

4.5 Wasser- und Schwebstoffqualität der Elbe

Aus bodenkundlicher Sicht ist die Veränderung des Nähr- und Schadstoffdargebots der Elbe von großem Interesse, da es bei Hochwasserereignissen im Vordeichsland zu Überflutungen und damit einhergehend zu einem Stoffeintrag in die Böden der rezenten Aue kommt. Die Kenntnis über die Höhe der Stoffkonzentrationen ist unabdingbar für die Prognose der Bodenentwicklung im Rahmen der Deichrückverlegung. Aus diesem Grund werden im folgenden die Meßdaten der ARGE ELBE (Meßstation Schnackenburg, Strom-km 474,5) der Jahre 1984 - 1998 bzw. 1986 - 1998 gezielt auf solche Parameter hin ausgewertet, die eine Bedeutung für den Stoffhaushalt der Böden haben.

Dargestellt wird der Konzentrationsverlauf allgemeiner Parameter und ausgewählter Nähr- und Schadstoffe sowohl im Elbwasser als auch in den frischen, schwebstoffbürtigen Sedimenten. Datengrundlage bilden 795 Wasser-Wochenmischproben und 156 Sediment-Mischproben. Letztere wurden in einem Sedimentationsbecken über einen Sammelzeitraum von jeweils einem Monat gewonnen. Die Analytik erfolgte mit gängigen Meßverfahren, welche ausführlich in den Jahreswerken der ARGE ELBE dokumentiert sind. Während für eine Bestimmung der Stofffrachten die Elementgesamtgehalte in den unfiltrierten Proben gebraucht werden, sind zur Kennzeichnung der Belastungssituation eines Gewässers die Gehalte im Schwebstoff bzw. Sediment in der metallbindenden Kornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ maßgeblich.

Nährstoff- und Spurenmetallkonzentrationen im Elbwasser

Die Nährstoff- und Spurenmetallkonzentrationen im Wasserkörper der Elbe sind in den letzten Jahrzehnten teilweise deutlich zurückgegangen, wobei die Verbesserung überwiegend in der Mitte bis Ende der achtziger Jahre stattgefunden hat. Aktuell sind z.T. wieder leicht ansteigende Werte festzustellen (s. Abb. A6 bis A8). Dieses spiegelt sich auch in den Jahresmittelkonzentrationen wider, die in den Tabellen A2 und A3 aufgeführt sind.

Der Abfluß am Pegel Schnackenburg beträgt über den dargestellten Beobachtungszeitraum von 15 Jahren durchschnittlich $550 \text{ m}^3/\text{s}$. Das absolute Maximum konnte mit $3290 \text{ m}^3/\text{s}$ im Frühjahr 1988 und der geringste Durchfluß mit $184 \text{ m}^3/\text{s}$ im August 1990 registriert werden. Die Wasserführung innerhalb des Meßzeitraumes (s. Kap. 4.4.1) ist als unterdurchschnittlich zu bezeichnen (1997: $498 \text{ m}^3/\text{s}$, 1998: $526 \text{ m}^3/\text{s}$).

Die Leitfähigkeit als Summenparameter gibt einen Anhaltswert über die im Wasser gelösten Ionen. Konzentrationsmaxima gehen einher mit den Niedrigwasserphasen, da das verdünnende Element des Niederschlagswassers abnimmt. Nach dem leichten Abwärtstrend, der in den Jahren 1990 ($1390 \mu\text{S}/\text{cm}$) bis 1993 ($930 \mu\text{S}/\text{cm}$) zu verzeichnen ist, hat sich die durchschnittliche

Leitfähigkeit in den letzten Jahren auf ungefähr 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ stabilisiert.

Die Sauerstoffganglinie ist in zwei Abschnitte zu unterteilen. War in der Zeit vor 1991 kein Meßwert oberhalb von 9 mg/l festzustellen, so sinkt er nachfolgend nicht mehr unter diese Marke ab. Sauerstoffminima mit Gehalten nahe 3 mg/l, die in den Jahren 1984 - 90 typischerweise im Spätsommer auftraten, bleiben seitdem aus, der Sättigungsgrad beträgt nahezu durchgängig über das gesamte Jahr $\geq 100\%$.

Einhergehend mit der Zunahme des Sauerstoffgehaltes ist ein deutlicher Rückgang des organischen Kohlenstoffs (TOC) im Elbstrom zu beobachten. Sind die Konzentrationen in den Jahren 1984 - 90 noch deutlich durch kommunale Einleitungen geprägt (Spitzenwerte bis 30 mg/l), zeichnet sich jetzt ein natürlicher Jahreszyklus mit einem biogen verursachten Maximum während der Sommermonate ab. Der Einfluß der Mikroflora und -fauna zeigt sich ab dem Jahr 1990 auch beim Parameter pH-Wert. Während zuvor nur in Ausnahmefällen pH-Werte oberhalb von 7,5 gemessen wurden, steigen diese seitdem regelmäßig während der Sommermonate aufgrund des verschobenen Kohlenstoffhaushaltes auf über pH 8,5 (kurzfristig sogar über pH 9,0) an. Es liegt dabei eine hohe Korrelation zu den TOC-Werten vor. Während in den Jahren 1984 - 90 ausreichende Kohlendioxid-Konzentrationen als Abbauprodukte der anthropogen eingeleiteten organischen Kohlenstoffverbindungen für den Bedarf der, aufgrund hoher Schadstoffgehalte dezimierten, autotrophen Organismen vorhanden waren, ist in den nachfolgenden Jahren ein Kohlendioxidmangel während der Sommermonate zu verzeichnen. Da ab einem pH-Wert von ca. 6,0 der Kohlenstoff im Wasserkörper nicht mehr als Kohlendioxid, sondern größtenteils als Hydrogencarbonat vorliegt und oberhalb von pH 8 sogar zunehmend als CO_3^{2-} , führt dessen Assimilation zur Freisetzung von Hydroxid-Ionen (Austausch von HCO_3^- bzw. CO_3^{2-} gegen OH^-), wodurch sich der pH-Wert des Wassers erhöht. Zusätzlich ist in der warmen Jahreszeit weniger CO_2 im Wasser gelöst als bei kühleren Temperaturen. Die dadurch fehlende Kohlensäure wird durch Hydrogencarbonat unter Protonenverbrauch nachgeliefert, was ebenfalls eine pH-Wert-Erhöhung nach sich zieht.

Befanden sich die Jahresmittelwerte der Gesamtgehalte an Phosphor im Elbwasser in den Jahren 1986 bis 1990 in einem Bereich von 0,5 - 0,7 mg P/l, sanken sie anschließend sprunghaft bis auf 0,2 mg P/l ab. In der Wasserphase stellt das Makro-Nährelement Phosphor somit keinen besonderen Belastungsparameter mehr dar, als Qualitätsziel in großen Fließgewässern gelten jedoch Phosphorkonzentrationen $\leq 0,1$ mg P/l. Ursachen für die Minderung sind im wesentlichen die Realisierung von Klärwerksneubauten und die Erweiterung bestehender Betriebe mit einer zusätzlichen Klärstufe für die Phosphatfällung. Möglicherweise ist auch der flächenhafte Eintrag aus der Landwirtschaft infolge von Betriebsschließungen geringer geworden. Als dritter Grund ist die Umstellung auf phosphatfreie Waschmittel zu nennen. Darüber hinaus kommt es vermutlich infolge der veränderten Redoxverhältnisse (O_2 -Anstieg) zu einer vermehrten

Ausfällung von Phosphat aus dem Wasser ins Sediment bzw. zu einer verminderten Rücklösung in den Wasserkörper.

Die Minderung der Gesamtstickstoffkonzentration ergibt sich vor allem aus den geringeren Ammoniumkonzentrationen. Lagen zu Jahresbeginn 1984 und 1985 noch Spitzenwerte über 5,0 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ vor, so ist zum Jahreswechsel 1996 / 97 letztmalig ein Gehalt von 1,4 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ festzustellen. Fortan ist es nicht mehr zu einer Überschreitung der 1,0 mg/l-Marke gekommen. Eine Begründung für den starken Rückgang liegt in der reduzierten Einleitung aus punktuellen sowie diffusen Quellen: Stickstoffverbindungen aus kommunalen Abwässern werden in Klärwerken zu Nitrat oxidiert und weiter zu elementarem Stickstoff denitrifiziert, welches in die Atmosphäre entweicht und somit dem System entzogen wird. Gleichzeitig sind die Einträge aus der Landwirtschaft aufgrund von Betriebsstillegungen zurückgegangen. Zudem ist davon auszugehen, daß die Abnahme der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration auf einer verstärkten Nitrifikation beruht. Diese Vermutung wird unterstützt durch die in den letzten Jahren erkennbare Braunfärbung frisch abgelagerter Sedimente, die für eine zunehmende Oxidation spricht. Lediglich während periodisch auftretender Hochwässer sorgen resuspendierte Schlämme für einen kurzzeitigen Anstieg der Ammoniumkonzentration. Im Gegensatz zur Ammonium- hat die Nitratkonzentration, ausgehend von einem Jahresmedianwert von 3,1 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ bis auf einen Maximalwert von 5,3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ im Jahr 1994 zugenommen. Niedrige Werte Mitte der achtziger Jahre lagen an der verminderten Nitrifikationsrate. Erst in der Folgezeit ist ein kontinuierlicher Rückgang, vor allem was die Höchstkonzentrationen betrifft, bis ins Jahr 1998 zu beobachten. Die Jahresmittelwerte haben dagegen nur leicht abgenommen (1991: 5,3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$, 1998: 4,4 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$). Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte zeigen typische jahreszeitliche Verläufe mit Minima im Sommer aufgrund biogener Fixierung.

Während die Eisenkonzentration im Flußwasser bis 1992 zumeist über 1000 $\mu\text{g/l}$ lag, wurden solche Werte in den darauf folgenden Jahren lediglich noch zu Spitzenzeiten erreicht. Für das Jahr 1998 lag sie bei 660 $\mu\text{g/l}$. Diese Minderung läßt sich nur zu einem gewissen Teil mit den veränderten Milieubedingungen (Anstieg des Redoxpotentials in Folge erhöhter Sauerstoffkonzentration und reduziertem Angebot an organischer Substanz) im Elbwasser begründen. Auch zu Zeiten, in denen der Sauerstoffsättigungsgrad deutlich niedriger war, ist es vermutlich nur in sehr geringem Maße zu einer Reduktion von dreiwertigem zu zweiwertigem Eisen gekommen. Zuvor hätte alles Nitrat zu Ammonium und Mn^{3+} zu Mn^{2+} umgesetzt werden müssen. Solche Konzentrationsverläufe sind aber nicht zu beobachten. Als weitere mögliche Prozesse, die den Rückgang erklären können, sind zum einen die Fällung von Eisenphosphaten (wodurch sich die Beziehung zwischen dem Rückgang des Eisens und des Phosphors im Wasser erklärt) und zum anderen die Bildung von metallorganischen Komplexen zu nennen.

Der Rückgang des Elementes Arsen in der Wasserphase ist vor allem in den Jahren 1984 - 87

festzustellen. Liegt der Medianwert 1984 noch bei 7,7 µg/l, fällt er bis auf 3,0 µg/l im Jahr 1987 ab. Dieses Niveau wird vier weitere Jahre gehalten. Im Anschluß an diese Niedrigphase steigen die Elementgehalte in den Jahren 1992 - 1994 erneut auf über 4,0 µg/l im Jahresdurchschnitt an. In diesen Zeitabschnitt fällt auch die höchste bisher in einer Wochenmischprobe festgestellten Arsenkonzentration (15,4 µg/l). Zeitgleich zu diesem Belastungsmaxima finden sich auch bei den Elementen Cadmium, Quecksilber, Blei und Zink Spitzenkonzentrationen, ein Hinweis auf eine gezielte Einleitung bzw. einen Störfall. Im Anschluß an die Maximalphase der Arsenbelastung zu Beginn der neunziger Jahre verringert sich das Durchschnittsniveau auf 3,3 bis 3,5 µg/l, wobei sich ein wasserstandsbedingter Zyklus abzeichnet. Da in den Sommermonaten die Wasserführung der Elbe zurückgeht, steigt bei konstant gehaltenen Einleitungsmengen die Arsenkonzentration, wie auch die der übrigen dargestellten Schadelemente, dementsprechend an.

Die Cadmium-Ganglinie ähnelt der des Arsens. Auch hier liegt die Phase des größten Schadstoffrückgangs, ausgehend von im Mittel 0,74 µg/l im Jahre 1984 bis auf 0,33 µg/l vier Jahre später (1988) in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre. Gegensätzlich ist allerdings, daß neben dem Extremjahr 1994 zusätzlich in drei weiteren Jahren (1985, 1987, 1995) auffällig hohe Konzentrationen (> 2,0 µg/l) in der Wochenmischprobe analysiert wurden. Seit 1996 sind aber keine Gehalte mehr oberhalb von 1,0 µg/l aufgetreten. Der Jahresdurchschnittswert pendelt seitdem zwischen 0,26 und 0,30 µg/l.

Beim Quecksilber ist die im Verhältnis zu den anderen Elementen stärkste Konzentrationsabnahme zu beobachten. Konnten während der Maximalphase (Medianwert 1985: 1,70 µg/l) noch relativ häufig Spitzenwerte über 2,0 µg/l analysiert werden, sind diese Konzentrationen in den folgenden Jahren nur noch in Ausnahmesituationen (1991 bzw. 1994) anzutreffen. Der Medianwert des Jahres 1998 weist mit 0,09 µg/l lediglich noch 1/20 der Quecksilberkonzentration auf, die Mitte der achtziger Jahre im Elbwasser vorlag.

Waren in den achtziger Jahren nur selten Blei-Konzentrationen < 5,0 µg/l im Wasserkörper festzustellen, befindet sich in den neunziger Jahren mit Ausnahme der Niedrigwasserphasen die Mehrheit der Meßwerte unterhalb dieser Marke. Der große Belastungsrückgang ist im Vergleich zu den drei bisher behandelten Elementen beim Blei allerdings ausgeblieben. Besonders auffällig ist das häufige Auftreten von Extremwerten (> 20 µg/l) in den Jahren 1988, 1990, 1991, 1994 und 1997.

Im Gegensatz zu den übrigen Elementen wurden die höchsten Zink-Konzentrationen nicht zu Beginn des Beobachtungszeitraumes, sondern erst in den Jahren 1986 - 90 analysiert. Ausgehend von einem Medianwert von 115 µg/l (1984) ist ein Anstieg auf 150 µg/l (1989) und ein nachfolgendes Abklingen bis auf Werte nahe den Ausgangskonzentrationen auszumachen. Im

letzten Aufzeichnungsjahr 1998 sank die Zink-Konzentration im Jahresdurchschnitt (Medianwert) auf einen historischen Tiefststand (50 µg/l). Neben den Belastungsspitzen in den Jahren 1987 - 1989 fällt wiederum das Jahr 1994 mit dem absoluten Höchstwert von 2860 µg/l auf.

Nährstoff- und Spurenmetallgehalte im Sediment

Auch im frischen, schwebstoffbürtigen Sediment ist ein deutlicher Rückgang der Nährstoff- und Spurenmetallgehalte zu verzeichnen (s. Abb. 13 und 14 sowie Tab. A4). Dieser ist allerdings gegenüber der Minderung im Wasserkörper erst zu Beginn bzw. in der Mitte der neunziger Jahre festzustellen. Zusätzlich zu dieser Phasenverschiebung ist auch die Amplitude zwischen kleinsten und größten Werten in den Feststoffproben im Verhältnis zu den Wasserproben nicht so ausgeprägt. Während die wöchentlich ermittelten Konzentrationen im Wasserkörper Belastungsspitzen direkt widerspiegeln (siehe Sommer 1994), reagieren die in monatlichem Abstand gewonnen Sedimentproben nur begrenzt auf kurzfristige Extremereignisse (s.u.).

Analog zu dem Rückgang in der Wasserphase geht auch der Gehalt an organischem Kohlenstoff im Sediment zurück. Lagen die Durchschnittswerte vor 1992 noch deutlich über 20 %, so hat sich die Zusammensetzung des Sedimentkörpers seitdem stark verändert. Seit Mitte 1991 übertreffen die TOC-Gehalte nur noch ausnahmsweise die 10 %-Marke, womit sich der Anteil mehr als halbiert hat. Ebenso haben sich die Gehalte an Phosphor und Stickstoff in den letzten Jahren deutlich vermindert. Allerdings liegen beide noch immer auf hohem Niveau, so daß durch den Eintrag der frischen, schwebstoffbürtigen Sedimente eine weitere Eutrophierung der Böden in der Aue stattfindet.

Als Ausnahme ist beim Eisengehalt in der Feststoffphase im Gegensatz zum gelösten Anteil ein leichter Gehaltsanstieg zu beobachten. Dies kann damit begründet werden, daß der Gehalt an organischem Kohlenstoff im Sediment stark zurückgegangen ist, und es somit zu einer relativen Anreicherung des bevorzugt in der Mineralfraktion gebundenen Eisens kommt. Zusätzlich hat sich aufgrund des angestiegenen Sauerstoffgehaltes das Redoxpotential dahingehend verändert, daß es nunmehr zu einer erhöhten Ausfällungsrate von Eisen aus der gelösten Form ins Sediment kommt.

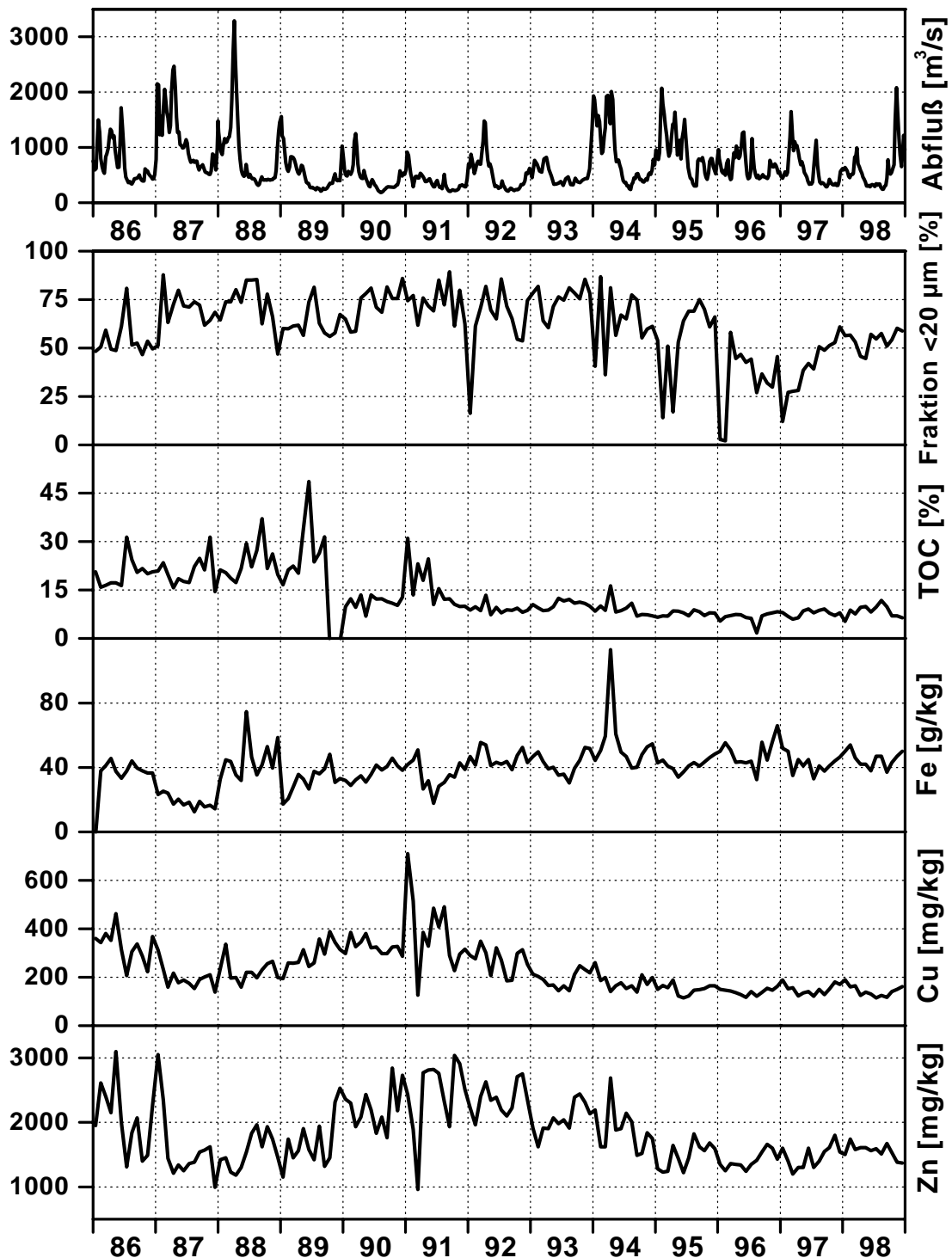


Abb. 13: Verlauf ausgesuchter Parameter (I) in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Spurenmittelgehalte in der Fraktion < 20 µm) am Pegel Schnackenburg in den Jahren 1986 - 1998 (Daten: ARGE ELBE)

Die Gehaltsverläufe der fünf in der Abbildung 13 dargestellten Elemente sind sowohl im Hinblick auf die Höhe als auch den Verlauf sehr unterschiedlich. Die geringsten Arsenwerte im frischen schwebstoffbürtigen Sediment der Elbe waren in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre festzustellen. In den neunziger Jahren folgte ein Konzentrationsanstieg bis zum bisherigen Höchststand (Medianwert 1994: 60,2 mg/kg). Anschließend gehen die Arsengehalte wieder zurück, ohne jedoch das Niveau des vorangegangenen Jahrzehnts zu erreichen. Im Gegensatz zu den Arsenkonzentrationen im Wasser (s.o.), sind in der Feststoffphase ab 1995 in den Wintermonaten, in denen die größten Wassermengen durch die Elbe abgeführt werden, die höchsten Werte festzustellen. Beim Cadmium schwanken die Meßwerte der einzelnen Monatsmischproben in den achtziger Jahren auf einem Level von 10 mg/kg nur geringfügig. Es folgt ein Konzentrationsanstieg bis zum Maximaljahr 1991 mit durchschnittlich 21,1 mg/kg Cd in der Fraktion < 20 µm. Seitdem ist nicht nur ein Rückgang in der Spannweite der Einzelmonate von ursprünglich 10 - 20 mg/kg auf 6 - 13 mg/kg zu beobachten, auch die Jahresdurchschnittskonzentration ist zurückgegangen (1994: 13,4 mg/kg, 1998: 9,1 mg/kg). Quecksilber ist, wie bereits in der Wasserphase, das Element mit dem höchsten prozentualen Konzentrationsrückgang. Wurden bis 1991 selten Proben mit Gehalten unter 20 mg/kg aus der Elbe entnommen, werden seit 1994 nicht mehr als 10 mg/kg analysiert. Im Jahresdurchschnitt beträgt der Wert von 1998, der einen historischen Tiefststand markiert (4,0 mg/kg), nur noch 1/10 des Wertes von 1987. Dieser eindeutige Trend ist beim Chrom dagegen nicht auszumachen. Ging die Sedimentbelastung in den Jahren 1986 - 88 zunächst zurück, stieg sie in den darauf folgenden drei Jahren bis auf das ursprüngliche Niveau von 450 mg/kg wieder an. In den anschließenden drei Jahren ist ein erneuter Rückgang zu verzeichnen. Seit 1995 schwankt die Chromkonzentration in den Elbsedimenten gleichbleibend in einem Bereich von 100 - 200 mg/kg. Die Blei-Konzentrationen variieren in den 156 Monatsmischproben ebenfalls zwischen 100 und 200 mg/kg. Lediglich zweimalig (Mai 1986, Januar 1991) wurde die Spanne über- und viermalig (Juli 1986, Dezember 1987, März 1991, Juli 1997) unterschritten. Der geringste Jahresdurchschnittswert ist für das Jahr 1995 datiert (145 mg/kg). Seitdem stieg die Bleikonzentration kontinuierlich bis 1998 auf 175 mg/kg an. Die Zinkgehalte im frischen schwebstoffbürtigen Sediment zeigen ihr Maximum (3000 mg/kg), nach einem Rückgang Ende der 80er Jahre, im Jahr 1991. In den Folgejahren ist eine Abnahme der Gehalte zu verzeichnen (s. Abb. 14). Die Kupferganglinie weist hohe Parallelen zu der von Zink auf. Nachdem es in den Jahren 1987 und 1988 zu einer Absenkung der Belastung, ausgehend von einer Mediankonzentration im Jahr 1986 von 340 mg/kg bis auf 190 mg/kg gekommen ist, stieg der Wert nachfolgend erneut auf über 300 mg/kg an. Die höchste Konzentration wurde mit 360 mg/kg im Jahr 1991 festgehalten. Anschließend ist ein Absinken bis auf 140 mg/kg für das Jahr 1998 zu beobachten.

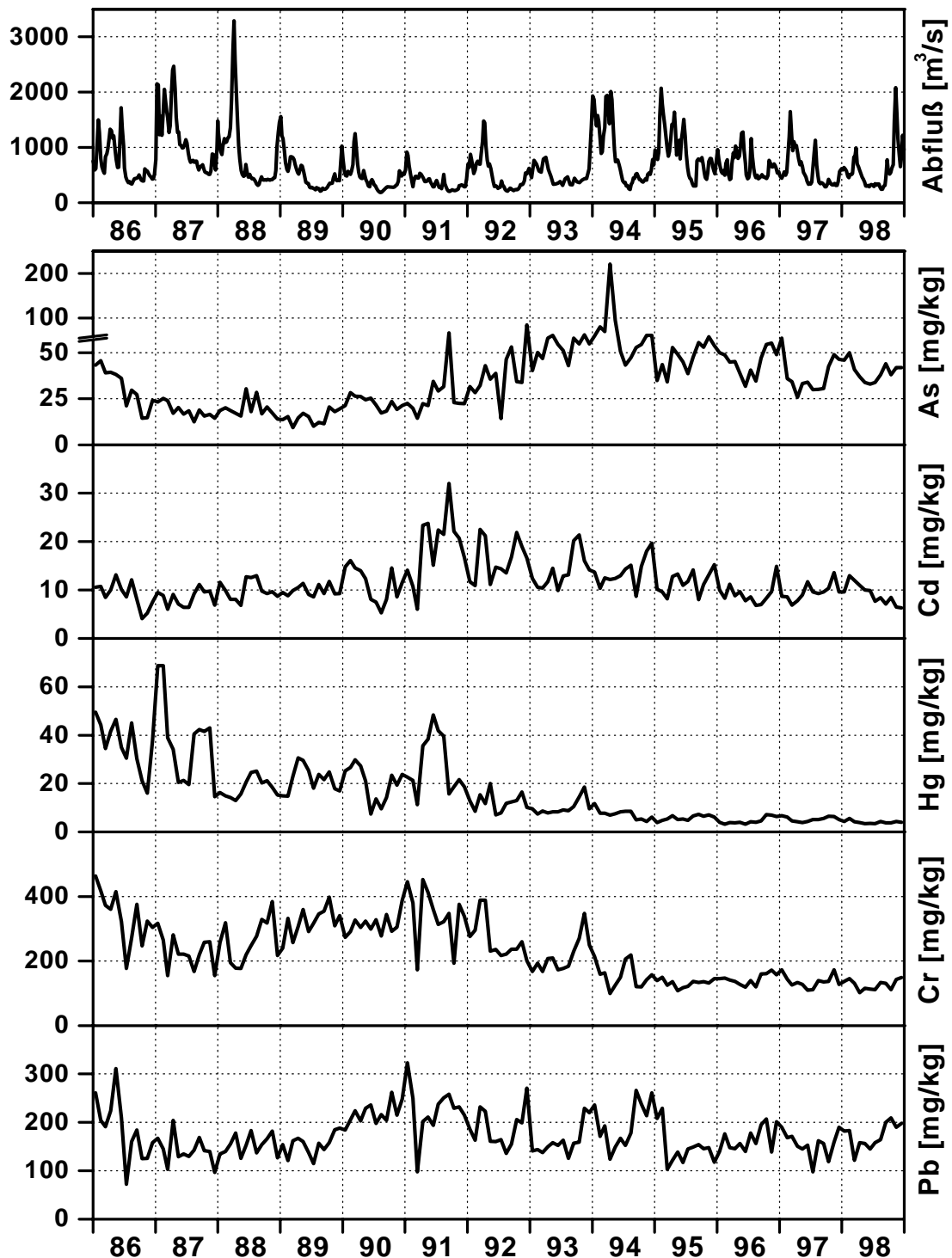


Abb. 14: Verlauf ausgesuchter Parameter (II) in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Spurenmittelgehalte in der Fraktion < 20 µm) am Pegel Schnackenburg in den Jahren 1986 - 1998 (Daten: ARGE ELBE)

Ohne die Kenntnis der natürlichen Hintergrundgehalte und der daraus ableitbaren anthropogenen Anreicherung ist die Nennung der Konzentrationsverläufe nur wenig aussagekräftig. Aus diesem Grund sind in der Tabelle A5 im Anhang unter anderem die geogenen Hintergrundwerte der Sedimente des Elbstroms nach ARGE ELBE [1997], PRANGE et al. [1997] sowie der Tongesteinstandard nach TUREKIAN & WEDEPOHL [1961] aufgeführt. Das voneinander abweichende Gehaltsniveau der aufgeführten Elemente begründet sich in dem unterschiedlichen Aufbereitungs- und Analyseverfahren (ARGE: naßchemische Analyse nach Königswasseraufschluß, PRANGE et al. [1997]: Neutronenaktivierung, siehe dazu auch GRÖNGRÖFT et al. [1998]).

Die geogenen Hintergrundwerte bilden die Grundlage für die Einstufung in die gängigen Bewertungssysteme für Gewässersedimente. Nach PRANGE et al. [1997] werden in Anlehnung an das sechsstufige Klassifizierungsschema von IRMER [1997] die nachfolgenden Stufen aus der Multiplikation des Hintergrundwertes mit dem Faktor 2 gebildet. Da die einzelnen Elemente aber unter den gegebenen Verhältnissen der Elbe (pH-Wert, Redoxspannung) eine unterschiedlich hohe Gefährdung für die Lebewesen darstellen, ist es notwendig, dieses Wissen bei der Klassifizierung zu berücksichtigen. Das System der ARGE ELBE basiert daher nur im Ansatz auf der rein mathematisch bedingten Gruppierung. Die einzelnen Klassengrenzen werden zusätzlich nach ökotoxikologischen Gesichtspunkten modifiziert. Da an dieser Stelle ausnahmslos Gehalte vorgestellt werden, die mit der von der ARGE ELBE bestimmten Aufbereitungs- und Meßtechnik gewonnen wurden, ist die Verwendung der geogenen Grundgehalte nach ARGE ELBE notwendig.

Die Tabelle A5 listet neben den Hintergrundwerten die Schadstoffkonzentrationen im frischen schwebstoffbürtigen Sediment am Pegel Schnackenburg des Jahres 1998 noch die Zielvorgabe (ZV), den Anreicherungsfaktor (AF) und die Eingruppierung in das Güteklassen-System (alle Angaben nach ARGE ELBE) auf. Es zeigt sich, daß im Jahr 1998 insbesondere für das Element Cadmium (AF = 30) aber auch für Zink (AF = 16) und Quecksilber (AF = 13) eine übermäßige anthropogen bedingte Elementanreicherung im Sediment stattgefunden hat. In der Belastungsreihe folgen Arsen, Blei und Kupfer. Im Gegensatz dazu liegen die Elementkonzentrationen von Nickel und Chrom nur vergleichsweise wenig oberhalb des natürlicherweise vorgegebenen Gehaltes. Nimmt man das Klassifizierungssystem der ARGE ELBE als Bewertungsmaßstab, so ist Zink mit der Güteklasse III-IV (sehr stark verschmutzt) als das Maluselement zu nennen. Es folgen Cadmium und Blei (Güteklasse: III - stark verschmutzt). Für die meisten der hier vorgestellten Elemente (Hg, As, Cu, Cr, Ni) liegt die Güteklasse II-III (kritisch belastet) vor.

Die Belastung der Elbe und ihrer Sedimente ist seit Beginn der neunziger Jahre elementspezifisch z.T. erheblich zurückgegangen. Trotz der starken Abnahme der mittleren jährlichen Elementkonzentration im Wasserkörper, besonders bei den Parametern TOC (auf weniger als die

Hälfte), Gesamtphosphor (auf knapp 1/3), Gesamtstickstoff (auf 2/3) und Ammonium (auf 2 % des Wertes von 1985) bei gleichzeitiger Zunahme von Sauerstoff und Nitrat, ist der Nährstoffstatus der Elbe jedoch allgemein weiterhin als hoch zu betrachten. Auf der Schadstoffseite ist besonders auf den Rückgang der Spurenelementkonzentrationen im Wasserkörper von minimal 44 % (Pb) bis maximal 93 % (Hg) hinzuweisen. Da die Konzentrationen im Wasserkörper zu einem großen Teil die Gehalte im Sediment beeinflussen, finden sich hier ähnlich Verläufe, wenngleich zeitversetzt und auf niedrigerem Niveau. Entgegen der Nährstoff- wird die Schadstoffsituation in der Elbe nahezu ausschließlich von den Emissionen aus der industriellen Produktion bestimmt. Der flächenhafte, diffuse Eintrag tritt weit hinter dem Eintrag aus punktuellen Quellen zurück. Der größte Rückgang in der Schadstofffracht ist in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre aufgrund des, im Zuge eines geänderten Umweltbewußtseins vermehrten Einsatzes von Filtersystemen zu verzeichnen. Eine weitere Verminderung der Belastungssituation der Elbe bis heute erklärt sich durch den Anschluß der DDR an das Gebiet der Bundesrepublik und die Öffnung der Tschechischen Republik und damit einhergehend verbesserter Abwasserreinigungstechniken sowie einem allgemeinen Produktionsrückgang als Folge von Betriebsschließungen. Trotz der durch diese Maßnahmen eingeläuteten ökologischen Wende ist es zum Ziel, Elbwasser zur Bewässerung und vor allem frische Sedimente zur Düngung in der Landwirtschaft einzusetzen, wie es die IKSE wünscht, noch ein weiter Weg.

4.6 Klima und Witterung

Den folgenden Darstellungen liegen, soweit nicht anders angegeben, Daten der DWD-Stationen aus Lüchow, Dömitz sowie Lenzen zugrunde. Darüber hinaus finden Werte der von der Humboldt-Universität zu Berlin (Fachgebiet Nutztierökologie) im Untersuchungsgebiet betriebenen Wetterstation ‚Drei-Felder-Versuch‘ ebenso wie eigene Aufzeichnungen Berücksichtigung.

Zur Einschätzung des Witterungsverlaufes während einer Meßperiode ist es notwendig, die kurzfristigen Ereignisse gegenüber dem gebietstypischen langjährigen Mittel zu wichten. Da es in Lenzen erst seit 1994 eine vom DWD unterhaltene Wetterstation gibt, muß auf möglichst gering entfernte Stationen ausgewichen werden. Im nahen Umkreis befindet sich die ehemalige Station Dömitz, von der eine 50-Jahre beinhaltende Meßreihe (deren Beginn am Anfang des letzten Jahrhunderts liegt) zur Verfügung steht. Darüber hinaus liefert auch die Station Lüchow eine durchgehende Aufzeichnung seit Beginn des letzten Jahrhunderts. Allerdings befindet sich diese deutlich weiter entfernt vom Strom am südlichen Rand des Urstromtales auf der Niederterrasse nahe des Aufstiegs zur Geest. Differenzen zwischen den Stationen sowohl aufgrund von einsetzenden Klimaveränderungen innerhalb des letzten halben Jahrhunderts als auch aufgrund der unterschiedlichen räumlichen Gegebenheiten sind daher nicht auszuschließen.