadmium gemessen wurde. Der Mangangehalt korrelierte nicht mit dem Eisengehalt, der in allen 3 Gruppen zunahm. Das Mangan wurde, besonders in Böden die vor dem Hochwasser sehr viel Mangan enthielten, mikrobiell in eine lösliche Form überführt, und damit sank sein Gehalt in der Gruppe 1 am stärksten. Für Molybdän, Cobalt und Nickel wurden zu beiden Untersuchungszeitpunkten keine Grenzwert- oder Prüfwertüberschreitungen festgestellt. Chrom, Blei und Kupfer dagegen wiesen in beiden Untersuchungen teilweise erhöhte Gehalte auf. Cadmium, Arsen und Zink überschritten auch mit ihren mittleren Gehalten beider Untersuchungszeitpunkte verschiedene Grenz- und Prüfwerte.

- Die **polyzyklischen Aromate** werden stark an Schwebstoffe gebunden und mit diesen transportiert. Ihr Gehalt in den Böden nahm an tief gelegenen Standorten der Gruppe 3 und teilweise auch der Gruppe 2 zu. An diesen Standorten kam es wahrscheinlich zu einem Aussinken feiner Schwebstoffe die mit PAK belastet waren. In Böden einzelner Standorte der Gruppe 1 kam es zu einem Austrag der an leichte organische Partikel gebundenen PAK mit dem Überflutungswasser. Gravierende Richtwertüberschreitungen fanden in den Böden hinsichtlich der PAK nicht statt, sofern man die Grünlandnutzung nicht als sensible Nutzungsform ansieht.
- An den 6 auf **PCDD/F** untersuchten Standorten nahm deren Gehalt in den Böden im Verlaufe der Überschwemmung stark ab. Die PCDD/F sind schwer löslich und binden sich stark an organische Substanz. Diese Tatsachen sprechen für ihren Austrag in die Oder, gebunden an leichte, in die Schwebstoffphase des Überstauwassers übergehende, organische Partikel. Ein Vergleich mit den Richtwerten für die PCDD/F ergab trotz der Verringerung ihres Gehaltes, dass die Böden nur eingeschränkt landwirtschaftlich genutzt werden sollten. Wobei allerdings zu beachten ist, dass nur Standorte beprobt wurden, in deren Böden hohe Gehalte an PCDD/F zu erwarten waren.

- Die Belastung mit **PCB** war in den Böden des Unteren Odertales während beider Untersuchungszeiträume so gering, dass gültige Prüf- und Richtwerte weit unterschritten wurden. Ein Vergleich beider Zeitpunkte war nicht möglich, bei den geringen Gehalten an PCB jedoch auch unerheblich.
- Der Gehalt der Böden an **Phenolen** war vor der Überflutung durch das Hochwasser besonders in den anmoorigen Oberbodenhorizonten der Gruppe 3 am höchsten. In der Untersuchung nach dem Rückgang des Hochwassers zeigten die mittleren Phenolgehalte aller 3 Horizontgruppen ähnlich niedrige Werte an. Die leicht wasserlöslichen Phenolverbindungen wurden demzufolge, unabhängig vom differenzierten Bodenmilieu der 3 Gruppen, gelöst und ausgewaschen. Prüfwerte wurden sowohl vor als auch nach dem Hochwasser nicht überschritten.
- Von den **Chlorpestiziden** wurden für das HCH in beiden Untersuchungen Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze festgestellt. Der Gehalt an HCB ist während des Hochwassers an vielen Standorten gesunken, hat aber in den Böden einiger Standorte zugenommen. Diese Standorte wiesen verschiedene Zugehörigkeiten zu den Horizontgruppen auf. Deshalb konnte der Anstieg des Gehaltes an HCB einzelner Standorte nicht durch das Hochwasser verursacht worden sein. Die Verbindungen des DDT-Gemisches wurden unter den anaeroben Bedingungen im Boden abgebaut. An einigen Standorten erfolgte ein Eintrag von Verbindungen des DDT-Gemisches in die Böden. Dieser Eintrag war jedoch ebenfalls nicht auf das Hochwasser zurückzuführen. Die Chlorpestizidgehalte der Böden des Unteren Odertales lagen weit unterhalb des relevanten Prüfwertes.

Die Stoffausträge, die im Verlaufe des Hochwassers aus den Böden erfolgten, wurden über die gelöste Stoffphase (Schwermetalle, Phenole) oder über die partikuläre Phase (PAK, PCDD/F) realisiert. Letztere beruhte voraussichtlich auf sehr leichten Schwebstoffen organischen Ursprunges, da Untersuchungen (siehe Kapitel 4) während der Polderpassage eine Verände-

rung der Schwebstoffe hin zu den genannten Eigenschaften ergaben.

Die vorgenannten Stoffeinträge in die Böden niedriger Höhenlage erfolgten ebenfalls in gelöster Form (Schwefel) und an Schwebstoffe gebunden (Kupfer, Arsen und PAK; eventuell auch Cadmium).

Die Untersuchungen bestätigten, dass ein Hochwasser der Oder in dieser Größenordnung wenig zur stofflichen Belastung der überfluteten Flächen beiträgt. Vielmehr erfolgt ein Austrag der Schadstoffe mit dem Überflutungswasser in die Ostsee. Der Termin der Polderöffnung entscheidet darüber, ob überhaupt die an Schwebstoffe gebundenen Schadstoffe in im Boden nachweisbarer Größenordnung auf die Polder gelangen. Kurze Zeit bevor die höchsten Wasserstände erreicht werden, ist die Schwebstoffkonzentration am höchsten. Auf den Poldern selbst sind dann die Standorte in geringer Höhenlage von den Schadstoffen betroffen. In diesem Zusammenhang spielen als Schadstoffe die PAK, das Kupfer und das Arsen eine Rolle. Die Eintragung des Arsen erfolgt wahrscheinlich besonders stark im Zusammenwirken mit einem starken Algenwachstum, denn Algen können das Arsen akkumulieren. Bei den Nährstoffen ist der Eintrag des Schwefel in gelöster Form von Bedeutung. Dieser kann das Löslichkeitsverhalten der Schwermetalle besonders in Böden tieferer Standorte beeinflussen und wirkt so einem noch stärkeren Austrag dieser Stoffe entgegen. Sein Eintrag ist sowohl von dem Ausmaß des Hochwasserereignisses als auch von dem Zeitpunkt der Polderöffnung unabhängig. Mit dem Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzung der Polder ist es möglich, die Flächen als Retentionsgebiet für die genannten an Schwebstoffe gebundenen Schadstoffe zu nutzen. Damit kann die Belastung der Ostsee bezüglich dieser Schadstoffe vermindert werden. In größerem Umfang stellen die Polder bei so einem großen Hochwasserereignis jedoch eine bedeutende Quelle der Schadstoffbelastung der Ostsee dar. Die Ursache ist vor allem in der Überflutung der höhergelegenen Standorte mit einem geringeren Schadstoffrückhaltevermögen zu sehen.

*An dieser Stelle möchte ich mich bei meinen Betreuern der Arbeit, Herrn Professor Bork von der Universität Potsdam und Herrn Dr. Tessmann vom Landesumweltamt Brandenburg (LUA) für die fachliche und organisatorische Unterstützung bedanken.*

*Ein großer Dank gilt ebenfalls allen Mitarbeitern der Abteilung Ökologie und Umweltanalytik des LUA für die umfangreiche Unterstützung bei Probenahme, Laborarbeiten und sonstigen fachlichen Fragen. Ich möchte mich auch bei Herrn Dr. Hierold und Herrn Dr. A. Höhn vom Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsfor-*  
*schung (ZALF) e. V. Müncheberg für die zur Verfügung gestellte Darstellung des Untersuchungsgebietes und die Auskünfte über die Untersuchungen des ZALF bedanken.*

## 9 Quellenverzeichnis

### 9.1 Literatur

- (AbfklärV) ANONYM: Klärschlammverordnung vom 15.04.1992. In: Umwelt-Recht. 7. erw. Aufl., München: Verlag C. H. Beck, 1992, S. 231-239.
- BALLSCHMITER, K.: Chemie und Analytik der Polychlordibenzodioxine (Dioxine) und Polychlordibenzofurane (Furane). Z. Chemie + Fortschritt. (1985), Nr. 1, S. 8-12.
- BARSCHE, H. u.a.: Geowissenschaftliche Arbeitsmethoden: Ein Lehrbuch. 1. Aufl. Thun und Frankfurt/Main: Verlag Harri Deutsch, 1990.
- BECK, G.: Die Schwermetallbelastung Neusser Auenbereiche mit Cd, Pb, Cu, Ni und Zn. In: Düsseldorfer Geographische Schriften. Bd. 31: Schwermetalle. Düsseldorf: Selbstverlag des Geographischen Institutes der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, 1993, S. 43-65.
- BLUME, H.-P.: Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und -belastung, vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. 2. erw. Aufl. Landsberg/Lech: ecomed, 1992.
- BROSE, F.: Weichselspätglaziale und holozäne Flußgenese im Bereich der nordeuropäischen Vereisung und ihre Wechselbeziehungen zur Entwicklung der menschlichen Gesellschaft unter besonderer Berücksichtigung der Aue der unteren Oder. Diss., Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 1988.
- BRÜCKNER, H. u.a.: Untersuchungen zur Umweltbelastung (Schwermetalle) im Kreis Merseburg, Sachsen-Anhalt. In: Düsseldorfer Geographische Schriften. Bd. 31: Schwermetalle. Düsseldorf: Selbstverlag des Geographischen Institutes der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, 1993, S. 67-79.
- BRUEMMER, G. W. u.a.: Heavy Metal Species, Mobility and Availability in Soils. Z. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. 149. (1986), Nr. 4, S. 382-398.
- BRÜNE, H.: Schadstoffeintrag in Böden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landwirtschaft. In: VDLUFA-Schriftenreihe. Bd. 16: Bodenbewirtschaftung, Bodenfruchtbarkeit, Bodenschutz. Darmstadt: VDLUFA-Verlag, 1986, S. 85-102.
- BÜHL, A. u.a.: SPSS für Windows Version 6.1: Praxisorientierte Einführung in die moderne Datenanalyse. 3. Aufl. Bonn u.a.: Addison-Wesley-Longman, 1996.
- DAUS, B.: Charakterisierung der Bindungsform von Schwermetallen in regionalen Flußsedimenten und deren chemometrische Interpretation. Diss., Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 1996.
- DITTRICH, D. u.a.: Polychlorierte Dibenzo-p-Dioxine und Polychlorierte Dibenzofurane. Z. Korrespondenz Abwasser. 41. (1994), Nr. 1, S. 108-116.
- DOHLE, W. u.a.: Die Nährstoffbelastung der Gewässer im Unteren Odertal: Eine Untersuchung im Jahr 1992. Berlin: Freie Universität, 1992. - (unveröffentlicht).
- ENGELHARDT, C.; KRÜGER, A.: Stoffrückhalt auf Polderflächen während des Oder-Hochwassers 1997. Z. Wasser und Boden. 49. (1997), Nr. 12, S. 14-17.
- (FIB) ZENTRALE FÜR WASSERVOGELFORSCHUNG UND FEUCHTGEBIETSSCHUTZ IN DEUTSCHLAND: Die Feuchtgebiete internationaler Bedeutung in der BRD. Münster u.a., 1993.
- FILIUS, A.: Schwermetall-Sorption und -Verlagerung in Böden. Diss., Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, 1993.
- FÜHR, F. u.a.: Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landwirtschaft (organische Stoffe). In: VDLUFA-Schriftenreihe. Bd. 16: Bodenbewirtschaftung, Bodenfruchtbarkeit, Bodenschutz. Darmstadt: VDLUFA-Verlag, 1986, S. 73-84.
- GERTH, J.: Untersuchungen zur Adsorption von Nickel, Zink und Cadmium durch Bodentonfraktionen unterschiedlichen Stoffbestandes und verschiedene Bodenkomponenten. Diss., Christian-Albrechts-Universität Kiel, 1985.
- GESCHKE, A.: Abschätzung der Belastung des Menschen durch bodenbürtige Stoffe. Z. UWSF: Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie. 4. (1992), Nr. 4, S. 198-207.
- GHUMA, M. S.: Gehaltsbestimmungen und Remobilisierungsverhalten von Schwermetallen und Phenolen in Saalesedimenten mittels Atom-spektroskopie und Gaschromatographie. Diss., Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 1995.
- GROSSER, K. H.: Gedanken zur Restitution des Waldes im Unteren Odertal. Z. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. 3. (1994), Nr. 2, S. 9-12.
- HEIN, H. u.a.: Umweltmagazin: Richt- und Grenzwerte: Luft, Wasser, Boden, Chemikalien. 3. Aufl., 1991.
- HEINRICH, D. u.a.: dtv-Atlas zur Ökologie: Tafeln und Texte. 2. Aufl. München: Deutscher Taschenbuchverlag, 1991.
- HERMS, U.; BRÜMMER, G.: Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. Z. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. 147. (1984), Nr. 3, S. 400-424.
- HEUSCH, K.: Auenböden im fluvialen Stoffsystem dargestellt am Beispiel der Siegaue bei Hennef. - Bonner Bodenkundliche Abhandlungen 19. Bonn: Institut für Bodenkunde, 1997. - Diss., Rheinische-Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- HINTZE, B.: Erste Ergebnisse von Untersuchungen zur Geochemie von Schwermetallen in Böden und Sedimenten des Elbtals. Z. Mitteilungen der Deut-

- schen Bodenkundlichen Gesellschaft. 33. (1982), S. 95-104.
- HÖHN, A., HIEROLD, W., SCHALITZ, G.: Regionale Kennzeichnung und Bewertung der Schadstoffbelastung von Überschwemmungsgebieten zur Landnutzungsplanung am Beispiel des Nationalparks „Unteres Odertal“. Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung ZALF e. V. Müncheberg - Im Auftrage des Landesumweltamtes Brandenburg, 1998.
- HOLLER, S. u.a.: Umweltanalytik und Ökotoxikologie. Berlin u.a.: Springer-Verlag, 1996.
- HÜLSTER, A.: Transfer von polychlorierten Dibenz-p-dioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/PCDDF) aus unterschiedlichen stark belasteten Böden in Nahrungs- und Futterpflanzen. Stuttgart: Verlag Ulrich E. Grauer, 1994. - Diss., Universität Hohenheim.
- HUTZINGER, O.: Dioxine: Ökochemie, Expositions- und Risikoanalyse, Grenzwertermittlung. Z. Chemie + Fortschritt. (1985), Nr. 1, S. 26-34.
- JANSSEN, J. u.a.: Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows: eine anwendungsorientierte Einführung in das Basissystem und das Modul exakte Tests. 2. Neubearb. Aufl. Berlin u.a.: Springer-Verlag, 1997.
- (KA 4) AG BODEN: Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl. Hannover: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 1994.
- KAMPE, W. u.a.: Potentielle organische Schadstoffe in Böden und Pflanzen nach intensiver Klärschlammabwendung. In: VDLUFA-Schriftenreihe. Bd. 23: Abfallstoffe als Dünger. Darmstadt: VDLUFA-Verlag, 1988, S. 507-532.
- KLOKE, A.: Richt- und Grenzwerte zum Schutz des Bodens vor Überlastungen mit Schwermetallen. In: Forschungen zur Raumentwicklung. Bd. 14: Boden - das dritte Umweltmedium: Beiträge zum Bodenschutz. Bonn: Selbstverlag Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, 1985, S. 13-24.
- KOCH, R.: Umweltchemikalien: Physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten. 3. Aufl. Weinheim u.a.: VCH, 1995.
- KÖNIG, N.: Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. Z. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. 149. (1986), Nr. 1, S. 68-82.
- KÖNIG, W.: Schwermetallbelastung von Böden und -Kulturpflanzen im Einflußbereich verschiedener Belastungsursachen: Ergebnisse einer Erhebungsuntersuchung in Nordrhein-Westfalen. In: VDLUFA-Schriftenreihe. Bd. 16: Bodenbewirtschaftung, Bodenfruchtbarkeit, Bodenschutz. Darmstadt: VDLUFA-Verlag, 1986, S. 239-247.
- LEWANDOWSKI, J. u.a.: Schadstoffe im Boden: Eine Einführung in Analytik und Bewertung. Berlin u.a.: Springer-Verlag, 1997.
- LICHTFUß, R. u.a.: Natürlicher Gehalt und anthropogene Anreicherung von Schwermetallen in den Sedimenten von Elbe, Eider, Trave und Schwentine. Z. Catena: Interdisziplinäre Zeitschrift für Hydrologie, Geomorphologie und Pedologie. 8. (1981), Nr. 3/4, S. 251-264.
- LIEDTKE, H.: Die Talentwicklung im Oderbruch und im Unteren Odertal. Z. Die Erde: Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin. 92. (1961), Nr. 4, S. 259-280.
- LIEDTKE, H.: Die nordischen Vereisungen in Mitteleuropa: Erläuterungen zu einer farbigen Übersichtskarte im Maßstab 1:1.000.000. - Forschungen zur deutschen Landeskunde 204. 2. erw. Aufl. Trier: Selbstverlag Zentralausschuß für deutsche Landeskunde, 1981.
- (LUA, FACHBEITRAG) LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG: Eine Zusammenfassung, Auswertung und Bewertung des vorhandenen Datenmaterials über die stoffliche Belastung der Oder und ihrer deutschen Nebenflüsse. Bd. 1. - Fachbeiträge des Landesumweltamtes. Potsdam, Titelreihe (1994).
- (LUA, FACHBEITRAG Nr. 19) LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG: Schwermetallgehalte brandenburgischer Böden. - Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Titelreihe Nr. 19. Potsdam, (1997).
- (LUA, FACHBEITRAG 28) LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG: Entstehung und Ablauf des Oderhochwassers im Sommer 1997: Zwischenbericht vom 28.08.1997. - Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Titelreihe Nr. 28. Potsdam, (1998).
- (LUA, STUDIEN UND TAGUNGSBERICHTE 16) LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG: Das Sommerhochwasser an der Oder 1997. - Studien und Tagungsberichte, Band 16 (Schriftenreihe ISSN 0948-0838). Potsdam, (1998).
- LUCKS, U.- J. u.a.: Synoptische Darstellung einiger ausgewählter bodenrelevanter Schadstoffe. In: Forschungen zur Raumentwicklung. Bd. 14: Boden - das dritte Umweltmedium: Beiträge zum Bodenschutz. Bonn: Selbstverlag Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, (1985), S. 129-144.
- LUKASSOWITZ, I.: Eintragsminimierung zur Reduzierung der Dioxinbelastung dringend erforderlich. Z. Bundesgesundheitsblatt. 33. (1990), Nr. 8, S. 350-354.
- MARCINEK, J. u.a.: Brandenburg und Berlin im physisch-geographischen Überblick. Z. Geographische Rundschau. 45. (1993), Nr. 10, S. 556-563.
- MIEHLICH, G.: Schwermetallanreicherung in Böden und Pflanzen der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). Z. Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg. 25. (1983), S. 75-89.
- MÖNNINGHOFF, W.: Nationalpark Unteres Odertal. Berlin: VEBU Verlag GmbH, 1997.
- MÖLLER, F. u.a.: Bodennormwerte für das Land Branden-

- burg: Organische Schadstoffe und Schwermetalle. Agrar- und Umweltanalytik GmbH Jena, Außenstelle Vetschau. Endbericht - Im Auftrage des Landesumweltamtes Brandenburg, 1998
- MÜLLER, G. u.a.: Schadstoffbelastung in Böden von Hochwasserüberflutungsflächen des Rheins: Literaturstudie und Zusammenstellung vorhandener Untersuchungen. - Materialien zum Hochwasserschutz am Rhein. Ministerium für Umwelt in Rheinland-Pfalz, 1992.
- MÜLLER, G. u.a.: Schadstoffbelastung in Böden von Hochwasserüberflutungsflächen des Rheins: Kurzfassung der von Prof. Dr. h.c. G. Müller und Dr. A. Yahya, Institut für Sedimentforschung der Universität Heidelberg, erstellten Literaturstudie und Zusammenstellung vorhandener Untersuchungen. 1992.
- MÜLLER-WEGENER, U.: Über die Adsorption von umweltrelevanten Chemikalien in Böden II. Z. Zeitschrift Chemie der Erde: Zeitschrift für chemische Mineralogie, Petrographie, Bodenkunde, Geochemie und Meteoritenkunde. 42. (1983), Nr. 2, S. 111-119.
- (MUNR) MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG (Hrsg.): Die Brandenburger Liste. Z. Brandenburger Umweltjournal. (Dezember 1993), Nr. 10, S. 17-18.
- (NatPUOG) ANONYM: Gesetz zur Errichtung eines Nationalparks „Unteres Odertal“ vom 27.06.1995. In: Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Brandenburg Teil I. 6.. (1995), Nr. 12, S. 114-119.
- RIEDEL, E.: Anorganische Chemie. 3. Aufl. Berlin u. a.: de Gruyter, 1994.
- SAUERBECK, D.: Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landwirtschaft (anorganische Stoffe). In: VDLUFA-Schriftenreihe. Bd. 16: Bodenbewirtschaftung, Bodenfruchtbarkeit, Bodenschutz. Darmstadt: VDLUFA-Verlag, 1986, S. 59-72.
- SCHALITZ, G.: Bedeutung des Deutsch-Polnischen Nationalparks und Erfahrungen mit dem Aufbau. In ZALF-Bericht. Bd. 14: Exkursionsführer Nord-Deutschland und Westpolen. Münchenberg: ZALF, 1994, S. 175-177.
- SCHARPENSEEL, H. W. u.a.: Infiltration und Translokation von polychlorierten Biphenylen in natürlich gelagerten Bodenprofilen; biotischer und abiotischer Abbau. Z. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. 140. (1977), S. 285-316.
- SCHEFFER, F. u. a.: Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Aufl. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag, 1992.
- SCHENK, R.: Verteilung und Dynamik von Schwermetallen in Sedimenten der Wupper. Diss., Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, 1994.
- SCHENK, R. u. a.: Die Schwermetallverteilung in der Urdenbacher Rheinaue. In Düsseldorf Geographische Schriften. Bd. 31: Schwermetalle. Düsseldorf: Selbstverlag des Geographischen Institutes der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, 1993, S. 11-41.
- SCHLATTER, C.: Fakten zur allgemeinen Toxikologie, Kanzerogenität von 2, 3, 7, 8-TCDD als Grundlage einer Risikoermittlung. Z. Chemie + Fortschritt. (1985), Nr. 1, S. 13-25.
- SCHOLZ, E.: Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Potsdam, 1962.
- SCHÖNFISCH, G.: Schwermetallgehalte in Flußsedimenten des Mains und Oberrheins. Diss., Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, 1990.
- STREIT, B.: Lexikon Ökotoxikologie 1. Aufl. Weinheim u. a.: VCH, 1991.
- TEBAAY, R. H.: Untersuchungen zu Gehalten, zur mikrobiellen Toxizität und zur Adsorption und Löslichkeit von PAKs und PCBs in verschiedenen Böden Nordrhein-Westfalens. - Bonner Bodenkundliche Abhandlungen 14. Bonn: Institut für Bodenkunde, 1994. - Diss., Rheinische-Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- TRUCKENBRODT, D.: Untersuchungen zur aktuellen Belastungssituation der Saale unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte der Sedimente. Diss., Friedrich-Schiller-Universität Jena, 1997.
- VÖSSING, A.: Wassermanagement und Wasserqualität im Deutsch-Polnischen Europa - Nationalpark „Unteres Odertal“. Z. Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege. 48. (1993), S. 153-160.
- VÖSSING, A.: Nationalpark Unteres Odertal. Z. Der Falke: Monatsschrift für Ornithologie und Vogelschutz. 41. (1994), Nr. 7, S. 220-250.
- WEFER-ROEHL, A.: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in feinkörnigen Sedimenten: Adsorption und mikrobieller Abbau. - Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe 31. Karlsruhe: Lehrstuhl für angewandte Geologie, 1994. - Diss., Universität (TH) Karlsruhe.
- ZIECHMANN, W. u. a.: Bodenchemie, Mannheim u. a.: BI-Wiss.-Verl., 1990.



## 9.2 Normen

- NORM DIN 19 683 BLATT 1: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau: Physikalische Laboruntersuchungen: Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung durch Siebung. Ausg. 4. 1973. Berlin: Beuth Verlag
- NORM DIN 19 683 BLATT 2: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau: Physikalische Laboruntersuchungen: Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat. Ausg. 4. 1973. Berlin: Beuth Verlag
- NORM DIN 19 683 BLATT 3: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau: Physikalische Laboruntersuchungen: Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Wasser. Ausg. 4. 1973. Berlin: Beuth Verlag
- NORM DIN 19 683 BLATT 4: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau: Physikalische Laboruntersuchungen: Bestimmung des Wassergehaltes des Bodens. Ausg. 4. 1973. Berlin: Beuth Verlag
- NORM DIN 19 684 Teil 1: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau: Chemische Laboruntersuchungen: Bestimmung des pH-Wertes des Bodens und Ermittlung des Kalkbedarfs. Ausg. 2. 1977. Berlin: Beuth Verlag
- NORM DIN 19 684 Teil 3: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau: Chemische Laboruntersuchungen: Bestimmung des Glühverlustes und des Glührückstandes. Ausg. 2. 1977. Berlin: Beuth Verlag
- NORM DIN 19 684 Teil 8: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau: Chemische Laboruntersuchungen: Bestimmung der Austauschkapazität des Bodens und der austauschbaren Kationen. Ausg. 2. 1977. Berlin: Beuth Verlag
- NORM DIN 19 684 Teil 11: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau: Chemische Laboruntersuchungen: Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit von Wasser und Bodensättigungsextrakten. Ausg. 2. 1977. Berlin: Beuth Verlag
- NORM DIN 38 406 Teil 22: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung: Kationen (Gruppe E): Bestimmung von 33 Elementen mit ICP-OES. Ausg. 3. 1988. Berlin: Beuth Verlag
- NORM DIN 38 414 Teil 18: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung: Schlamm und Sedimente (Gruppe S): Bestimmung von adsorbierten organisch gebundenen Halogenen. Ausg. 11. 1989. Berlin: Beuth Verlag
- NORM DIN 38 414 Teil 20: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung: Schlamm und Sedimente (Gruppe S): Bestimmung

von polychlorierten Biphenylen (PCB). Ausg. 1. 1996. Berlin: Beuth Verlag

(VDLUFA) VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN: Methodenbuch. Losebl. Ausg. Darmstadt: VDLUFA-Verlag, 1991

## 9.3 Karten

- (BODENSCHÄTZUNGSKARTE) ANONYM: 1 : 25 000: Gatow, 2852. bearbeitet von der Staatlichen Geologischen Kommission. Berlin
- (BODENSCHÄTZUNGSKARTE) ANONYM: 1 : 25 000: Schwedt, 2951, bearbeitet von der Staatlichen Geologischen Kommission, Berlin
- (BODENSCHÄTZUNGSKARTE) ANONYM: 1 : 25 000: Schwedt-Ost, 2952. bearbeitet von der Staatlichen Geologischen Kommission. Berlin
- (BODENSCHÄTZUNGSKARTE) ANONYM: 1 : 25 000: Zachow, 3051. bearbeitet von der Staatlichen Geologischen Kommission. Berlin
- HAASE, G. u. a.: Bodenkarte der DDR: Maßstab 1 : 750 000. Gotha u. a.: VEB Hermann Haack, 1981
- (MMK) SCHMIDT, R.: Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung 1.100 000: Brüssow, Blatt 17. Potsdam: VEB Kartographischer Dienst Potsdam, 1976
- (MMK) SCHMIDT, R.: Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung 1 : 100 000: Schwedt, Blatt 22. Potsdam: VEB Kartographischer Dienst Potsdam, 1976
- (TK) LANDESMESSUNGSAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Topographische Karte 1 : 10 000: 3051-NW Stützkow. 1. Aufl. Potsdam, 1996
- (TK) LANDESMESSUNGSAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Topographische Karte 1 : 10 000: 2951-SW Criewen. 1. Aufl. Potsdam, 1996
- (TK) LANDESMESSUNGSAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Topographische Karte 1 : 10 000: 2951-SO Krajinik Dolny. 1. Aufl. Potsdam, 1996
- (TK) LANDESMESSUNGSAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Topographische Karte 1 : 10 000: 2951-NO Schwedt/Oder. 1. Aufl. Potsdam, 1996
- (TK) LANDESMESSUNGSAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Topographische Karte 1 : 10 000: 3051-NW Stützkow. 1. Aufl. Potsdam, 1996
- (TK) LANDESMESSUNGSAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Topographische Karte 1 : 10 000: 2952-NW Ognica. 1. Aufl. Potsdam, 1996
- (TK) LANDESMESSUNGSAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Topographische Karte 1 : 10 000: 2852-SW Schwedt/Oder-Gatow. 1. Aufl. Potsdam, 1997

## 9.4 Datenherkunft (Tabellen und Abbildungen)

### Tabellen

1 - 6	vorher ZALF Müncheberg, nachher LUA Brandenburg/Bethwell
7	ZALF Müncheberg
8	LUA Brandenburg/Bethwell
9	vorher ZALF Müncheberg, nachher LUA Brandenburg
11	LUA Brandenburg
12	vorher AUA Jena, nachher LUA Brandenburg
13	vorher AUA Jena, nachher Fraunhofer Institut Bergholz-Rehbrücke
14 - 16	vorher AUA Jena, nachher LUA Brandenburg
17, 18	LUA Brandenburg

### Abbildungen

1	VÖSSING 1993, 155
2	Nationalpark Unteres Odertal - Faltblatt 1995, MUNR
3	LIEDKE 1961, 260
4a+b	ZALF Müncheberg
5a-c, 6	ZALF Müncheberg
7	vorher ZALF Müncheberg, nachher LUA Brandenburg/Bethwell
8	ZALF Müncheberg
9 - 11	vorher ZALF Müncheberg, nachher LUA Brandenburg/Bethwell
12 - 14	ZALF Müncheberg
15	LUA Brandenburg/Bethwell (Org. Substanz), ZALF Müncheberg (KAK <sub>pot</sub> )
16	LUA Brandenburg/Bethwell (Org. Substanz - nachher), ZALF Müncheberg (KAK <sub>potr</sub> Org. Substanz - vorher)
17 - 19	ZALF Müncheberg
20 - 21	vorher ZALF Müncheberg, nachher LUA Brandenburg/Bethwell
22 - 23	ZALF Müncheberg
24	vorher ZALF Müncheberg, nachher LUA Brandenburg/Bethwell
25a-f	vorher ZALF Müncheberg, nachher LUA Brandenburg
26 - 28	ZALF Müncheberg
29 - 39	vorher ZALF Müncheberg, nachher LUA Brandenburg
40 - 45	vorher AUA Jena, nachher LUA Brandenburg
46a+b	vorher AUA Jena, nachher Fraunhofer Institut Bergholz-Rehbrücke
47 - 52	vorher ZALF Müncheberg, nachher LUA Brandenburg
53 - 54	LUA Brandenburg

vorher vor dem Hochwasser  
nachher nach dem Hochwasser

## Schriftenreihe „Studien und Tagungsberichte“ (ISSN 0949-0838)

- Band 1 **Geotechnik im Deponiebau**  
Ausgewählte Beiträge aus den Geotechnischen Seminaren des Landesumweltamtes Brandenburg 1992/94 (1994)
- Band 2 **Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg**  
Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg - dezentrale Lösungen- Tagungsbericht über das Abwassersymposium am 21.10.1992 (1993)
- Band 3 **Das Trockenjahr 1992 im Land Brandenburg**  
Eine Modellbetrachtung aus wasserwirtschaftlicher Sicht - Studie (1994)
- Band 4 **Abfallwirtschaft und Bergbau**  
Beiträge der Fachtagung „Abfallwirtschaft/Kreislaufwirtschaft - Herausforderung für die Region Cottbus und die Braunkohlenindustrie“ am 05./06.04.1995 (1995)
- Band 5 **Luftqualität 1975 bis 1990**  
Ein Rückblick für das Gebiet des heutigen Landes Brandenburg - Studie (1995)
- Band 6 **Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen**  
Bergbaubedingte Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen - Analyse, Bewertung und Prognose - Untersuchungen im Lausitzer Braunkohlenrevier - Studie (1995)
- Band 7 **Rüstungsaltpasten**  
Beiträge des Fachseminars „Rüstungsaltpasten“ am 22.06.1995 in Potsdam (1995)
- Band 8 **Die Havel**  
Naturwissenschaftliche Grundlagen und ausgewählte Untersuchungsergebnisse - Studie (1995)
- Band 9 **Rieselfelder Brandenburg-Berlin (1995)**  
- Fachtagung „Rieselfelder Brandenburg-Berlin“ im Februar 1995  
- Bericht des Wissenschaftlich-technischen Beirates Rieselfelder (WTB) von 12/1995
- Band 10 **Ausweisung von Gewässerrandstreifen**  
Studie zur Erarbeitung von Grundlagen für die Ausweisung von Gewässerrandstreifen - Studie (1996)
- Band 11 **Brandenburger Ökologietage I: Natur- und Ressourcenschutz durch nachhaltige Landnutzung: Fachtagung des Landesumweltamtes am 06.11.1996 - Tagungsbericht (1996)**
- Band 12 **Radioaktive Altlasten auf WGT-Flächen**  
Erfassung und Sanierung radioaktiver Belastungen auf ehemaligen WGT-Liegenschaften im Land Brandenburg - Studie (1996)
- Band 13/14 **Rieselfelder südlich Berlins**  
Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer/Gemeinsamer Abschlußbericht 1996 (1997)
- Band 15 **Die sensiblen Fließgewässer und das Fließgewässerschutzsystem im Land Brandenburg - Studie (1998)**
- Band 16 **Das Sommerhochwasser an der Oder 1997 - Fachbeiträge anlässlich der Brandenburger Ökologietage II - Studie (1998)**
- Band 17 **Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft - Leitbildentwicklung - Studie (1998)**
- Band 18 **Landschaftsökologische Untersuchungen an einem wiedervernäßten Niedermoor in der Nuthe-Nieplitz-Niederung - Studie (1998)**
- Band 19 **Umweltradioaktivität - Bericht 1998 für das Land Brandenburg (1999)**
- Band 20/21 **Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase und angrenzender Bereiche - Forschungsbericht 1999 (Anlagenband gesondert)**
- Band 22 **Schadstoffbelastung von Böden im Nationalpark „Unteres Odertal“ vor und nach dem Oderhochwasser 1997 - Studie 1999**

### Herausgeber:

Landesumweltamt Brandenburg (LUA)  
Berliner Straße 21-25  
14467 Potsdam  
Telefon: 0331/23 23 259 / Telefax:0331/29 21 08  
e-mail: infoline@munr-lua-p-b.brandenburg.de

Schutzgebühr je Band 15 DM, Doppelband 20 DM