

## 1. Einleitung

Seit vielen Jahren erstellen die Bundesländer Niedersachsen und Bremen regelmäßig Berichte und Karten über den Zustand der Gewässerqualität einschließlich der Teilabschnitte von Unter- und Mittelweser. Zum zweiten Mal nach 1993 wird nunmehr vom Senator für Bau und Umwelt Bremen mit Unterstützung der niedersächsischen Behörden ein aktualisierter länderübergreifender Bericht zur Situation an der Unterweser vorgelegt: Zusammengefasst in diesem Bericht sind die Messergebnisse beider Landesbehörden über Schadstoffgehalte und Wasserqualität des Flusses sowie die Überwachungsdaten relevanter Abwasser-Direkteinleiter bis zum Jahr 1999. Neu eingefügt wurde ein Kapitel 2 über die Geologie des Unterweserraumes. Kapitel 3, das die Unterweser in seiner historischen Entwicklung beschreibt, wurde überarbeitet. Das Kapitel 9 (Einzelbeiträge) umfasst einen Beitrag über die Schwermetallbelastung der Unterweserbiozönose und die Bilanzierung des TBT-Eintrages in die Bremerhavener Häfen.

Die Unterweser hat durch den Ausbau für die Schifffahrt und die durchgeführten Hochwasserschutzmaßnahmen in den vergangenen Jahrzehnten viel von ihrem natürlichen Charakter eingebüßt. Weitere, nicht unerhebliche Belastungen für das Ökosystem Fluss und seine Lebewesen treten durch Einleitungen von Abwässern aus Kläranlagen, Gewerbe- und Industriebetrieben, Kraftwerken, aber auch durch die Ableitung des Niederschlagswasser von befestigten Flächen, Straßen und Lagerplätzen auf. Einen großen Teil der Schmutzfracht, die in der Unterweser gemessen werden, bringt der Fluss bereits mit sich, wenn er in Hemelingen über das Wehr fließt. Sie stammt von den Abwassereinleitungen der Oberlieger.

Die Verschärfung der Umweltschutzgesetze, insbesondere der Wassergesetze des Bundes und der Länder in den vergangenen Jahren haben zu einer deutlichen Verbesserung der Wasserqualität der Weser beigetragen. Trotzdem werden auch heute noch erhebliche Mengen an Schadstoffen täglich in den Fluss und seine Nebengewässer eingeleitet. Es sind daher weitere Maßnahmen durchzuführen, die diese Schadstofffrachten reduzieren.

Ob diese Dokumentation über den Zustand der Unterweser in der vorliegenden Form noch einmal erscheint, ist unsicher. Durch die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft und den mit ihr verbundenen Berichtspflichten wird der Zustand der Unterweser zukünftig wahrscheinlich ausführlicher dokumentiert werden als es bisher freiwillig zu leisten war.

## 2. Die geologische Entwicklung des Wesertales und der Weser

Dr. HANSJÖRG STREIF, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 30655 Hannover

Geologisch lässt sich die Entwicklung der Weser über das gesamte, ca. 2,6 Millionen Jahre umfassende Zeitalter des Quartär zurückverfolgen. Charakteristisch für diesen erdgeschichtlichen Abschnitt sind wiederholte, rasch aufeinander folgende Klimaschwankungen mit deutlich ausgeprägten Kalt- bzw. Warmzeiten, die sich insbesondere auf den Eis- bzw. Wasserhaushalt der Erde ausgewirkt haben. In den Kaltzeiten der letzten 0,4 Mio. Jahre bildeten sich in Nordamerika und Skandinavien riesige, z.T. mehrere tausend Meter dicke Eisschilde, in denen große Niederschlagsmengen gebunden waren, was globale Absenkungen des Meeresspiegels um ca. 100 m zur Folge hatte. Während der Warmzeiten, deren Klimaverhältnisse annähernd den heutigen entsprachen, schmolz dieses Inlandeis ab, so dass der Meeresspiegel stieg und sich ungefähr auf sein gegenwärtiges Niveau einpendelte.

Diese klimatisch gesteuerten Prozesse prägten die Landschaftsentwicklung unseres Raumes auf vielfältige Weise (Tab. 2.1). Skandinavisches Eis breitete sich in der Elster-, Saale- und Weichsel-Kaltzeit in drei großen, durch kleinere Oszillationen untergliederten Schüben bis nach Norddeutschland aus. Es schuf dabei neue Landschaftsformen und hinterließ Grundmoränen-Decken aus Geschiebelehm oder Geschiebemergel. Seine Schmelzwässer schütteten mächtige, aus Sand und Kies bestehende Sedimentkörper auf oder setzten im Stillwasser tiefer Seebecken ihre aus Schluff und Ton bestehende Suspensionsfracht ab. Auch die aus Kies und Sand aufgebauten Flussterrassen sind überwiegend in Kaltzeiten entstanden. Dabei handelt es sich um meist einige Meter mächtige Sedimentkörper mit ebener Oberfläche, die an Talhängen in mehreren Terrassenstufen übereinander auftreten können bzw. den ebenen Talboden bilden. Das Ansteigen des Meeresspiegels in der Holstein- und Eem-Warmzeit sowie in der Nacheiszeit, dem Holozän, verkürzte die Unterläufe der Flüsse und gestaltete diese teilweise zu trichterförmigen **Ästuaren** um. Festlandsgebiete wurden überflutet und von Meeres-, Watt- bzw. Brackwassersedimenten überdeckt.

Älteste Zeugen der Weser-Flussgeschichte sind die vor der Elster-Kaltzeit, d.h. in der Zeitspanne zwischen ca. 2,6 und 0,4 Mio. Jahren vor heute (J.v.h.), aufgeschütteten Terrassenkiese und -sande. Ihre Relikte bilden im Talabschnitt zwischen Münden und Hameln sieben übereinander liegende Stufen, die zur Oberterrassengruppe zusammengefasst werden (ROHDE 1989, 1994, ROHDE & THIEM 1998). Ihnen entsprechen weit über hundert Meter mächtige, aus Sand und Schluff sowie dünnen Kohleflözen aufgebaute Delta-Ablagerungen, die durch Bohrungen im südlichen Nordseebecken nachgewiesen worden sind (SCHWARZ 1996, STREIF 1996).

Zeitabschnitte		Landschaftsräume, Formungsprozesse und Ablagerungen		
		Nordsee und Weserästuar	Ober- und Mittellauf der Weser	Geestgebiete
Holozän	Zeitenwende	Phase intensiver Dünenbildung auf den Ostfriesischen Inseln		Jüngere Generationen von Dünen, Verwehung von Flugsand
	700 v.Chr.	Beginn des Deichbaus um 1100 n. Chr.	Mittelalterlicher Auenlehm	Intensive Waldzerstörung durch Heidewirtschaft (Plaggeneisch)
11.560 J.v.h.	2000 v.Chr.	Regressive Phasen mit Torfbildung	Eisenzeitlicher Auenlehm	Beginnende Rodung, Zerstörung der natürlichen Vegetation
	6000 v.Chr.	Transgressive Phasen mit Ablagerungen von Watt- und Brackwassersedimenten	Bronzezeitlicher Auenlehm	Laubmischwälder
Weichsel-Kaltzeit	Jüngere Tundrenzeit	Rasche landwärtige Verschiebung der Küstenlinie	Entstehung der Flussrand-Dünen in den Tälern von Weser und Hunte	Verwehung von Flugsand, Dünenbildung
	Spätglazial		Bodenbildung, stellenweise Torfbildung	Podsolboden, Usselo-Horizont
	Ältere Tundrenzeit		Aufschüttungen von Flusssanden und Kiesen der <b>Jüngeren Niederterrasse</b> durch ein verwildertes Flusssystem	Verwehung von Flugsand, Dünenbildung, Entstehung von beschiebedecksand
	Hochglazial	Meeresspiegel-Tiefstand etwa 130 m unter dem heutigen Niveau	Starke Erosion im Bereich des Unterwesertales	Eiskeile, Fließerden, Brodelböden Eisvorstoß bis nach Hamburg
	Frühglazial	Regression, Meeresspiegel durchgehend mindestens 30 m tiefer als heute	Aufschüttung der <b>Älteren Niederterrasse</b>	Polarwüsten-Vegetation
117.000 J.v.h.				Tundren-Vegetation mit temporärer Bewaldung
Eem-Warmzeit		Beginnende Absenkung des Meeresspiegels		Bodenbildung, Ausbreitung von wärmeliebender Waldvegetation
128.000 J.v.h.		Meeresspiegel-Hochstand; randliche Überflutung heutiger Festlandsgebiete		
Saale-Kaltzeit	Warthe-Stadium	Meeresspiegel-Tiefstand	Aufschüttung der <b>Ältesten Niederterrasse</b>	Eisvorstoß über die Elbe bis in die Harburger Berge
	Jüngeres Drenthe-Stadium		Anlage des modernen Süd-Nord gerichteten Wesertales von der Porta-Westfalica über Bremen zur Nordsee	Zurückschmelzen des Eises
	Älteres Drenthe-Stadium		Das ursprüngliche Ost-West gerichtete Flusssystem verliert seine Funktion	Eisvorstoß bis an den Ostrand des Unterwesertales
Mindestens 230.000 J.v.h. ?			Aufschüttung der <b>Jüngeren Mittelterrasse</b>	Zerfall und Abschmelzen des Eises; Eisspalten zeichnen das spätere Talnetz vor
Holstein-Warmzeit		Meeresspiegel-Hochstand; Brackwasservorstoß bis an die ostfriesische Küste und in das Unterelbe-Gebiet		Bodenbildung, Ausbreitung von wärmeliebender Waldvegetation
Elster-Kaltzeit		Meeresspiegel-Tiefstand; zeitweilige Verbindung von skandinavischem und englisch-schottischem Inlandeis über die südliche Nordsee	Aufschüttung der <b>Älteren Mittelterrasse</b>	Sedimentation von "Lauenburger Ton", teilweise Auffüllung der tieferen Rinnen
			Aufschüttung der <b>Oberterrasse</b> , gemeinsames Ost-West gerichtetes Flusssystem von Elbe und Weser	Unter dem Eis abströmende Schmelzwässer schaffen ein System stellenweise 200 bis 500 m tief eingeschnittener Rinnen
Prä-Elster		Meeresüberflutungen im Nordseebecken während warmer Klimaphasen	Flussablagerungen eines Ost-West gerichteten Entwässerungssystems	Zweiter Eisvorstoß mit geringerer Reichweite
	2,6 Millionen J.v.h.			Erster Vorstoß von Inlandeis, maximale Eisausdehnung
				Mehrere Kalt- und Warmzeiten ohne Hinweise auf Eisbedeckung

Tab. 2.1: Landschaftsräume, Formungsprozesse und Ablagerungen im Bereich der Weser sowie in den angrenzenden Räumen.

Im Verlauf der **Elster-Kaltzeit** breitete sich wohl erstmalig Inlandeis aus Skandinavien bis nach Norddeutschland aus und hinterließ seine Moränenablagerungen. Gleichzeitig wurden unter dem Eis tiefe Schmelzwasserrinnen geschaffen, die noch während dieser Kaltzeit größtenteils wieder von Sand und Kies sowie von feinkörnigen Beckenablagerungen - „Lauenburger Ton“ - verfüllt worden sind. Bis zu diesem Ereignis floss die Weser, wie charakteristische Geröllkomponenten der Oberterrassen-Ablagerungen (Tab. 2.1) zeigen, von Hameln aus in nordöstlicher und östlicher Richtung in das heutige Leinetal bei Elze und weiter nach Norden bis Hannover bzw. Wedemark. Dort schwenkte die Weser nach Westen und vereinigte sich im Raum westlich Nienburg mit einem weiteren Flusslauf, der Anschluss an das heutige Einzugsgebiet der Elbe hatte (ROHDE 1994: Abb. 1, CASPERS et al. 1995: 30 f.). Der weitere Verlauf dieses vereinigten Flusssystemes dürfte über das Emsland und die Niederlande zur Nordsee geführt haben.

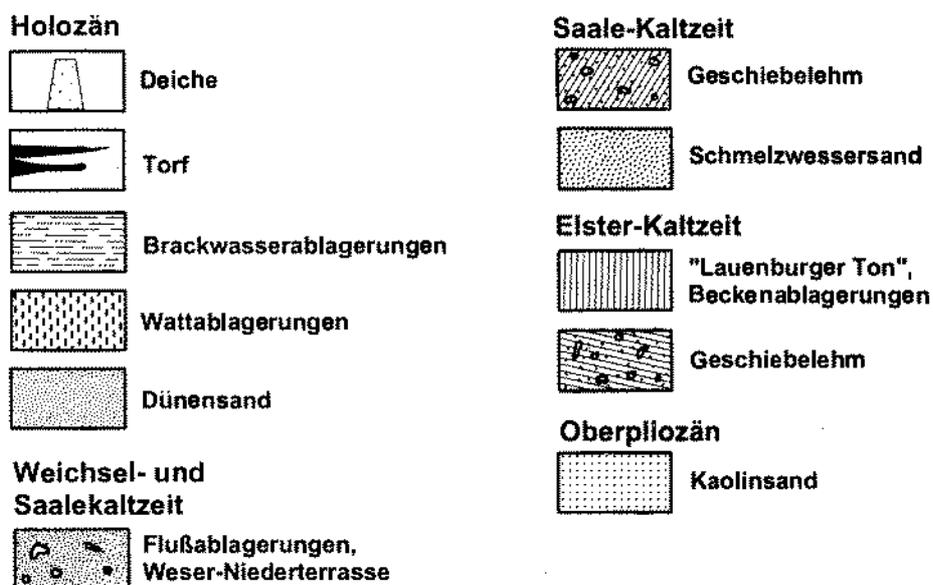
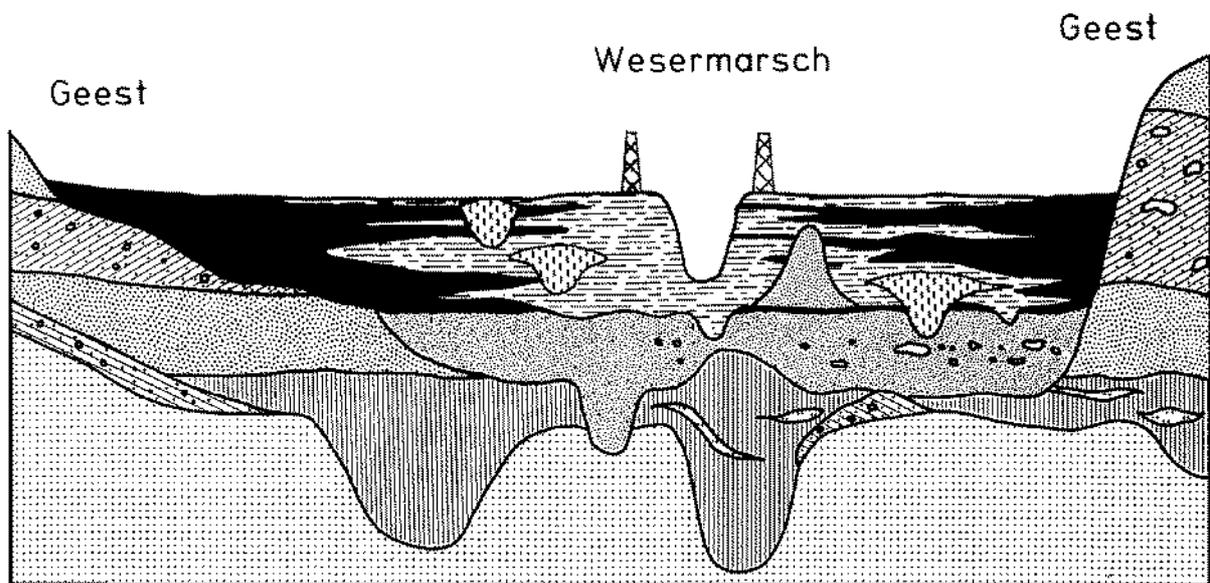
Der Eisvorstoß der Elster-Kaltzeit drang bis in die Randgebiete der Mittelgebirge ein, versperrte dabei den ursprünglichen Weserlauf und lenkte den Fluss bei Hameln nach Westen ab. Nach dem Rückzug des Elster-Eises abgelagerte Flusssande und -kiese der Älteren Mittelterrasse (Tab. 2.1) markieren diesen neuen Weserlauf von Hameln über Rinteln und durch die Porta Westfalica. Nördlich dieser Engstelle sind seine Sedimente unter jüngerer Bedeckung flächenhaft verbreitet (ROHDE 1994: Abb. 1.1).

Während der **Holstein-Warmzeit** haben im Wesertal keine bedeutsamen Formungsprozesse stattgefunden. Aus dieser Klimaphase sind bislang auch keine nennenswerten Ablagerungen bekannt.

Drastisch umgestaltet wurde der Weserlauf in der **Saale-Kaltzeit**. Zu Beginn dieser Kaltzeit wurden in dem elsterzeitlich angelegten Flusssystem mächtige Kiesablagerungen der Jüngeren Mittelterrasse aufgeschüttet (Tab. 2.1), wobei sich nördlich der Porta Westfalica zwei räumlich voneinander getrennte Flussläufe abzeichnen. Einer zieht am Nordrand des Wiehengebirges entlang nach Westen; der andere führt ein Stückweit nordwärts, bevor er im Raum südlich Uchte ebenfalls in eine westliche Richtung umschwenkt (ROHDE 1994: Abb. 1). Wie die älteren fluviatilen Terrassen, lassen sich auch die Ablagerungen der Jüngeren Mittelterrasse über das Emsland und die Niederlande Richtung Nordsee verfolgen. Die nördliche Verbreitungsgrenze von Flussablagerungen der beschriebenen Weserläufe (Oberterrasse sowie Ältere und Jüngere Mittelterrasse) markiert die „MAARLEVELD'sche Linie“, die sich von Nienburg über Vechta bis Haren und in die Niederlande verfolgen lässt (MAARLEVELD 1954, ROHDE 1994, NIEDER-SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1995).

Einschneidende Umgestaltungen brachte der Eisvorstoß im frühen Drenthe-Stadium mit sich (Tab. 2.1). Er schuf die bis 150 m hohen Endmoränenwälle der Rehburger, Dammer und Fürstenauer Berge, in denen das Eis präquartäre Schichten (Tertiär und Kreide), Schmelzwassersande, aber auch Weserschotter zusammengepresst und aufgestaucht hat (MEYER 1986: Abb. 1, CASPERS et al. 1995). Bei diesem Eisvorstoß wurden auch die ausgedehnten Plateaus der Geestlandschaft westlich und östlich von Mittel- und Unterweser geschaffen, die aus dem sandigen bis tonigen steineführenden Material der Grundmoräne (Geschiebelehm, Geschiebemergel) der Gletscher aufgebaut sind (Abb. 2.1, Tab. 2.1). Diese Vorgänge engten den vormaligen Flusslauf der Weser sehr stark ein und führten dazu, dass sich die Schmelz- bzw. Flusswässer beim Abschmelzen des Eises einen neuen Abfluss nach Norden suchten (MEYER 1986).

Damit wurde das ursprünglich Ost-West gerichtete Entwässerungssystem endgültig aufgegeben und die Strukturen des heutigen Weserlaufs vorgezeichnet.



**Abb. 2.1: Schematischer geologischer Schnitt durch die pleistozänen und holozänen Ablagerungen im Unterwesergebiet**

Nach einer kurzen Rückschmelzphase rückte das Eis im jüngeren Drenthe-Stadium erneut vor, wobei sein Rand unweit östlich der heutigen Unterweser zu liegen kam (Tab. 2.1). Dieser neuerliche Vorstoß stauchte die Wälle der Altenwalder bzw. Lamstedter Endmoränen auf, die von Cuxhaven nach Süden bzw. Südosten verlaufen (MEYER 1986, NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1995). Das am Eisrand austretende Schmelzwasser sammelte sich im Breslau-Magdeburg-Bremer Urstromtal (MEYER 1983) und schuf dabei eine Erosionsrinne, die den heutigen Verlauf des Allertales sowie des Wesertales von Nienburg über Verden und Bremen bis Bremerhaven bestimmt.

Im Warthe-Stadium, dem jüngsten Abschnitt der Saale-Kaltzeit (Tab. 2.1), lag der Eisrand noch weiter im Osten. Er verlief von den Harburger Bergen bei Hamburg über den Wilseder Berg zum Rand des Uelzener Beckens (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1995), wobei das Eis und dessen Schmelzwässer ihren unmittelbaren Einfluss auf die Gestaltung des Wesertales verloren hatten. Flusssande und -kiese aus dieser Entwicklungsphase bilden die Jüngere Mittelterrasse bzw. Ältere Niederterrasse, die sich von der Oberweser bis zur Mittel- und Unterweser verfolgen lassen (ROHDE & THIEM 1998, MEINKE 1992, 1995, STREIF 1993, 1998, BARCKHAUSEN 1995).

Im Verlauf der **Eem-Warmzeit**, die zeitlich zwischen 128 000 und 117 000 J.v.h. einzustufen ist (Tab. 2.1), stieg der Meeresspiegel und überflutete die Nordsee Teile des heutigen Festlandes (STREIF 1990: Abb. 5). In Ostfriesland existierte zeitweilig ein Wattenmeer mit Inseln und Buchten, dessen Küstenverlauf weitgehend dem heutigen entsprach; zwischen Weser und Elbe bestand dagegen eine weit ins Binnenland reichende Wattbucht (HÖFLE et al. 1985: Abb. 1.1). Da Ablagerungen dieses eemzeitlichen Wattenmeeres westlich und östlich der Wesermündung flächenhaft verbreitet im Niveau unterhalb von NN -7 m vorkommen, wäre zu erwarten, dass sie auch im Unterwesertal auftreten. Trotz intensiver geologischer Untersuchungen wurden sie dort bislang jedoch nicht gefunden. Dies spricht dafür, dass es nach dem Ende der Eem-Warmzeit in diesem Talabschnitt zu starker Erosion und einer flächenhaften Ausräumung älterer Sedimente gekommen ist.

Während der **Weichsel-Kaltzeit**, die insgesamt den Zeitabschnitt von 117 000 bis 11 560 J.v.h. umfasst, ist das skandinavische Eis nur in der kurzen Zeitspanne zwischen 22 000 und 18 000 J.v.h. bis nach Norddeutschland vorgestoßen (Tab. 2.1). Bei seiner maximalen Ausbreitung verlief der Eisrand in Nord-Süd-Richtung durch das östliche Schleswig-Holstein. Im Hamburger Raum reichte er nahe an die Elbe heran und zog sich von dort ostwärts durch das Gebiet südlich von Schwerin bzw. des Plauer Sees bis in die Priegnitz. Dort schwenkte er nach Südwesten um Richtung Havelberg. In diesem Entwicklungsstadium sammelten sich die Schmelzwässer im Elbetal und flossen nach Nordwesten ab.

Der Meeresspiegel lag damals ca. 130 m tiefer als heute, und die Nordsee hatte sich weit nach Norden zurückgezogen (Tab. 2.1), so dass sie nur mit einem schmalen Ausläufer bis in das Gebiet ca. 250 km nördlich der Doggerbank reichte (JELGERSMA 1979). Das umliegende Flachland, das im Westen vom englisch-schottischen und im Osten vom skandinavischen Inlandeis begrenzt war (CAMERON et al. 1993), lag dabei im Einflussbereich eines Periglazialklimas. Der Boden war tiefgründig gefroren, taute nur während sommerlicher Warmphasen von seiner Oberfläche her einige Dezimeter tief auf und trug eine Polarwüsten- bzw. Tundravegetation. Die Flüsse Ems, Weser, Elbe und Eider bildeten in dieser Phase ein zusammenhängendes Flusssystem, das sich südwestlich an Helgoland vorbei zur Weißen Bank und von dort östlich der Doggerbank nach Norden erstreckte (FIGGE 1980, STREIF 1996).

Unter den geschilderten Bedingungen wurden im Wesertal zwei weitere Sedimentkörper der Niederterrasse aufgeschüttet (Tab. 2.1), deren Entstehung in die Weichsel-Kaltzeit einzustufen ist (MEINKE 1992, 1995, ROHDE & THIEM 1998: 92). Diese Terrassenablagerungen nehmen den tieferen Teil einer durch Erosion geschaffenen Hohlform ein, die bei Achim ca. 11 km breit ist und sich im Flussabschnitt Vege-sack-Farge auf 8 bis 10 km verengt. Der nördlich anschließende Teil des Wesertales hat, wie in Abbil-

dung 2.1 dargestellt, einen ausgesprochen asymmetrischen Querschnitt. Die westliche Talflanke ist flach geneigt, besitzt ein wellig-hügeliges Relief und ist vollständig von jüngeren Küstenablagerungen überdeckt. Der Ostrand dagegen tritt im Gebiet von Uthlede und Stotel als auffälliger, ca. 10 m hoher Steilhang in Erscheinung. Dieser durch Flusserosion geschaffene, in Schmelzwasser- und Grundmoränen-Ablagerungen der Elster- bzw. Saale-Kaltzeit eingeschnittene Steilhang setzt sich unter den jüngeren Küstenablagerungen bis ca. 12 m Tiefe fort und hatte somit ursprünglich eine Höhe von über 20 Metern (Abb. 2.1). Die Asymmetrie des Tales spricht dafür, dass der Stromstrich der Weser gegen Ende der Weichsel-Kaltzeit in der Nähe des östlichen Talrandes gelegen haben muss, wo er die frischen Erosionsformen geschaffen hat.

Südlich von Bremen bestehen die Niederterrassen-Ablagerungen überwiegend aus Kies, nördlich davon herrscht dagegen sandiges bis feinkiesiges Material vor. Stellenweise sind darin große Steine und Findlinge anzutreffen, die z.T. in Lagen angereichert vorkommen aber auch einzeln eingebettet sind. Hierbei handelt es sich um Geschiebe, die aus eiszeitlichem Moränenmaterial ausgewaschen, mehr oder weniger an Ort und Stelle abgesunken bzw. vom Fluss nur über kurze Distanzen transportiert worden sind (Abb.2.1). Die Basisfläche dieses Sedimentkörpers hat ein unruhiges Relief. Im Raum Bremen schwankt die Basisfläche der dort als Wesersande bezeichneten Ablagerungen zwischen NN und NN -25 m (ORTLAM & SCHNIER 1980: 12, ORTLAM & WESEMANN 1993). Bei Nordenham - Bremerhaven dagegen erreicht sie Tiefen um NN -40 m (PREUSS 1979: Abb. 4, MEINKE 1992, 1995). Die Oberfläche der Niederterrasse ist nahezu eben. Sie taucht unweit südlich von Bremen unter die jüngeren Küstenablagerungen ab und lässt sich mit einem Gefälle von 0,17 ‰ über die ca. 65 km lange Strecke bis Bremerhaven verfolgen, wo sie bei NN -12 bis -15 m anzutreffen ist (PREUSS 1979, STREIF 1993, 1998, BARCKHAUSEN 1995). Eingesenkt in diese Oberfläche sind 4 bis 5 m tiefe Rinnen, die als vormalige Flussrinnen überwiegend einen langgestreckt bogigen Verlauf haben, z.T. aber auch typische Mäander erkennen lassen.

Zu den Landschaftselementen der Flusstäler gehören auch Dünen, die in der ausgehenden Weichsel-Kaltzeit und im frühesten Holozän auf der Oberfläche der Niederterrasse aufgeweht worden sind (Abb. 2.1, Tab. 2.1). Sie bilden unmittelbar östlich des ehemaligen Hauptstromes einen schmalen, stellenweise aber 10 bis 12 m hohen Dünenzug (PREUSS 1979). Seine Position macht deutlich, dass zur Zeit der Dünenbildung die vorherrschenden Winde - ebenso wie heute - aus dem westlichen Sektor geweht haben. Im weiteren Verlauf der Erdgeschichte wurden die Dünen vollständig oder teilweise von Küstenablagerungen überdeckt, so dass ihre höchsten Erhebungen heute z.T. inselartig über die Marschenlandschaft aufragen. Bekanntestes Beispiel einer solchen Aufragung ist die Bremer Düne, die, als überflutungssichere Hochlage in unmittelbarer Nähe der Weser, den ursprünglichen Siedlungskern der Stadt bildete. Weitere Beispiele sind Dünenaufragungen in der Marsch bei Aschwarden östlich der Unterweser (PREUSS 1979) sowie der Holler Sandberg südöstlich der unteren Hunte.

Der mit dem Weichsel-Spätglazial ab 18 000 J.v.h. einsetzende und im **Holozän** fortdauernde Temperaturanstieg führte zu einem Ansteigen des Meeresspiegels (Tab. 2.1). Über eine „ertrinkende“ Landschaft hinweg verschob sich die Küstenlinie rasch landwärts und damit auch höher. Um ca. 10.000 J.v.h., als der Meeresspiegel das -65 m Niveau überschritt, drangen erste Brackwasserüberflutungen zwischen der englischen Ostküste und der Doggerbank hindurch von Norden her ins südliche Nordseebeckens ein

(JELGERSMA 1979, EISMA et al. 1981). Dort entwickelte sich zwischen 9000 und 8000 J.v.h. ein ausgedehntes Wattenmeer (EISMA et al. 1981, CAMERON et al. 1993). Um 8300 J.v.h. öffnete sich über den Ärmelkanal eine weitere Verbindung zum Atlantik, und spätestens ab 7000 J.v.h. herrschten im gesamten südlichen Nordseebecken marine Ablagerungsbedingungen. Die Überflutung verlief zeitweilig sehr rasch. So erreichte die Rate des Meeresspiegel-Anstieges zwischen 8600 und 7100 J.v.h. einen durchschnittlichen Betrag von 2,1 m pro Jahrhundert. Relikte von Torf, Brackwasser- und Wattablagerungen, die aus dieser Phase erhalten geblieben sind, belegen, dass die Moore, Brackwassergebiete und Watten durch „Höherwachsen“ eine Zeitlang mit diesem Meeresspiegel-Anstieg Schritt halten konnten, bevor sie endgültig überflutet wurden.

Um ca. 8500 J.v.h. erreichten erste Brackwasservorstöße das Vorfeld der Ostfriesischen Inseln und Watten (HANISCH 1980, STREIF 1990). Mit dem weiteren Steigen des Nordseespiegels um ca. 25 m wurde die bis dahin bestehende wellig-kuppige, dicht bewaldete und teilweise von Mooren bedeckte Geestlandschaft überflutet und durch junge Küstensedimente überlagert. Der dabei aufgeschüttete Sedimentkörper nimmt im niedersächsischen Küstenraum ein durchschnittlich 10 bis 20 km breites Areal ein, reicht aber an der Unterweser ca. 80 km weit ins Binnenland. An seinem seewärtigen Rand ist dieser Körper bis ca. 35 m dick und wird dort stellenweise zusätzlich von den bis 25 m hohen Inseldünen überlagert. In landwärtiger Richtung nehmen die Mächtigkeiten allmählich ab, bis die holozänen Küstenablagerungen gegen die Geest auskeilen bzw. in Auenablagerungen der Flusstäler übergehen (Tab. 2.1).

Seeseitig besteht der **Akkumulationskeil** vorwiegend aus Fein- und Mittelsand, der unter Einfluss von Seegang und Brandung im Strandbereich bzw. unter Tidedrömungen in Wattrinnen abgelagert worden ist. Landwärts davon sind Feinsand-, Schluff- und Ton weitflächig verbreitet, die unter Gezeiteneinfluss in geschützten Watten sowie im Salz-Süßwasser-Mischungsbereich vormaliger Buchten, Lagunen und Flussmündungen zum Absatz gelangten. Dieses klastische Material, das aus der Nordsee bzw. aus den Flüssen stammt und somit von außen in den Küstenraum eingefrachtet worden ist, macht 90 Volumen-% des holozänen Akkumulationskeils aus. Die restlichen 10% bestehen aus Torfen, d.h. sedimentären organischen Bildungen der an Ort und Stelle gewachsenen Moore (HOSELMANN & STREIF 1997, 1998). Torfe treten im Küstenraum an der Basis der tonig-schluffigen Küstensedimente auf bzw. sind oft in mehreren Lagen übereinander in diese eingeschaltet. In machen Teilen der Marschlandschaft stehen Torfe auch an der Geländeoberfläche an. Generell nimmt der Torfanteil von See in Richtung auf das Hinterland der Geest zu, wobei sich dünne Torflagen zu mächtigeren Schichten bzw. durchgängigen, oft mehrere Meter dicken Torfpaketen vereinigen.

Die holozäne Landschaftsentwicklung des Wesermündungsgebietes nahm folgenden Verlauf (HÖFLE 1976, PREUSS 1979, STREIF 1993, 1998 und BARCKHAUSEN 1995). In der ausklingenden Weichsel-Kaltzeit und im Holozän breitete sich auf der Oberfläche der Weser-Niederterasse Waldvegetation aus, wobei zunächst lockere Birkenbestände, anschließend Kiefernwälder und später dichte Laubmischwälder aufeinander folgten (Tab. 2.1). Intensive Bodenbildungsprozesse hinterließen Relikte, die an der Grenzfläche zwischen pleistozänen und holozänen Sedimenten häufig in Form charakteristischer Bodenhorizonte eines fossilen Podsoles auftreten. Feuchte Stellen des weitflächig ebenen Talbodens begünstigten Moor-

wachstum, das lokal bereits um 12.000 J.v.h einsetzte, sich aber erst ab 8000 J.v.h. flächenhaft ausbreitete und in der Folgezeit auf immer höher liegende Landschaftsteile übergriff.

Erste Meeres- bzw. Brackwasserüberflutungen machten sich im Wesermündungsgebiet um 8000 J.v.h. bemerkbar (Tab. 2.1). Zunächst gerieten dabei die in die Niederterrassen-Oberfläche eingetieften Rinnen unter Gezeiteneinfluss und wurden erosiv überprägt, vertieft und erweitert. Beim weiteren Ansteigen des Meeresspiegels griffen die Überflutungen über die Rinnenränder hinaus. Damit gelangten weite Flächen unter Gezeiteneinfluss, und das bisher existierende Flusstal wurde schrittweise zum heutigen Ästuar bzw. zur Marschenlandschaft umgestaltet. Über der "ertrinkenden" Landschaft wurde dabei eine komplex aufgebaute, in Abbildung 2.1 dargestellte Abfolge von Küstensedimenten abgelagert, die bei Nordenham-Bremerhaven Mächtigkeiten von durchschnittlich ca. 15 m erreicht, im Bereich ehemaliger Fluss- bzw. Gezeitenrinnen aber bis 25 m mächtig ist.

Frühere Mündungsarme der Weser und größere Tiderinnen sind durch einen erhöhten Anteil von Mittel- und z.T. Grobsand gekennzeichnet. Bei diesen groben Komponenten handelt es sich um Pleistozänmaterial, das durch Tideströmungen erodiert, umgelagert und resedimentiert worden ist. Seitlich außerhalb dieser relativ schmalen und höher energetischen Sedimentationsräume liegen ausgedehnte Areale, in denen sich feinkörnige Watt- und Brackwassersedimente mit Torfen verzahnen. Die Wattsedimente (Abb. 2.1) sind überwiegend feinsandig bis schluffig und stets kalkhaltig. In der Regel zeigen sie typische Schichtungsmerkmale des Gezeitenbereichs, wie z.B. Rippel- und Flaserschichtung bzw. auch Wühlgefüge, die von im Wattboden lebenden Tieren hinterlassen worden sind. Häufig enthalten diese Sedimente auch Muschelschalen, Schneckengehäuse und Seeigelstacheln, Reste von Faunen, wie sie auch für das heutige Wattenmeer charakteristisch sind.

Unter dem Sammelbegriff Brackwasserablagerungen (Abb. 2.1) werden Sedimente zusammengefasst, die in verschiedenartigen Bildungsräumen der Salz-Süßwasser-Mischungszone abgesetzt worden sind. Weit verbreitet kommen schluffig-tonige Sedimente vor, die geringe Kalkgehalte aufweisen bzw. teilweise auch kalkfrei sind. Hierbei handelt es sich um Ablagerungen des offenen tidebeeinflussten Brackwassers. In geringerer Wassertiefe, bei höheren Süßwasseranteilen und schwachem Tideeinfluss bildeten sich tonig-schluffige, meist kalkfreie Sedimente, die mehr oder weniger dicht von Wurzeln, Wurzelstöcken und Stengeln des Schilfrohrs durchsetzt sind. Ihre Ablagerungsräume hat man sich als flache Lagunen bzw. Buchten vorzustellen mit Salzgehalten von weniger als 1% und lockeren bis dichten Schilfbeständen. Derartige lagunäre Sedimente sind vor allem im nördlichen Teil der Wesermarsch verbreitet (PREUSS 1979, STREIF 1993), während sie im Raum südlich von Rodenkirchen geringere Verbreitung haben. In diesem südlichen Bereich kommen vorwiegend Sedimente vor, die in ehemaligen Auenwäldern abgelagert worden sind, die ursprünglich beiderseits der Weser weitflächig verbreitet waren (PREUSS 1979, SCHUBERT 1987, BARCKHAUSEN 1995). Dabei handelt es sich überwiegend um schluffig-tonige, teilweise auch feinsandige Ablagerungen, in die zahlreiche Holzreste - Äststücke und Wurzelstöcke - sowie Blätter und Früchte eingebettet sind. Ihr Ablagerungsraum umfasste sowohl die höher gelegenen Uferwälle der Weser und deren Nebenflüsse als auch die landwärts anschließenden, tiefer gelegenen und feuchteren Areale, die durch Baumbestände der Hartholzaue bzw. der Weichholzaue gekennzeichnet waren (BEHRE 1985). In enger Beziehung dazu stehen auch Mudden, organische Weichsedimente, die unter Süßwas-

serbedingungen in stehenden oder langsam fließenden Altwässern abgelagert worden sind. Sandige Sedimente dagegen liefern Hinweise auf erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten in Fluss- bzw. Tiderinnen des Süßwasser-Gezeitenbereichs.

Seitlich verzahnen sich diese beschriebenen Sedimente z.T. intensiv mit Torfen (Abb. 2.1), wobei in der Wesermarsch bis zu sieben übereinander liegende Torfeinschaltungen in den klastischen Küstensedimenten vorkommen (Abb. 2.1). Derartig intensive Verzahnungen sind typisch für die ausgedehnte Marschenlandschaft zwischen Bremerhaven und Elsfleth. Im Bereich der Außenweser sowie im engen Talabschnitt zwischen Berne - Blumental und Bremen sind Torfvorkommen dagegen auf schmale Randzonen beschränkt, während die Mitte des Ästuars vorwiegend von klastischen Sedimenten eingenommen wird. Unter den Torfen dominieren Schilftorf, Seggentorf und Bruchwaldtorf. Neben diesen Niedermoor-Varietäten kommt aber auch Hochmoortorf vor, der im Sehestedter Moor, Schweier Moor, Rönneemoor, Rüdeshausener Moor und Hammelwarder Moor weit verbreitet ist. Die intensive Verzahnung von Torflagen mit klastischen Sedimenten ist ein Indiz dafür, dass sich die Grenzen des marinen bzw. limnisch-semiterrestrischen Milieus im Verlauf des Holozän wiederholt um einige Kilometer land- bzw. seawärts verschoben hat. Zu weitflächiger Vermoorung ist es dabei um 4800 J.v.h., 3700 J.v.h. und 2300 J.v.h. gekommen. Im Sehestedter Moor und Hammelwarder Moor hat die jüngste Phase des Moorzustands ununterbrochen bis zur Besiedlung der Wesermarsch angedauert; stellenweise hält sie bis heute an. Weitflächige Überflutungen erreichten dagegen um 6800 J.v.h., 5500 J.v.h., 4700 J.v.h., 3400 J.v.h. und im Mittelalter ihre Höhepunkte.

Das Verteilungsmuster von Torfen bzw. klastischen Sedimenten im Jade-Weser lässt deutlich erkennen, dass die Stromrinne der Weser sich im Verlauf des Holozän nur unwesentlich verlagert und der Fluss innerhalb eines beiderseits von Torfvorkommen begrenzten, ca. 2 bis 7 km breiten Areals gependelt hat. Dies widerspricht älteren Vorstellungen, nach denen die Weser ursprünglich von Brake aus in Richtung Jadebusen geflossen sein und dort ein Delta mit mehreren Mündungsarmen aufgeschüttet haben soll (SCHRAPS 1962, MÜLLER 1962: 62, 1977: 28). Die systematische geologische Kartierung des Raumes ergab (STREIF 1993, 1998, BARCKHAUSEN 1995), dass im Alt- und Mittelholozän keine derartige Verbindung zwischen Weser und Jadebusen bestanden hat. Die als Mündungsarme eines Deltas gedeuteten Rinnen sind vielmehr Ausläufer eines Prielsystems das sich vom Urjadebusen ein Stück weit in die Wesermarsch erstreckt hat und dort im Gebiet von Seefeld, Schwei bzw. Rönneemoor ausgelaufen ist. Das Buchtenwatt des Urjadebusens ist ab 3100 J.v.h. weitgehend verlandet, wobei sich zunächst Niedermoor ausgebreitet haben und um 1900 J.v.h. ein rascher und weitflächiger Umschlag von Niedermoor- zu Hochmoorvegetation erfolgt ist.

Erst die mittelalterlichen Meereseinbrüche, die mit der Luciaflut von 1287 einsetzten und bei der 2. Marcellusflut 1362 einen ersten Höhepunkt erreichten, haben den heutigen Jadebusen geschaffen. Dabei entstanden mehrere große Tiderinnen, über die das Buchtenwatt des Jadebusens zeitweilig mit dem Weserästuar in Verbindung stand. Die Heete, eine südlich von Eckwarden ansetzende Rinne, verlief durch das Gebiet des heutigen Stollhamm bis Nordenham und trennte somit den Nordteil Butjadingens als eine Insel ab. Eine weitere Tiderinne, Ahne-Loockfleth, führte aus dem Bereich von Seefeld nach Osten bzw. Südosten bis Golzwarden an der Weser. Dadurch wurde auch das Stadland vorübergehend

zur Insel. Die Friesische Balje schließlich hatte als ein vom Jadebusen nach Süden gerichtetes Rinnensystem über den Raum Meerkirchen und den Linebrok Anschluss an die Weser bei Oberhammelwarden. Alle drei Querverbindungen verloren bereits ab Beginn des 15. Jh. an Bedeutung und wurden in der Folgezeit systematisch eingedeicht. Ihre Umrisse sind jedoch z.T. heute noch am Verlauf alter Deichlinien, Entwässerungssysteme und Straßen sowie an der Lage von Siedlungen zu erkennen.

## Literatur

- BARCKHAUSEN, J. (1995): Geologische Karte von Niedersachsen 1 : 25 000, Erl. Blatt 2616 Brake.- 183 S., 9 Abb., 3 Tab., 4 Kt.; Hannover.
- BEHRE, K.-E. (1985): Die ursprüngliche Vegetation in den deutschen Marschengebieten und deren Veränderung durch prähistorische Besiedlung und Meeresspiegelbewegungen.- Verh. Ges. Ökologie, **XII**: 85- 96, 6 Abb.; Göttingen.
- CAMERON, D., VAN DOORN, D., LABAN, C. & STREIF, H. (1993): Geology of the Southern North Sea basin.- In: HILLEN, R. & VERHAGEN, H.: Coastlines of the southern North Sea: 14-26, 3 Abb.; New York (American Society of Civil Engineers).
- CASPERS, G., JORDAN, H., MERKT, J. MEYER, K.-D., MÜLLER, H. & STREIF, H. (1995).- In: BENDA, L. (Hrsg.): Das Quartär Deutschlands.- III Niedersachsen.- S. 23-58, 9 Abb., 1 Tab.; Berlin - Stuttgart (Borntraeger).
- EISMA, D., MOOK, W.G. & LABAN, C. (1981): An early Holocene tidal flat in the Southern Bight.- Spec. Publ. int. Ass. Sediment., **5**: 229-237, 6 Abb., 1 Tab.; Oxford.
- FIGGE, K. (1980): Das Elbe-Urstromtal im Bereich der Deutschen Bucht (Nordsee).- Eiszeitalter u. Gegenwart, **30**: 203-211, 6 Abb.; Hannover.
- HANISCH, J. (1980): Neue Meeresspiegeldaten aus dem Raum Wangerooge.- Eiszeitalter u. Gegenwart, **30**: 221-228, 5 Abb.; Hannover.
- HÖFLE, H.-C. (1976): Geologische Karte von Niedersachsen 1 : 25 000, Erl. Blatt 2717 Schwanewede.- 72 S., 10 Abb., 3 Tab., 3 Kt.; Hannover
- HÖFLE, H.-C., MERKT, J. & MÜLLER, H. (1985): Die Ausbreitung des Eem-Meeres in Nordwestdeutschland.- Eiszeitalter u. Gegenwart, **35**: 49-59, 4 Abb.; Hannover.
- HOSELMANN, C. & STREIF, H. (1997): Bilanzierung der holozänen Sedimentakkumulation im niedersächsischen Küstenraum.- Z. dt. geol. Ges., **148**, 3-4: 431-445, 7 Abb., 2 Tab.; Stuttgart.

- HOSELMANN, C. & STREIF, H. (1998): Methods used in a mass-balance study of Holocene sediment accumulation on the southern North Sea coast.- In: HARFF, J., LEMKE, W. & STATTEGGER, K. (Hrsg. 1998): Computerized Modeling of sedimentary Systems: 361-374, 8 Abb.; Berlin usw. (Springer).
- JELGERSMA, S. (1979): Sea-level changes in the North Sea basin.- In: OELE et al. (Hrsg. 1979) The Quaternary History of the North Sea. Acta Univ. Ups. Symp. Univ. Ups. Annum Quingentesimum Celebrantis, **2**: 233-248, 7 Abb.; Uppsala.
- MAARLEVELD, G.C. (1954): Über fluviatile Kiese in Nordwestdeutschland.- Eiszeitalter u. Gegenwart, **4/5**: 10-17, 2 Abb.; Öhringen/Württ.
- MEINKE, K. (1992): Die Entwicklung der Weser im nordwestdeutschen Flachland während des jüngeren Pleistozäns.- Diss. Georg-August-Universität zu Göttingen: 114 S., 11 Abb., 18 Tab., 72 Anl. darin 13 geol. Schnitte; Göttingen.- [Unveröff.].
- MEINKE, K. (1995): The development of the middle and lower course of the Weser River during the Late Pleistocene.- Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Bd. **100**: 1-13, 4 Abb., 1 Tab.; Berlin - Stuttgart.
- MEYER, K.-D. (1983): Zur Anlage der Urstromtäler in Niedersachsen.- Z. Geomorph. N.F., **27**, 2: 147-160, 3 Abb.; Berlin - Stuttgart.
- (1986): Saalian end moraines in Lower Saxony.- In: EHLERS, J. (Hrsg.): Glacial deposits in North-West Europe: 335-342, 8 Abb.; Rotterdam (Balkema).
- MÜLLER, W. (1962): Der Ablauf der holozänen Meerestransgression an der südlichen Nordseeküste und Folgerungen in bezug auf eine geochronologische Holozängliederung.- Eiszeitalter u. Gegenwart, **13**: 197-226, 6 Abb., 1 Tab.; Öhringen/Württ.
- MÜLLER, W. (1977): Geologie.- In: Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.- Exkursion anlässlich der Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 1977 in Bremen in die Naturräume der Marsch-, Moor- und Geestlandschaften des Unterweserraumes.- **24**: 24-29, 3 Abb.; Bremen.
- ORTLAM, D. & SCHNIER, H. (1980): Erläuterungen zur Baugrundkarte Bremen.- 41 S., 12 Abb., 3 Tab.; Bremen (Senator für das Bauwesen - Kataster- und Vermessungsverwaltung).
- & WESEMANN, M. (1993): Die Balge als Hauptstrom der Werra/Weser? - Neue Erkenntnisse der Flussgeschichte durch den Fund der Schlachte-Kogge.- Bremer Archäol. Blätter, N.F. **2**, '92/93: 46-55, 7 Abb.; Bremen.
- PREUSS, H. (1979): Die holozäne Entwicklung der Nordseeküste im Gebiet der östlichen Wesermarsch.- Geol. Jb., **A. 53**: 3-85, 25 Abb., 6 Tab.; Hannover.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (1995): Quartärgeologische Übersichtskarte von Niedersachsen und Bremen 1 : 500 000; Hannover.

- ROHDE, P. (1989): Elf pleistozäne Sand-Kies-Terrassen der Weser: Erläuterung eines Gliederungsschemas für das obere Weser-Tal.- Eiszeitalter u. Gegenwart, **39**: 42-56, 4 Abb., 2 Tab.; Hannover.
- ROHDE, P. (1994): Weser und Leine am Berglandrand zur Ober- und Mittelterrassen-Zeit.- Eiszeitalter u. Gegenwart, **44**: 106-113, 2 Abb.; Hannover.
- ROHDE, P. & THIEM, W. (1998): Die eiszeitliche Weser im heutigen Weser- und Leine-Tal.- In: FELDMANN, L. & MEYER, K.-D: Quartär in Niedersachsen - Exkursionsführer zur Jubiläums- Hauptversammlung der deutschen Quartärvereinigung in Hannover: 89-153, 20 Abb., 7 Tab.; Hannover.
- SCHRAPS, G.W. (1962): Das Quartär des Jadegebietes.- Diss. Nat.-Phil. Fak. TH Carolo-Wilhelmina Braunschweig: 123 S., 54 Abb.; Braunschweig.
- SCHUBERT, T. (1987): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Wechselwirkung Klima-Mensch in der Auelehmsedimentation (Unterweser).- Ber. Archiv BGR/NLfB, **102056**: 93 S., 7 Abb., 9 Anl.; Hannover [Unveröff.].
- SCHWARZ, C. (1996): Die Bohrungen 89/3, 89/4 und 89/9 auf dem deutschen Nordseeschelf - Sedimentologische und magnetostratigraphische Befunde sowie lithostratigraphische Konnektierung.- Geol. Jb. **A 146**: 33-137, 38 Abb., 6 Tab., 3 Taf.; Hannover.
- STREIF, H. (1990): Das Ostfriesische Küstengebiet - Nordsee, Inseln, Watten und Marschen.- **57**, 2. Aufl.: 376 S., 48 Abb., 10 Tab., 1 Beil.; Berlin - Stuttgart (Borntraeger).
- (1993): Geologische Karte von Niedersachsen 1 : 25 000, Erl. Blatt Nordenham.- 139 S., 5 Abb., 2 Tab., 4 Kt.; Hannover.
- (1996): Die Entwicklung des südlichen Nordseebeckens im Quartär - Geowissenschaftliche Ausgangsbasis des „EG-Southern North Sea Project“- Geol. Jb. **A 146**: 5-20; Hannover.
- (1998): Geologische Karte von Niedersachsen 1 : 25 000, Erl. Blatt Elsfleth.- 178 S., 8 Abb., 5 Tab., 4 Kt.; Hannover.

### 3. Die Unterweser - Ein Überblick über Hydrographie und Gewässergüte

I. GRABEMANN, H.-J. GRABEMANN, A. MÜLLER, Institut für Küstenforschung, GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH

*"Die Weser hat überdies ein besonders süßes und liebliches Wasser, welches sowohl zum Trinken, als Kochen und Brauen sehr bequem ist ...Imgleichen ist das Weserwasser, wegen seiner bequemen Eigenschaft zur Färberey und Gerberey, sehr diensam, und auch daher sehr berühmt"*

(WESERCHRONIK 1768, J.H. DIELHELM; zitiert in ALBRECHT und KIRCHHOFF, 1987)

Die Weser wird seit jeher u.a. als Schifffahrtsweg, zur Trink- und Brauchwasserentnahme und als Vorfluter genutzt. Aufgrund dieser verschiedenartigen Nutzungen wurden Flusslauf und Wasserqualität im Laufe der Zeit zunehmend **anthropogen** beeinflusst, wodurch sich letztlich die Lebensbedingungen für **Fauna** und Flora änderten.

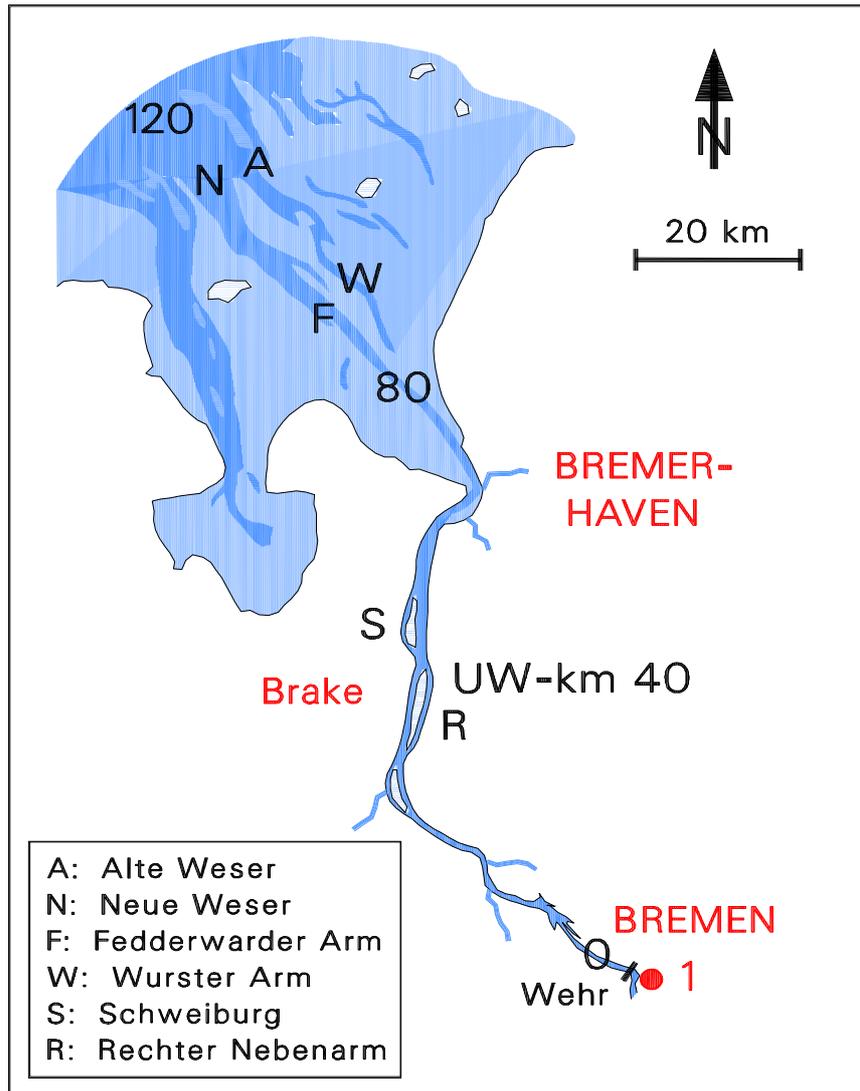
Während Wasserstände und Salzgehalte aus Gründen der Beweissicherung in Folge von Baumaßnahmen seit den 80er Jahren des 19. Jahrhunderts aufgezeichnet werden, existieren für Gewässergüteparameter wie Sauerstoff- und Nährstoffgehalte keine derartigen langen Zeitreihen. Neben Einzelmessungen liegen für diese Parameter in der Regel erst seit 1979 kontinuierliche Zeitreihen vor. Aus diesem Grund lassen sich langfristige Entwicklungen (Trends) unterschiedlich genau für die verschiedenen Parameter aufzeigen.

#### 3.1 Die Unterweser heute - Basisdaten

Die tidefreie Weser ist vom Zusammenfluss ihrer beiden Quellflüsse Fulda und Werra bis zum Wehr in Bremen-Hemelingen 362 km lang. Das von den Gezeiten beeinflusste Mündungsgebiet der Weser (Abb. 3.1) wird unterteilt in die etwa 70 km lange kanalartige Unterweser von Bremen bis Bremerhaven und die daran anschließende etwa 55 km lange trichterförmige Außenweser. Die Außenweser ist ein Doppelrinnensystem mit Querverbindungen und dazwischenliegenden Platen inmitten großräumiger Wattflächen. Die beiden Haupttrinnen sind Fedderwarder-Arm - Hohe-Weg-Rinne - Neue Weser (westliche Rinne) und Wurster-Arm - Tegeler Rinne - Alte Weser (östliche Rinne).

Im Mündungsgebiet überlagern sich die Einflüsse der aus dem Binnenland abfließenden Oberwassermengen mit denen der Gezeiten.

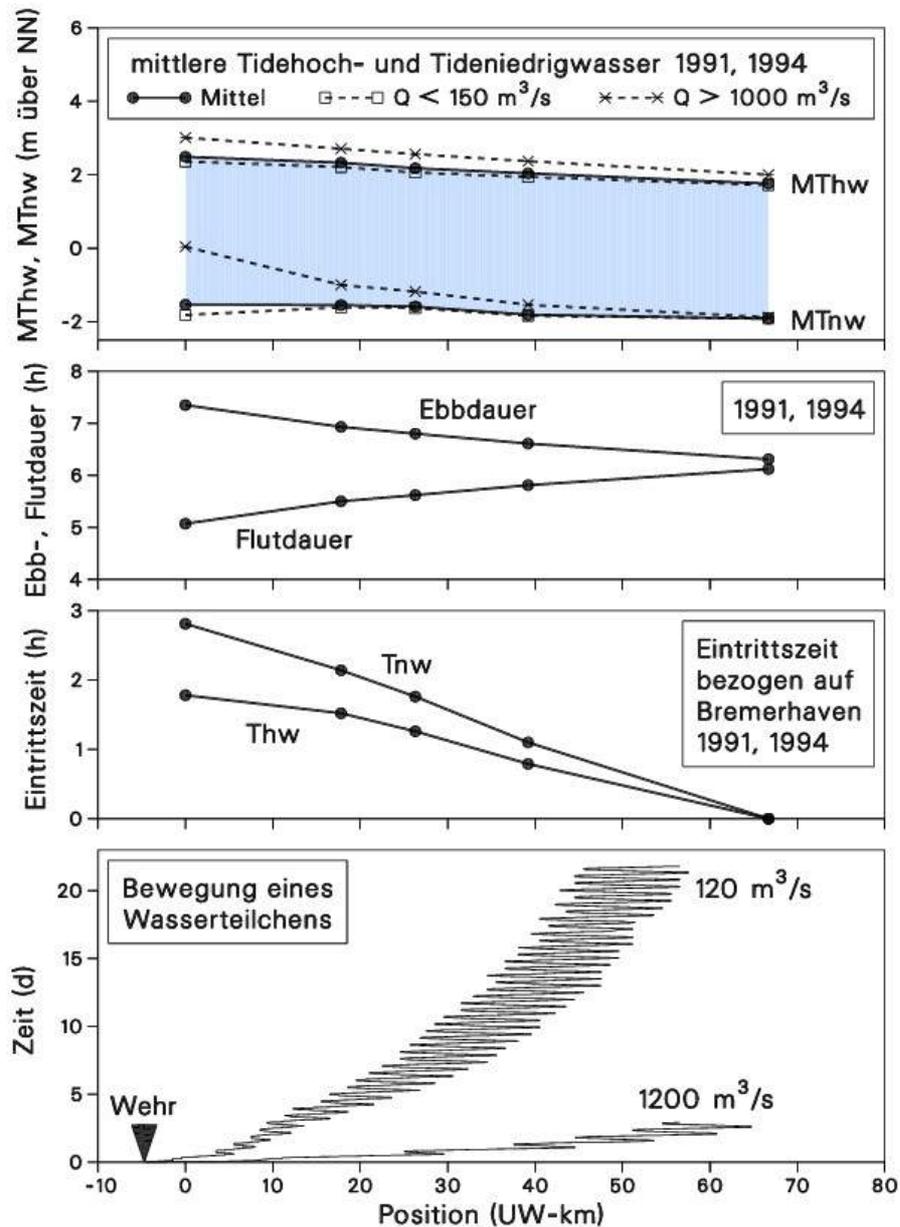
Der Oberwasserabfluss beträgt bei Intschede (etwa 30 km flussauf des Bremer Wehres) im langjährigen Mittel (MQ)  $324 \text{ m}^3/\text{s}$ , das langfristige Mittel der jährlichen Maxima (MHQ) liegt bei  $1210 \text{ m}^3/\text{s}$ , der höchste gemessene Abfluss (HHQ) betrug  $3500 \text{ m}^3/\text{s}$ . Das langfristige Mittel der jährlichen Minima (MNQ) liegt bei  $117 \text{ m}^3/\text{s}$  bzw. der kleinste gemessene Abfluss (NNQ) bei  $59,7 \text{ m}^3/\text{s}$  (Jahre 1941 bis 1998, DEUTSCHES GEWÄSSERKUNDLICHES JAHRBUCH, WESER-/EMSGEBIET, 1998).



**Abb. 3.1: Skizze der Wesermündung. Die Zahlen im Fahrwasser geben die Unterweser-Kilometer an (UW-km 0 an der Wilhelm Kaisen Brücke in Bremen, 1: ARGE-Weser-Messstation Bremen-Hemelingen)**

Die Gezeitenwelle dringt von Nordwesten in die Weser ein. Das Oberwasser wirkt dämpfend auf die flussaufgerichtete Flutwelle, so dass die Flutdauer flussaufwärts immer kürzer wird. Entsprechend verlängert sich die Ebbdauer. In Bremerhaven betragen mittlere Flut- und Ebbdauer 6h 5min und 6h 20min, bei Bremen dagegen 5h 5min und 7h 20min. Das Hochwasser tritt in Bremen am Pegel Große Weserbrücke im Mittel 1h 50min später ein als in Bremerhaven (Alter Leuchtturm), das Niedrigwasser im Mittel 2h 50min später (Mittelwerte der Jahre 1991 und 1994, Abb. 3.2; nach Daten aus den DEUTSCHEN GEWÄSSERKUNDLICHEN JAHRBÜCHERN, WESER-/EMS GEBIET, 1991, 1994). Der mittlere Tidenhub ist bei Bremerhaven etwa 3,6 m und bei Bremen etwa 4 m; zwischen Spring- und Nipptide schwankt er um etwa 1 m. Flussauf von Brake zeigt der Tidenhub auch eine Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss. Bei großem Oberwasser ( $>1000 \text{ m}^3/\text{s}$ , 1994) nimmt der Tidenhub bei Bremen deutlich ab, da das Niedrigwasser ansteigt. Bei kleinem Oberwasser ( $<150 \text{ m}^3/\text{s}$ , 1991) nimmt der Tidenhub dagegen etwas zu (Abb. 3.2). Die

mittleren Flut- und Ebbwege liegen im Bereich von Bremerhaven bei etwa 14 km. In Bremen beträgt der mittlere Ebbweg etwa 6 km, der mittlere Flutweg nur etwa 1-4 km (GKSS, 1980, dort Tab. 1.1).

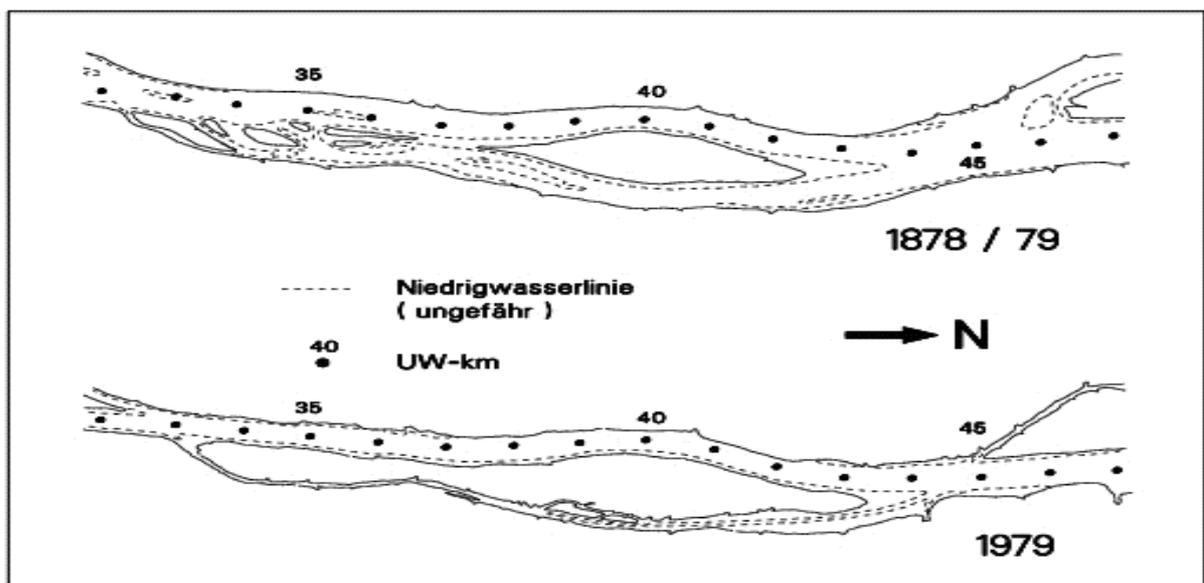


**Abb. 3.2:** Mittlere Tidehoch- (MThw) und Tideniedrigwasser (MTnw), mittlere Ebb- und Flutdauer und mittlere Eintrittszeiten des Tidehoch-(Thw) und Tideniedrigwassers (Tnw) bezogen auf Bremerhaven jeweils als Mittelwerte für 1991 und 1994 (nach den Daten aus den DEUTSCHEN GEWÄSSERKUNDLICHEN JAHRBÜCHERN, WESER-/EMSGEBIET, 1991 und 1994) und Bewegung eines Wasserpartikels für kleines und großes Oberwasser im Längsprofil der Unterweser (ermittelt mit dem numerischen Gewässergütemodell FLUSS (MÜLLER et al., 1992))

Die maximale Flutstromgeschwindigkeit im Fahrwasser nimmt von 50 cm/s bei UW-km 5 auf über 120 cm/s bei UW-km 80 zu, wobei sie zwischen UW-km 15 und 60 zwischen 80 und 100 cm/s liegt. Die maximale Ebbstromgeschwindigkeit im Fahrwasser nimmt von etwa 40 cm/s bei UW-km 5 auf etwa 130 cm/s bei UW-km 70-80 zu (Wetzel, 1987, dort Abb. 13). Die Flutstromgrenze wandert von etwa 2 km flussab vom Wehr bei kleinem Oberwasser bis etwa UW-km 10 bei sehr großem Oberwasser (etwa zweifaches MHQ; ermittelt mit dem numerischen Gewässergütemodell FLUSS, MÜLLER et al., 1992).

In der Unterweser nimmt der mittlere Durchfluss von 325 m<sup>3</sup>/s am Wehr in Bremen auf etwa 6600 m<sup>3</sup>/s bei Bremerhaven (UW-km 65,45) zu (Weserlastplan, 1982). Die periodischen Strömungsumkehr aufgrund der Gezeiten führt dazu, dass ein Wasserkörper innerhalb eines Gebietes mehrmals hin- und herwandern (Abb. 3.2) und somit mehrmals durch Abwassereinleitungen belastet werden kann. Bei kleinem Oberwasser (120 m<sup>3</sup>/s) braucht ein Wasserkörper etwa 24 Tage für die Strecke Bremen-Nordenham (Wehr bis UW-km 55), bei großem Oberwasser (1200 m<sup>3</sup>/s) reduziert sich diese Zeit auf ca. 2 Tage (GRABEMANN et al., 1990).

In der Vermischungs- oder Brackwasserzone mischen sich ausströmendes salzarmes Oberwasser und einströmendes salzreiches Meerwasser. Der Salzgehalt steigt ausgehend vom Salzgehalt des Oberwassers stromabwärts auf den Salzgehalt des Meerwassers an. Die Tideweser ist relativ gut durchmischt (BARG, 1979), d.h., die Salzgehaltsschwankungen zwischen Oberfläche und Sohle sind in der Regel klein. Die Brackwasserzone pendelt in Abhängigkeit von der Tidephase und der Oberwasserführung. Bei kleinem Oberwasser (MNQ) stößt diese Zone stromauf bis etwa Brake vor; bei großem Oberwasser (MHQ) liegt ihre landseitige Grenze etwa 25 km weiter stromab. Im Tidezyklus beträgt die Verlagerung dieser Zone zwischen Niedrigwasser und Hochwasser 10-20 km. An einem festen Ort innerhalb dieser Zone können daher größere Salzgehaltsschwankungen vorkommen.



**Abb. 3.3:** Skizzen des Unterweserabschnittes zwischen UW-km 32 und 47 (Hauptarm und Rechter Nebenarm) für 1878/1879 (nach FRANZIUS, 1888) und 1979 (nach BSH Seekarte Nr. 5)

Im salzärmeren Bereich der Vermischungszone wird eine Zone verstärkter Wassertrübung, d.h. verstärkter Ansammlung von Schwebstoffen im Wasser beobachtet (LÜNEBURG, 1953; WELLERSHAUS, 1981; GRABEMANN und KRAUSE, 1989, 1994; u.a.). Insbesondere im Gebiet der Trübungszone können individuelle Schwebstoffe viele Zyklen von Ablagerung und Wiederaufwirbelung durchlaufen, ehe sie ins Meer verfrachtet werden oder langfristig sedimentieren. Sedimentierte Schwebstoffe können jedoch unter erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten als Folge von Stürmen oder hohen Oberwasserabflüssen wieder remobilisiert werden. In der Trübungszone können Schwebstoffgehalte größer als  $1,5 \text{ kg/m}^3$  beobachtet werden, während flussauf bzw. -ab der Trübungszone die Schwebstoffgehalte in der Größenordnung von  $0,05 \text{ kg/m}^3$  liegen (GRABEMANN und KRAUSE, 1989). Von See und von oberstrom werden Schwebstoffe in das Tidegebiet transportiert. Während die Größe der Schwebstoffeinträge von See weitgehend unbekannt ist, liegen die Schwebstoffmengen, die vom Binnenland in die Unterweser eindringen, im Mittel (1970-1998) bei  $537 \cdot 10^3 \text{ t/a}$  bzw.  $17 \text{ kg/s}$  (Intschede; DEUTSCHES GEWÄSSERKUNDLICHES JAHRBUCH, WESER-/EMSGEBIET, 1998).

In der Unterweser liegen die Jahresmittelwerte der Wassertemperatur an den ARGE Weser Messstationen Hemelingen, Brake und Bremerhaven 1995 bis 1999 bei  $10\text{-}13 \text{ }^\circ\text{C}$ . Entsprechende Jahresmittelwerte betragen für den Sauerstoffgehalt  $8\text{-}11 \text{ mg/l}$ , den Ammonium-Stickstoffgehalt  $0,1\text{-}0,4 \text{ mg/l}$ , den Nitrat-Stickstoffgehalt  $4\text{-}5 \text{ mg/l}$  und den Gesamtphosphorgehalt  $0,2 \text{ bis } 1 \text{ mg/l}$ . Tabelle 3.1 zeigt die Schwankungsbreite der 14 tägigen Mittelwerte für die genannten Parameter beispielhaft für Bremen Hemelingen (nach ARGE WESER, 1995-1999). Im Längsschnitt der Unterweser zeigen Temperatur, Sauerstoffgehalt und verschiedene Nährstoffgehalte je nach Jahreszeit mehr oder weniger ausgeprägte Minima oder Maxima (vgl. Kap. 3.3 und 5), die durch Abwärme- und Abwassereinleitungen hervorgerufen werden.

	Q ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	T ( $^\circ\text{C}$ )	O <sub>2</sub> (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	P <sub>ges</sub> (mg/l)	o-PO <sub>4</sub> -P (mg/l)
MP	328	12,2	10,2	0,2	4,4	0,2	0,07
NP	120	0,5	5,4	0,05	2,5	0,1	0,03
HP	1500	23,7	15,5	1,4	7,8	0,6	0,18

**Tab. 3.1: Mittelwerte des Oberwassers (Q), der Temperatur (T), des Sauerstoffgehaltes (O<sub>2</sub>), des Ammonium- (NH<sub>4</sub>-N) und Nitrat-Stickstoffgehaltes (NO<sub>3</sub>-N), des Gesamt- (P<sub>ges</sub>) und des Orthophosphat-Phosphorgehaltes (o-PO<sub>4</sub>-P) für Bremen Hemelingen. MP: Mittelwert über die Jahre 1995-1999, NP bzw. HP: kleinster bzw. grösster Mittelwert einer 14 tägigen Periode (nach ARGE WESER, 1995-1999)**

## 3.2 Hydrographie der Unterweser - Entwicklung in den letzten 100 Jahren

### 3.2.1 Baumaßnahmen und morphologische Änderungen

Die Stadt Bremen, gegründet an der letzten Furt der Weser vor der Mündung in die Nordsee, entwickelte sich zum bedeutenden Seehafen. Im Laufe der Jahrhunderte wurden die Seeschiffe größer und die Fahrwasserverhältnisse schlechter (ROHDE, 1970). Mit Beginn des 16. Jahrhunderts führte die durch Abholzungen im Wesergebirge ausgelöste Erosion zu einer Erhöhung der Sand- und Kiesfracht (BUSCH et al., 1984; DIRKSEN, 1986). Die Fahrwasserverhältnisse verschlechterten sich so weit, dass Bremen erst in Vegesack (1619-1622) und ab 1827 in Bremerhaven Hafenanlagen ausbaute (WALTHER, 1956; ROHDE, 1970; FLÜGEL, 1986, 1987). Beispielsweise hatte das Fahrwasser zwischen Bremen und Vegesack im 18. Jahrhundert streckenweise eine Tiefe von 80 cm (ROHDE, 1970; BUSCH et al., 1984). Zahlreiche kleinere und größere Inseln behinderten in früheren Jahrhunderten das Abfließen hoher Oberwassermengen aus der Mittelweser. Daher traten in Bremen bei hohen Abflüssen Überschwemmungen auf (FLÜGEL, 1986, 1987).

Da Bremen seine Position als Seehandelsplatz behalten wollte, sollte die Unterweser nach Plänen von FRANZIUS (1888) für Seeschiffe wieder schiffbar gemacht werden (ROHDE, 1970; DIRKSEN, 1986; FLÜGEL, 1986, 1987; u.a.). Flusskrümmungen, Stromspaltungen, Engstellen und Barrenbildungen behinderten das Fortschreiten der Tidewelle und verringerten die natürliche Räumkraft des Stromes. Um der Tidewelle ein möglichst glattes Ein- und Auslaufen zu ermöglichen, entstand ein sich nach stromauf verjüngender Mündungstrichter. Zur Begradigung des Flusslaufes wurden Krümmungen abgeflacht, Stromspaltungen durch Abdämmung oder Einschränkung der Nebenarme beseitigt, und das Fahrwasser durch Ausbaggerungen vertieft und verbreitert (FRANZIUS, 1888; PLATE, 1924; WALTHER, 1956; ROHDE, 1970; DIRKSEN, 1986; FLÜGEL, 1987). Die beiden größeren heute noch vorhandenen Nebenarme dienen als Flutspeicherraum: in ihrem oberen Teil nur durch einen schmalen Kanal mit dem Hauptstrom verbunden und flußab trichterförmig offen, nehmen sie bei Flut einen großen Wasserkörper auf (BUSCH et al., 1984). Die Baumaßnahmen erleichterten wie geplant das Eindringen der Tidewelle. Die obere Tidegrenze verschob sich weiter flußaufwärts. In Bremen-Hemelingen wurde daher zwischen 1906 und 1913 eine Wehranlage errichtet (WALTHER, 1954).

Aufgrund der steigenden Schiffsgößen wurden weitere Baumaßnahmen (Tab. 3.2) durchgeführt, die zu Verbreiterungen und Vertiefungen, insbesondere flussauf von Brake, führten (WALTHER, 1954, 1956; ROHDE, 1970; RAMACHER, 1974; DIRKSEN, 1986; FLÜGEL, 1986; WETZEL, 1987; u.a.). Im Zuge der Baumaßnahmen wurden zahlreiche Strombauwerke und Ufersicherungen errichtet (WALTHER, 1956; FLÜGEL, 1986; WETZEL, 1987). Die Abbildungen 3.4 und 3.5 zeigen die Veränderungen der Uferlinie und den Verlust von Flachwasserbereichen sowie Veränderungen der Sohle und der Abflussquerschnitte zwischen 1888 und 1985. Neben den Ausbauten in der Unterweser zur Vertiefung und Verbreiterung des Fahrwassers wurden die bremischen und niedersächsischen Häfen erweitert (FLÜGEL, 1986, 1987; OHLING, 1987).

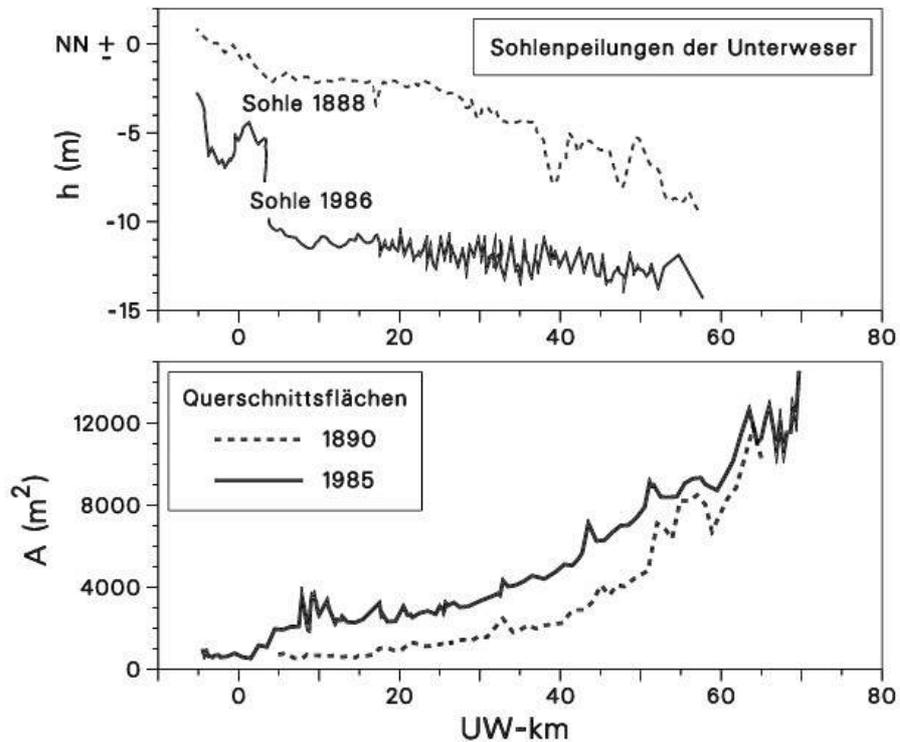
<b>Ausbau</b>	<b>Zeitraum</b>	<b>Art des Ausbaus und erreichter Tiefgang für Schiffe</b>
5-m-Ausbau	1887 - 1895	Begradigung des Flusslaufes, Fahrwasservertiefung (Tiefgang 5 m)
Wehr in Bremen	1906 - 1913	Herstellung des Staus 1911
7-m-Ausbau	1913 - 1916	Fahrwasservertiefung (Tiefgang 7 m)
Erweiterter 7-m-Ausbau	1921 - 1924	Ausbau des Fahrwassers hauptsächlich in der oberen Unterweser
8-m-Ausbau	1925 - 1929	Fahrwasservertiefung (Tiefgang 8 m), Verbreiterung der Fahrrinne oberhalb von Vegesack
8,7-m-Ausbau	1953 - 1959	Fahrwasservertiefung (Tiefgang 9,6 m)
9-m-Ausbau	1972 - 1979	Fahrwasservertiefung (Tiefgang 10,7 m, bis Nordenham 13 m Tiefgang)

**Tab. 3.2: Baumaßnahmen in der Unterweser. Den Meterangaben bei den Bezeichnungen für die verschiedenen Ausbauten liegen verschiedene Bezugsniveaus zugrunde**

### 3.2.2 Veränderungen der Ufer

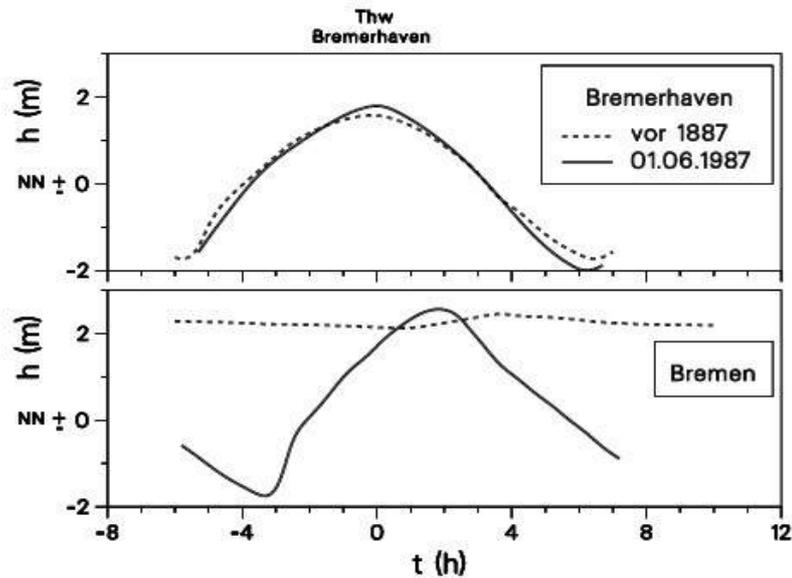
Der Ausbau der Weser hatte im Zusammenwirken mit der Verschlechterung der Gewässergüte tiefgreifende Folgen für Fauna und Flora. Bei der folgenden Beschreibung der Änderungen zur Uferlänge und -beschaffenheit werden Folgen für die **Biozönose** nur gestreift.

In der Unterweser wurden im Zuge der Ausbauten Alt- und Nebenarme, Untiefen und Sände beseitigt. Dadurch gingen Uferlänge, Wasserfläche und Stillwasserbereiche verloren. Die Uferlinie ist heute um ca. 100 km kürzer. Ein Verlust dieser Gebiete bedeutet z.B. für die Fischfauna den Verlust ihrer Nahrungs-, Ruhe- und Versteckplätze. Insbesondere Jungfische und Laich brauchen diese ruhigen, vegetationsreichen Zonen zum Überleben (BUSCH et al., 1984; HAESLOOP et al., 1989).



**Abb. 3.4:** Sohlenpeilungen der Unterweser 1888 und 1986 (Daten aus DIRKSEN, 1986) und Entwicklung der Querschnittsflächen in der Unterweser (Daten für 1890 aus STRÖHMER, 1963; Daten für 1985: Wasser- und Schifffahrtsamt Bremen)

Aufgrund des Sogs und Schwall der passierenden Schiffe, des steigenden Tidenhubes (vgl. 3.2.3.1) und der angestiegenen Strömungsgeschwindigkeit mussten viele Uferbereiche durch Verbau geschützt werden. Hierdurch gingen weitere Nahrungs- und Versteckplätze verloren. Heute befinden sich nur noch etwa 40 % der Uferlinie in naturnahem Zustand (linkes Ufer zwischen Farge und Elsfleth und rechtes Ufer zwischen Brake und Nordenham). 60 % wurden auf verschiedene Arten befestigt (hauptsächlich die Strecke zwischen dem Wehr und Farge und die Umgebung der Hafenstädte Elsfleth, Brake, Nordenham und Bremerhaven; BUSCH et al., 1984; SCHUCHARDT et al., 1984; HAESLOOP et al., 1989). Die Uferbereiche, die heute noch Vegetation aufweisen, werden mechanisch durch den Sog und Schwall der passierenden Schiffe geschädigt (BUSCH et al., 1984).



**Abb. 3.5:** Tidekurven an den Pegeln Bremerhaven und Bremen (Daten für 1887 aus WALTHER, 1954; Daten für 1987: Wasser- und Schifffahrtsamt Bremen)

Die zur Stromlenkung errichteten Buhnen schaffen zusätzlichen Uferbereich und zwischen ihnen existieren Bereiche kleiner Strömungsgeschwindigkeit, die in geringem Umfang die verlorengegangenen Ruheplätze ersetzen können. Die Buhnen zerstückeln jedoch die Schilfgürtel. Zudem sind sie oftmals durch Steinpflasterungen oder -schüttungen geschützt, so dass ihr ökologischer Wert gering ist (BUSCH et al., 1984). Aufgrund des angestiegenen Tidenhubes (vgl. 3.2.3.1) sind ehemalige Flachwassergebiete heute dem Mesolitoral zuzuordnen. Diese tidebeeinflussten Uferregionen, die im Wechsel trocken fallen und überflutet werden, bilden einen extremen Lebensraum und können nur von daran angepassten Lebewesen besiedelt werden (BUSCH et al., 1984).

Ein großer Teil der biologischen Produktion und der Selbstreinigungsprozesse findet in ufernahen Flachwasserbereichen statt (SCHUCHARDT et al., 1984). Die Alt- und Nebenarme besaßen aufgrund ihrer Form und Verlandungszonen lange Uferlinien hoher Produktivität. Außerdem werden dort Nährstoffe durch die Vegetation aufgenommen und sind daher dem Wasser entzogen. Durch das Abtrennen und Auffüllen dieser Arme sinkt auch die Produktivität des Hauptstromes und ein Teil der Selbstreinigungskraft des Flusssystemes geht verloren (BUSCH et al., 1984). Des Weiteren ist im Sauerstoffkreislauf die Sauerstoff-Regenerierung stark von der Belüftung durch die Wasseroberfläche abhängig. Diese ist wiederum von den durch die Ausbauten veränderten Gewässeroberfläche, Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit abhängig (KÜHLE et al., 1989; MÜLLER et al., 1992). Aufgrund der im Laufe des 20. Jahrhunderts gestiegenen Nutzung der Weser als Vorfluter und der daraus resultierenden Veränderungen der Gewässergüte ist der Beitrag der Baumaßnahmen auf die Gewässergütebeeinträchtigungen nicht abzuschätzen.

### 3.2.3 Auswirkungen der Baumaßnahmen auf die Hydrographie

#### 3.2.3.1 Wasserstände und Tideablauf

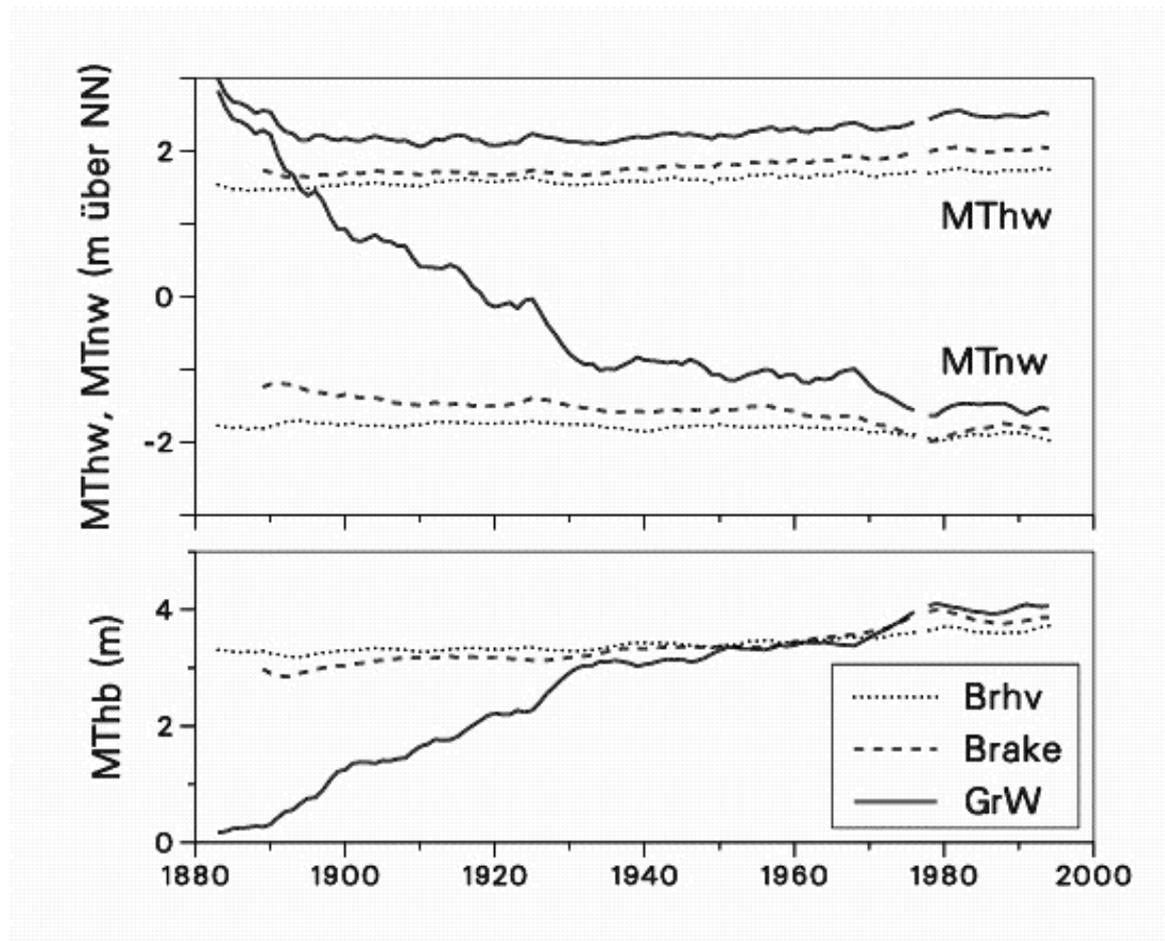
Als Folge der Baumaßnahmen änderten sich die Tideabläufe beträchtlich (WALTHER, 1954; WITTMER, 1958; ROHDE, 1970; FLÜGEL, 1986; WETZEL, 1987; u.a.). Die Fortschrittdauer der Tidewelle von Bremerhaven nach Bremen hat sich um etwa 2h bei Hochwasser und um etwa 4h bei Niedrigwasser verkürzt. Die Flutdauer in Bremen hat sich um etwa 2h 20 min verlängert und die Ebbdauer entsprechend verkürzt (Tab. 3.3):

	1887		1994	
<b>Fortschrittdauer der Tide von Bremerhaven bis Bremen (h:min)</b>	<b>Thw</b>	3:52	1:46	
	<b>Tnw</b>	6:59	2:55	
<b>Flutdauer (h:min)</b>	<b>Brhv</b>	<b>Bremen</b>	<b>Brhv</b>	<b>Bremen</b>
	5:57	2:50	6:07	5:11
<b>Ebbdauer (h:min)</b>	6:28	9:35	6:18	7:14

**Tab. 3.3: Fortschrittdauer der Tidewelle von Bremerhaven nach Bremen sowie Flut- und Ebbdauer in Bremerhaven (Brhv) und Bremen (Daten für 1887 aus WALTHER, 1954; Daten für 1994 (Jahresmittelwerte) nach den Hoch- und Niedrigwasserzeiten aus dem DEUTSCHEN GEWÄSSERKUNDLICHEN JAHRBUCH, WESER-/EMSGEBIET)**

Die mittleren Tidehochwasser änderten sich in der gesamten Unterweser geringfügiger, ebenso die mittleren Tideniedrigwasser stromab von Brake. Stromauf der Huntemündung sanken die mittleren Tideniedrigwasser dagegen stark ab, was zu einer deutlichen Zunahme des mittleren Tidenhubes führte (WALTHER, 1954; WETZEL, 1987; u.a.). In Bremen ist der Tidenhub von ehemals etwa 20 cm (Abb. 3.6) auf etwa 4 m angestiegen.

Zwar ist der größte Teil dieser Änderungen auf die eigentlichen Unterweserausbauten zurückzuführen, jedoch spielen auch andere Faktoren eine Rolle. Am Pegel Oslebshausen (UW-km 8,4) zum Beispiel betrug die Differenz des mittleren Tideniedrigwassers zwischen 1968/72 und 1976/80 0,35 m. Etwa 2/3 dieser Differenz sind wahrscheinlich auf den 9-m-Ausbau in der Unterweser zurückzuführen. Der Rest ist etwa zu gleichen Teilen den Auswirkungen des 12-m-Ausbaus in der Außenweser, flussbaulichen Maßnahmen und der Vergrößerung der Eingangstidewelle aus der Nordsee zuzuschreiben (WETZEL, 1987). Eine verstärkte Veränderung der Wasserstände in der Nordsee ist seit den 60/70er Jahren zu beobachten (ROHDE, 1982; SIEFERT, 1982; FÜHRBÖTER, 1986a, 1986b).



**Abb. 3.6:** Übergreifende Fünfjahresmittel des mittleren Tidehochwassers (MThw), des mittleren Tideniedrigwassers (MTnw) und des mittleren Tidenhubes (MThb) für Bremen Große Weserbrücke (GrW), Brake und Bremerhaven (Brhv Doppelschleuse bzw. Alter Leuchtturm) zwischen 1880 und 2000 (bis 1976 nach Daten des Wasser- und Schifffahrtsamtes Bremen, vgl. GRABEMANN et al., 1983; ab 1978 nach Daten aus den DEUTSCHEN GEWÄSSERKUNDLICHEN JAHRBÜCHERN, Weser-/Emsgebiet, Abflussjahre 1976-1996)

### 3.2.3.2 Sturmfluten und hohe Oberwasserabflüsse

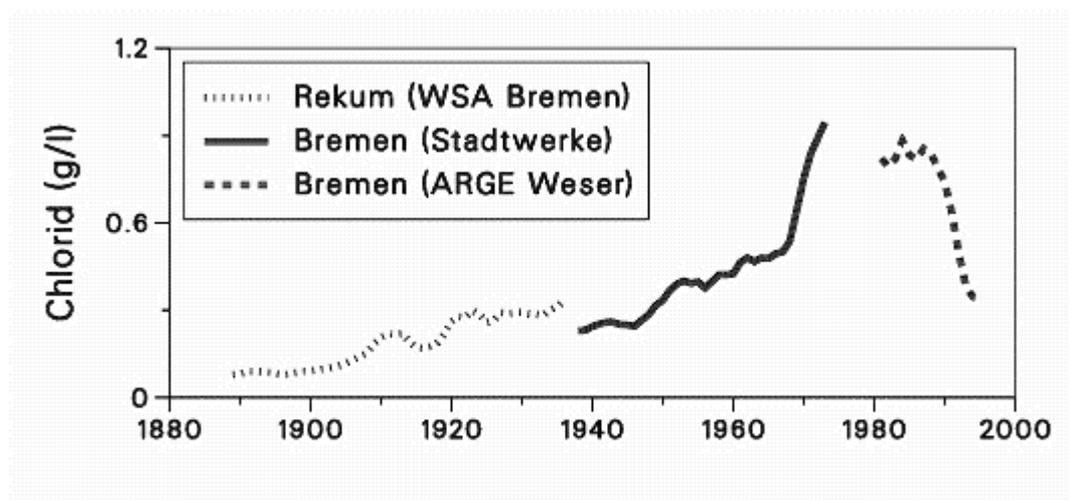
Als Folge der Baumaßnahmen wird die einlaufende Tidewelle heute geringer morphologisch gedämpft. Des weiteren sind in den 70er Jahren Sturmflutsperrwerke in den Nebenflüssen Ochtum, Lesum und Hunte (BLIESENER und LÜNINGHÖNER, 1978) in Betrieb gegangen. Daher laufen Sturmfluten heute höher auf (DIETZE, 1983). Dagegen fließen große, aus der Mittelweser kommende Oberwassermengen heute besser ab (DIETZE, 1983).

### 3.2.3.3 Brackwasserzone

Über das Bewässerungssystem und den Butjadinger Zuwässerungskanal werden in der Wesermarsch weite Landstriche mit Wasser versorgt. Daher ist das Vordringen des salzreichen Meerwassers und damit die Position der Brackwasserzone von Bedeutung.

Trotz des ungehinderteren Eindringens der Tidewelle wurde nach dem 5-m-Ausbau - entgegen den Befürchtungen - eine Verschiebung der Brackwasserzone flussabwärts beobachtet (PLATE, 1924; HENSEN, 1953; WALTHER, 1954). Diese Verschiebung wurde durch die Verminderung des Flutraumes verursacht. Am oberen Ende geschlossene Nebenarme und zwischen Tideniedrigwasser und Tidehochwasser liegende Flächen verlandeten oder wurden mit Baggergut aufgefüllt. Erst nach Auflandung der Altarme und Außendeichsflächen über das mittlere Tidehochwasser kam es zu einer Erhöhung der Tidewassermenge. In den 20er Jahren wanderte die Brackwasserzone wieder flussaufwärts (HENSEN, 1953; WALTHER, 1954).

In den 60er und besonders in den 70er Jahren ist eine Verschiebung der Brackwasserzone flussaufwärts durch einen starken Salzgehaltsanstieg an den Messstellen zu beobachten. Dieser Salzgehaltsanstieg ist nicht in erster Linie durch die Zunahme des Salzgehaltes im Weser oberwasser (Abb. 3.7) und nicht durch Salzgehaltsänderungen im eindringenden Nordseewasser begründet (GRABEMANN et al., 1983). Der Salzgehalt in der Deutschen Bucht zeigt keinen langfristigen Trend; allerdings schwankt er im Rhythmus von 4 bis 6 Jahren (BECKER und KOHNKE, 1978; Hill und DICKSON, 1978). Die obengenannte Verschiebung der Brackwasserzone wird durch verstärkt eingemischtes Nordseewasser verursacht. Dieses ist jedoch nicht nur auf die durch die Ausbauten veränderten Wasserstände zurückzuführen, sondern wurde auch - allerdings zu einem geringeren Teil - durch die Änderungen der Wasserstände an der deutschen Nordseeküste beeinflusst.



**Abb. 3.7:** Entwicklung der Chloridkonzentration im Oberwasser (übergreifende Fünfjahresmittel, nach Daten des Wasser- und Schiffsamtes Bremen (Rekum, UW-km 28,8), der Stadtwerke Bremen und der ARGE Weser (Bremen-Hemelingen))

### 3.3 Gewässergüte der Unterweser – Ein Überblick in Bezug auf Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt

Bis Anfang des 20. Jahrhunderts sorgten kommunale und industrielle Abwässer nur punktuell für Probleme, da die Bevölkerungsdichte im Wesertal relativ gering war und die Entsorgung der Abwässer in den Städten über Sickergruben erfolgte. Im Zuge des Bevölkerungswachstums, der Intensivierung der Landwirtschaft und der Industrialisierung nahm die Wasserverschmutzung rapide zu, da unter anderem der

Ausbau von Abwasserkanalnetzen nach dem zweiten Weltkrieg nicht immer mit dem Bau von Kläranlagen einherging. 1956/57 waren ca. 75 % der Haushalte im Bereich der Weser an eine öffentliche Kanalisation angeschlossen, aber nur knapp 25 % der Abwassermenge wurden vor Einleitung in die Flüsse mechanisch-biologisch geklärt. Zu einem Stillstand in der negativen Entwicklung der Gewässergüte der Weser kam es erst in den 70er Jahren. Massive Investitionen führten in den 80er Jahren zu einer Verbesserung (ALBRECHT und KIRCHHOFF, 1987).

Die kommunalen und industriellen Abwässer, die nach ihrer Behandlung mit unterschiedlicher Restbelastung in die Weser und ihre Nebenflüsse eingeleitet werden, beeinträchtigen den Sauerstoffhaushalt im Fluss und führen zu einer Erhöhung der Nähr- und Schadstoffgehalte. Insbesondere letztere können sich im Sediment sowie in Flora und Fauna anreichern. Kühlwassereinleitungen stören unter anderem den von der Temperatur beeinflussten Sauerstoffhaushalt des Flusses; die zur Entnahme des Kühlwassers vorgeschalteten Rechen- und Siebanlagen können die Fauna, insbesondere Laich und Jungfische zerstören. Durch Abwassereinleitungen der an der Weser stehenden Kernkraftwerke wird die Radioaktivität des Weserwassers beeinflusst. Wasserentnahmen, u.a. durch die Kraftwerke und zur Speisung des Mitteländkanals, können bei niedrigem Oberwasserabfluss die Gewässergüte der Weser verschlechtern. Das Niederschlagswasser führt der Weser aus der Luft gelöste, von der Erdoberfläche abgespülte Stoffe und Stoffe aus dem Kanalnetz zu (WESERLASTPLAN, 1982).

Im Folgenden werden die Entwicklung des Salzgehaltes, des Sauerstoffgehaltes und der Nährstoffe beispielhaft gezeigt bzw. der heutige Zustand beschrieben.

In den deutschen Binnengewässern liegt der natürliche Salzgehalt normalerweise unter 100 mg/l. Das Oberwasser der Weser weist jedoch wesentlich höhere Salzgehalte auf. Diese zunehmende Versalzung des Oberwassers der Weser (Abb. 3.7) wurde durch die im Laufe dieses Jahrhunderts angestiegene Einleitung von salzreichen Abwässern aus der Kali-Industrie hervorgerufen (Tab. 3.4).

Die Versalzung führte zu einer Veränderung der Biozöosen in Werra, Ober- und Mittelweser (VEH, 1975; HULSCH und VEH, 1978; NEUMANN et al., 1990). In der Unterweser, besonders flussab von Brake, ist diese Versalzung von untergeordneter Bedeutung, da sich hier schon der Einfluss des eindringenden Meerwassers bemerkbar macht (HAESLOOP und SCHIRMER, 1990). Seit Anfang der 90er Jahre geht die Versalzung aufgrund von Betriebsstillegungen und Sanierungen verbleibender Produktionsstätten im ostdeutschen Kali-Revier langsam zurück (Wassergütestelle Weser, 1996, "Die Chloridproblematik an Werra und Weser"). Kurzfristige große Schwankungen der Salzkonzentration schaffen jedoch weiterhin erhebliche Probleme für die Fauna (L. REIDT, "Wo die Salzwelle rauscht", Die Zeit vom 20.08.1993).

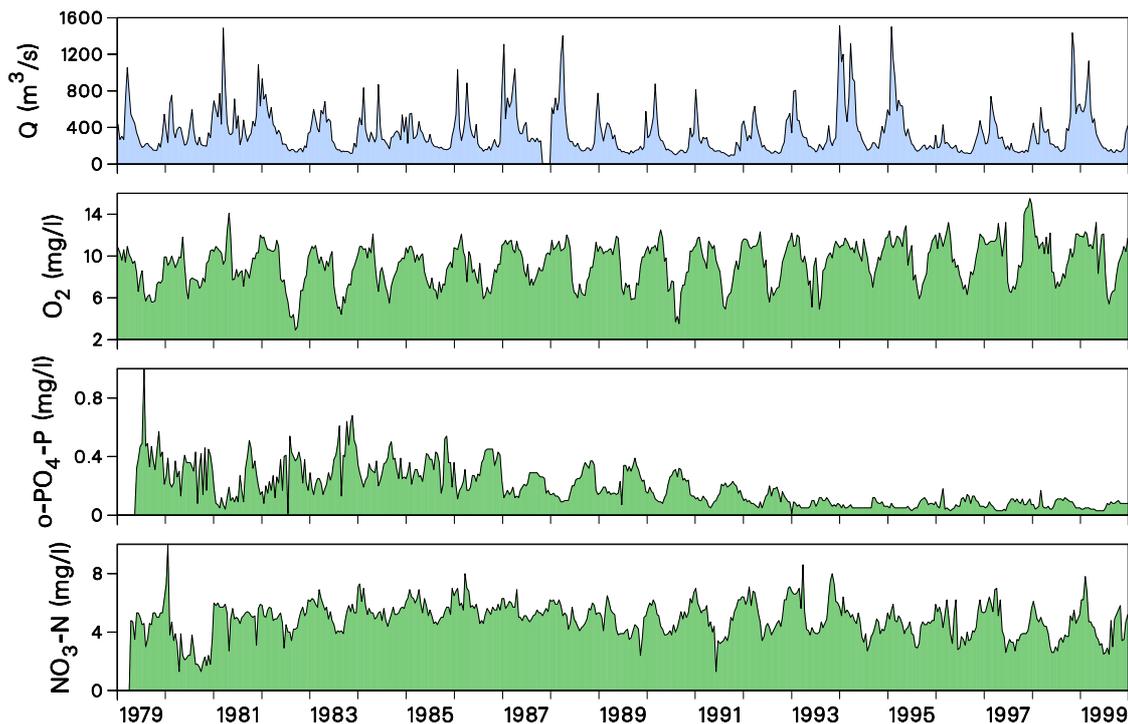
Die Versalzung des Weserwassers und die damit verbundene erhöhte Salzkorrosion hat zur Folge, dass das Flusswasser als Brauchwasser nur bedingt nutzbar ist. 1983 musste in Bremen die seit 1873 bestehende Nutzung des Weserwassers zur Trinkwasserversorgung eingestellt werden (EBERHARDT, 1975; EBERHARDT in HAUTAU et al., 1987).

<b>1856</b>	Entdeckung von Steinsalzvorkommen in Thüringen und Hessen
<b>1861</b>	Beginn des Salzbergbaus und Errichtung der ersten Fabrik
<b>1911</b>	Trinkwassernotstand in Bremen aufgrund der hohen Salzbelastung des Flusses
<b>1913</b>	Staatsvertrag Preußens mit den Thüringischen Staaten: Gründung einer Kaliabwässer-Kommission in Kassel mit der Aufgabe, Regelungen für die Salzwassereinleiter zu treffen. Die Einleitungsmengen seien so an die Wasserführungen der Flüsse anzupassen, dass 842,5 mg/l Cl <sup>-</sup> mit 48,4° dH in der Werra bei Gerstungen und 250 mg/l Cl <sup>-</sup> mit 20° dH in Bremen nicht überschritten werden
<b>1924</b>	Erhöhung der Grenzwerte bei Gerstungen auf 1.781 mg/l Cl <sup>-</sup> und 63,1° dH für die Werra und in Bremen für die Weser 350 mg/l Cl <sup>-</sup> mit 23° dH
<b>um 1925</b>	Zunahme der Düngesalzproduktion und Beginn der Abwasserversenkung in den Untergrund
<b>1942</b>	Im 2. Weltkrieg werden vorübergehend die Grenzwerte wie folgt festgelegt:- Gerstungen 2.500 mg/l Cl <sup>-</sup> mit 50° dH, - Bremen 350 mg/l Cl <sup>-</sup> mit 23° dH
<b>1947-1951</b>	Neue Abkommen über Salzkonzentrationen und -frachten im Fluss: 62% der Fracht aus den Thüringischen Werken (DDR), 38% aus den hessischen (BRD)
<b>1949-1950</b>	Auftreten von massenhaftem Fischsterben in der Werra
<b>Seit 1952</b>	stete Zunahme der Salzableitungen durch DDR-Fabriken
<b>1968</b>	Thüringische Kaliwerke stoppen die Versenkung von Salzabwässern über Schluckbrunnen in den Plattendolomit, da die Trinkwasserbrunnen der näheren Umgebung Salzschäden aufwiesen. Folge: ein weiteres Ansteigen der Salzfrachten in Werra und Weser
<b>1976</b>	in der Werra wurden Spitzenwerte von 40.000 mg/l Cl <sup>-</sup> erreicht, die jährliche Durchschnittskonzentration beträgt 17.000 mg/l Cl <sup>-</sup>
<b>Seit 1980</b>	erneute Verhandlungsrunden der BRD mit der DDR um eine Frachtreduzierung
<b>Seit 1982</b>	trotz der vorhandenen technischen Möglichkeiten zur Salzreduzierung kommen die bilateralen Verhandlungen zu keinem Ergebnis
<b>1987</b>	die Einführung neuer Technologien in den DDR-Werken scheitert am westdeutschen Patentinhaber des ESTA-Verfahrens
<b>1989</b>	Reduzierung der Salzfrachten durch Produktpausen- und Minderungen
<b>ab 1990</b>	die ostdeutsche Kali-Industrie kämpft um das Überleben der thüringischen Werke, erste Produktionsstättenstillegungen führen zu einer weiteren Salzfrachtabnahme, Stufenplan zur Sanierung der thüringischen Salzabwassereinleitungen
<b>1992</b>	Verwaltungsabkommen über die Gewährung von Zuwendungen des Bundes und der Länder für Maßnahmen zur Reduzierung der Werra-Weser-Versalzung, Ziel dieses Konzeptes ist eine Reduzierung der thüringischen Chlorideinleitungen auf 40 kg/s
<b>1993</b>	Veränderungen des Konzeptes durch die Schließung des Werkes Merkers, neu aufgestelltes Ziel ist eine Frachtenreduzierung für die thüringischen Werke auf 18 kg/s Cl, Forderung der ARGE Weser zu Konzentrationsbegrenzungen in Werra und Weser unabhängig von Einleitungsquoten

**Tab. 3.4: Chronologie der Versalzung von Werra und Weser aus Abwässern der Kaliindustrie (erweitert nach BUSCH et al., 1989)**

Für das bei Bremen-Hemelingen in die Unterweser einströmende Weserwasser zeigen die seit 1979 aufgezeichneten kontinuierlichen Zeitreihen (ARGE WESER, 1979-1999) für den Sauerstoffgehalt und die verschiedenen Nährstoffgehalte unterschiedlich ausgeprägte Entwicklungen (Abb. 3.8). Biologische Ab-

bau- und Umwandlungsprozesse hängen von der Jahreszeit und der Wassertemperatur ab. Unterschiedliche Oberwasserabflüsse sorgen für unterschiedliche Verdünnungen eingeleiteter Substanzen sowie für unterschiedliche Verweilzeiten (und damit Abbaustrecken in Flusslängsrichtung) in Ober- und Mittelweser. Ein Wasserkörper braucht beispielsweise 5,8 d bei MNQ, 4,9 d bei MQ bzw. 2,6 d bei MHQ, um Ober- und Mittelweser zu durchfließen (WESERLASTPLAN, 1982, Abb. A9). Die aus den obengenannten Ursachen resultierenden ausgeprägten jahreszeitlichen Schwankungen der Sauerstoff- und Nährstoffkonzentrationen bei Bremen-Hemelingen überlagern mögliche langfristige Trends, hervorgerufen durch Maßnahmen, die zur Verbesserung der Gewässergüte in der Binnenweser durchgeführt wurden.



**Abb. 3.8:** Zeitreihen des Oberwasserabflusses (Q), des Sauerstoffgehaltes (O<sub>2</sub>), des Phosphat-Phosphor- (o-PO<sub>4</sub>-P) und Nitrat-Stickstoffgehaltes (NO<sub>3</sub>-N) für Bremen-Hemelingen von 1979 bis 1999 (14 tägige Mittelwerte, ARGE WESER 1979 bis 1999)

Bei Hemelingen ist ein schwacher positiver Trend im mittleren Sauerstoffgehalt (14-tägige Mittelwerte) zwischen 1979 und 1999 (Sauerstoffzunahme von etwa 2 mg/l in 21 Jahren; ermittelt aus den Daten in den ARGE Weser Zahlentafeln) zu erkennen, der den Bau/Ausbau von Kläranlagen in Ober- und Mittelweser widerspiegelt. Seit Inkrafttreten des Waschmittelgesetzes von 1975 sind die Phosphatgehalte in der Weser rückläufig. Das Abwasserabgabengesetz verstärkte diese Entwicklung (ALBRECHT und KIRCHHOFF, 1987). Die Ortho-Phosphat-Phosphorgehalte bzw. -frachten nahmen beispielsweise von etwa 0,3 mg/l bzw. 90 kg/s in der ersten Hälfte der 1980er Jahre (Mittelwerte 1980-1984) auf kleiner 0,1 mg/l bzw. etwa 22 kg/s in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre (Mittelwerte 1995-1999) ab (ermittelt aus den Daten in den ARGE Weser Zahlentafeln). Beim Nitratgehalt fand eine derartige Trendwende bis heute nicht statt. Die Entwicklung folgte dem Anstieg des Stickstoffverbrauchs in der Landwirtschaft, 1959 waren es ca. 40 kg/ha, 1983 bereits ca. 120 kg/ha (ALBRECHT und KIRCHHOFF, 1987). Für die 1980er und

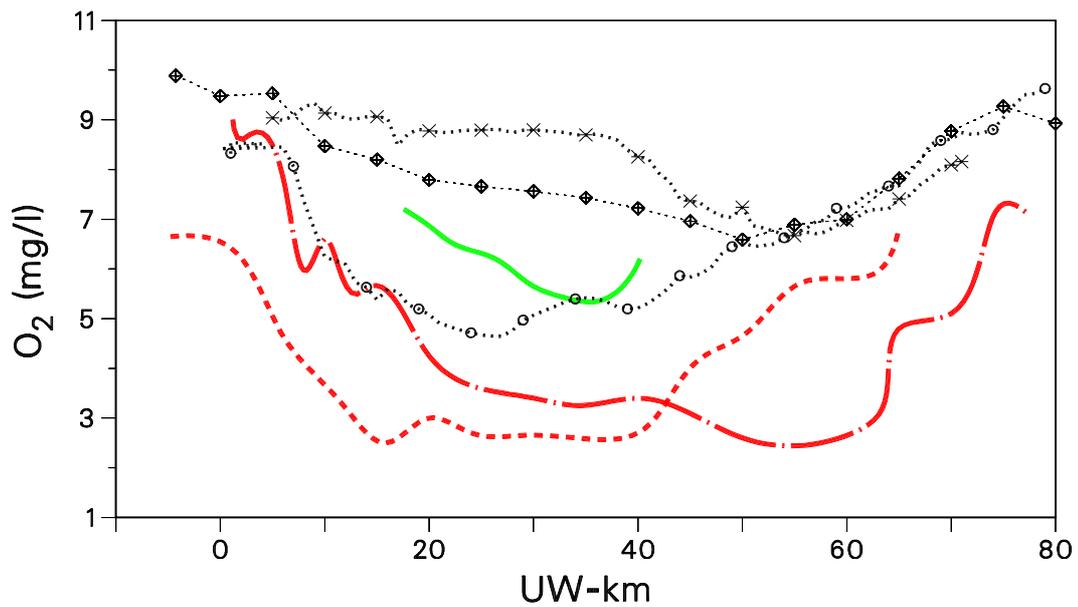
1990er Jahre sind auf der Basis der ARGE Weser Daten keine signifikanten Trends für die Nitratgehalte bzw. -frachten zu erkennen. Die 5-Jahresmittelwerte waren 1995-1999 mit 4,4 mg/l bzw. 1700 kg/s nur wenig kleiner als 1980-1984 mit 4,8 mg/l bzw. 1700 kg/s.

Im hydrologischen Winterhalbjahr (November bis April) sind die Sauerstoffgehalte bei Hemelingen aufgrund der eingeschränkten biochemischen Abbau- und Umwandlungsprozesse und des höheren Oberwasserabflusses höher als im hydrologischen Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober). Aufgrund der eingeschränkten Nitrifikation sind die Ammoniumgehalte im Winterhalbjahr höher als im Sommerhalbjahr, wobei große Oberwasserabflüsse auch im Winter kleinere Ammoniumgehalte verursachen können. Die Ammoniumfrachten sind ebenfalls im Winterhalbjahr höher als im Sommerhalbjahr. Da Nitrat im Gegensatz zum Phosphat im Erdreich nicht sehr fest gebunden ist (Weserlastplan, 1982), sind bei kleineren Oberwasserabflüssen die Auswaschungen und Abspülungen landwirtschaftlich genutzter (d.h. Nitratgedüngter) Flächen und damit die Nitratgehalte im Fluß kleiner. Aus diesem Grund sind sowohl die Nitratgehalte als auch die -frachten bei Hemelingen im Winterhalbjahr im Mittel höher als im Sommerhalbjahr. Die Phosphatgehalte sind im Winterhalbjahr im Mittel aufgrund der stärkeren Verdünnung der entsprechenden Einleitungen durch größere Oberwasserabflüsse kleiner als im Sommerhalbjahr.

Neben den Jahresgängen zeigen die Sauerstoff- und Nährstoffgehalte im Längsprofil der Unterweser je nach Jahreszeit unterschiedlich ausgeprägte Minima bzw. Maxima. Diese Extreme werden durch Abwassereinleitungen in die Unterweser und/oder durch Abbau und Umwandlung der eingeleiteten Stoffe sowie der Stoffe, die aus Ober- und Mittelweser in die Unterweser transportiert werden, verursacht.

Ein Sauerstoffminimum ist hauptsächlich in wärmeren Monaten im Längsprofil der Unterweser zu beobachten (Abb. 3.9). Stromabwärts nimmt der Sauerstoffgehalt durch Beimischung des vom Meer her eindringenden sauerstoffreicheren Meerwassers wieder zu (GRABEMANN et al., 1993). Im Gebiet der Trübungszone kann es aufgrund der Partikel- und damit Bakterienanreicherung zu einer verstärkten Sauerstoffzehrung kommen (SCHUCHARDT et al., 1989).

Bereits im Sommer 1929 konnte ein Sauerstoffminimum mit minimalen Sauerstoffgehalten um 5,5 mg/l beobachtet werden (SCHRÄDER, 1941). In den 1960er, 1970er und Anfang der 1980er Jahre wurden in warmen, abflussarmen Zeiten Sauerstoffminima mit Konzentrationen unter 4 mg/l beobachtet (ZEITZ, 1975; SCHRÖDER et al., 1983). Seit Mitte der 1980er Jahre ist das Sauerstoffminimum weniger ausgeprägt (Abb. 3.8). Diese Verbesserung des Sauerstoffgehaltes lässt sich auf die signifikant verringerten Gehalte an BSB- und organisch gebundenem Stickstoff im Abwasser der Kläranlage Seehausen nach Einbau der biologischen Stufe zurückführen (MÜLLER et al., 1990; WOHLBEN in HAUTAU et al., 1987; SCHUCHARDT et al., 1989; GRABEMANN et al., 1993).

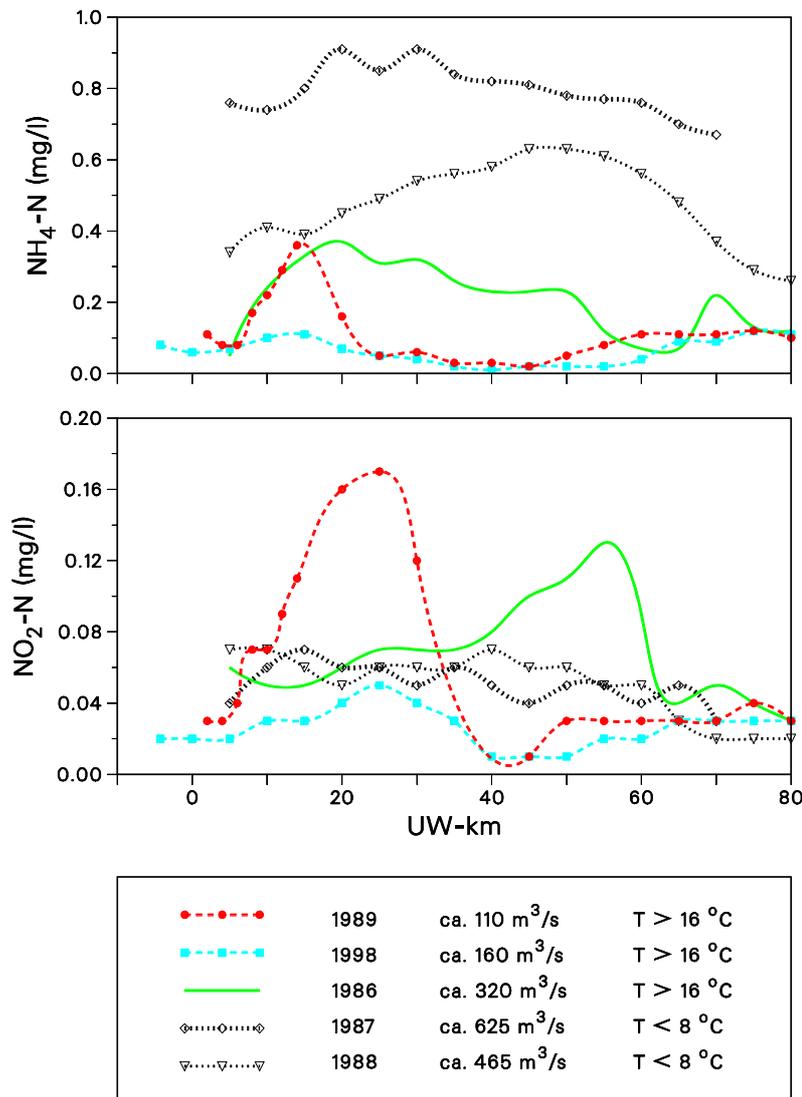


—	1929	ca. HW	ca. 120 m <sup>3</sup> /s	(Schröder, 1941)
- - -	1964	Ebbe	ca. 130 m <sup>3</sup> /s	(Zietz, 1975)
- · -	1978	ca. HW	ca. 260 m <sup>3</sup> /s	(Wöbken/Kunz, 1980)
× ··· × ··· ×	1987	Ebbe	ca. 280 m <sup>3</sup> /s	(SBU, BWE)
o ··· o ··· o	1991	Ebbe	ca. 120 m <sup>3</sup> /s	(SBU, BWE)
◊ ··· ◊ ··· ◊	1998	Ebbe	ca. 160 m <sup>3</sup> /s	(SBU, BWE)

**Abb. 3.9 Sauerstofflängsprofile in der Unterweser im Sommer bei Oberwasserabflüssen kleiner 280 m<sup>3</sup>/s zwischen 1929 und 1998 (SBU: Senator für Bau und Umwelt Bremen, BWE: Bezirksregierung Weser/Ems – Aussenstelle Brake)**

Im Winter ist die fluviale Ammoniumfracht vergleichsweise hoch. Diese Fracht wird durch Abwassereinleitungen in die Unterweser weiter erhöht und zur Nordsee transportiert. In der wärmeren Jahreszeit, wenn die fluviale Ammoniumfracht niedrig ist, verursachen Abwassereinleitungen, hauptsächlich durch die Bremer Kläranlage Seehausen, ein Ammoniummaximum in der Regel im Bereich UW-km 10 bis 40. Aufgrund der Nitrifikation wird im Bereich UW-km 20 bis 50 ein Nitritmaximum beobachtet (Abb. 3.10; GRABEMANN et al., 1993). Diese Nährstoffmaxima sind in der Regel desto ausgeprägter und desto weiter flussauf zu beobachten, je kleiner der Oberwasserabfluss, d.h. je länger die Verweilzeit eines Wasserkörpers in der Unterweser ist (vgl. Abb. 3.2). Etwa seit Mitte der 1990er Jahre ist das Ammoniummaximum wegen der signifikanten Reduzierung der Ammoniumeinleitungen weniger stark ausgeprägt (Abb. 3.10; vgl. Kap. 3.4 und 5).

Die Längsprofile des Nitrat- und des Phosphorgehaltes zeigen in der Regel keine Extrema. Aufgrund der hohen Nitrat-Vorbelastung beträgt die Nitrat-Zunahme durch Einleitungen und Nitrifikation in der Unterweser nur etwa 1-3 % des fluvialen Nitrateintrages (vgl. Tab. 3.4). In der Brackwasserzone nehmen die Konzentrationen der Nährstoffe in der Regel aufgrund der Verdünnung durch das eindringende nährstoffärmere Wasser aus der Nordsee bzw. dem Küstenbereich ab (GRABEMANN et al., 1993). In den 1990er Jahren nehmen die Phosphatkonzentrationen in der Brackwasserzone zeitweise nicht ab oder auch zu, d.h., die Phosphatkonzentrationen im Weserwasser sind ähnlich hoch wie oder kleiner als im eindringenden Wasser (vgl. Längsprofilmessungen, Senator für Bau und Umwelt Bremen und Bezirksregierung Weser/Ems – Aussenstelle Brake).



**Abb. 3.10:** Längsprofile für Ammonium-Stickstoff (NH<sub>4</sub>-N, oben) und Nitrit-Stickstoff (NO<sub>2</sub>-N, unten) in der Unterweser im Sommer und im Winter für verschiedene Oberwasserabflüsse (nach Daten des Senators für Bau und Umwelt Bremen und der Bezirksregierung Weser/Ems – Aussenstelle Brake)

### 3.4 BSB- und Stickstofffrachten an der oberen Grenze der Brackwasserzone

Fluviale BSB- und Stickstofffrachten werden in der Unterweser durch Abwassereinleitungen erhöht und durch biochemische Umwandlungs- und Abbauprozesse entweder erniedrigt oder weiter erhöht. Zur Abschätzung des Eintrages in das angrenzende Meeresgebiet sollen die Frachten nach der Pariser Kommission (PARCOM) an der oberen Grenze der Brackwasserzone angegeben werden. Die obere Grenze der Brackwasserzone pendelt bei kleinem Oberwasser im Gebiet von Brake. BSB- und Nährstofffrachten wurden daher durch den Querschnitt bei UW-km 40 mit Hilfe des querschnittsgemittelten, zeitabhängigen numerischen Gewässergüte- und Transportmodells FLUSS (Müller et al., 1992) beispielhaft für die Jahre 1989 bis 1994 und 1998 berechnet (zur Methodik der Frachtermittlung Kapitel 3.4.1).

Im Modell werden folgende Frachten unterschieden:

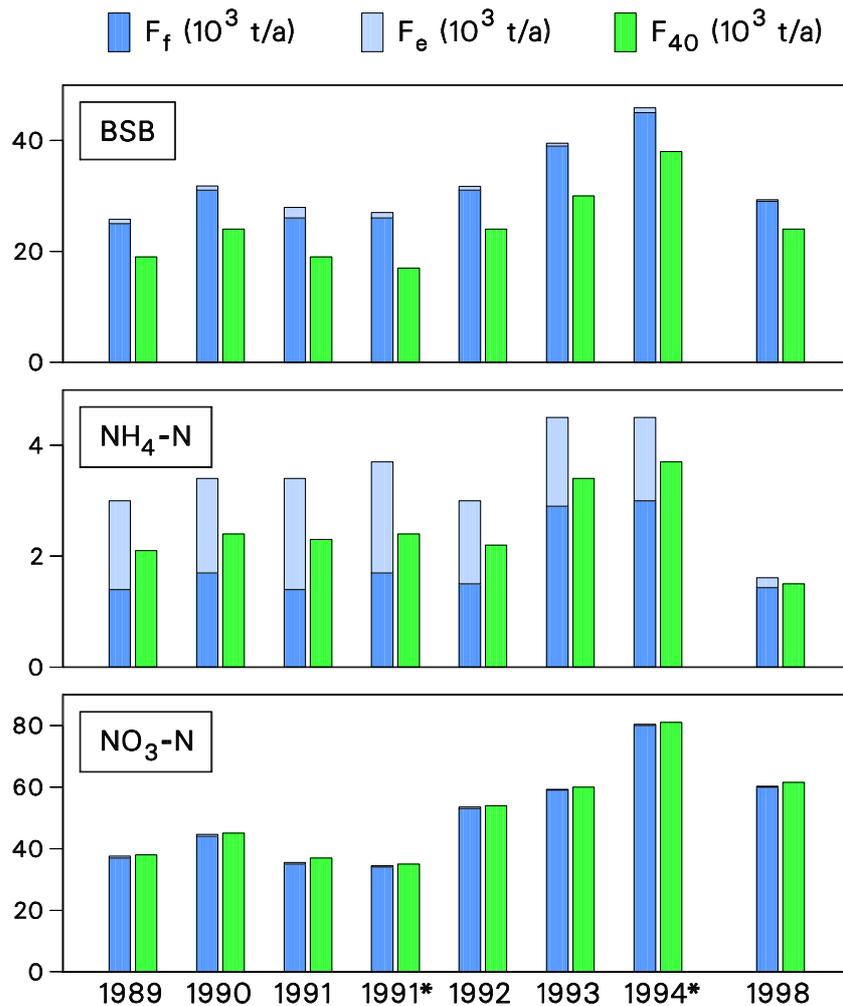
- $F_f$ : fluviale Frachten, die mit dem Oberwasser eingetragen werden
- $F_e$ : eingeleitete Frachten (Summe der Frachten, die von den Einleitern flussauf von km 40 eingetragen werden)
- $F_s$ : Summenfracht aus fluvialer und eingeleiteter Fracht
- $F_{40}$ : Frachten bei Unterweser-km 40 (berechnet aus der Modellierung)

In der 12-jährigen Reihe 1988 bis 1999 schwanken die BSB- und Stickstofffrachten  $F_f$  deutlich von Jahr zu Jahr (siehe Abb. 3.11). Über das Weserwehr strömten in diesem Zeitraum fluviale BSB-Frachten von jährlich 25 bis  $50 \cdot 10^3$  t/a ( $BSB_5$  bis 1989,  $BSB_7$  ab 1990). Für  $NH_4$ -N lag die Fracht bei 1,2 bis  $3,1 \cdot 10^3$  t/a, für  $NO_3$ -N bei 36 bis  $80 \cdot 10^3$  t/a.

Für BSB und  $NO_3$ -N sind die in die Unterweser eingeleiteten Frachten  $F_e$  der Kläranlagen und Industriebetriebe verglichen mit der jeweiligen Oberwasserfracht  $F_f$  klein. Sie betragen etwa 1-7 % beim BSB und etwa 2 % beim  $NO_3$ -N. Dagegen sind die durch Abwassereinleitungen in die Unterweser fließenden  $NH_4$ -N-Frachten  $F_e$  in den Jahren 1988 bis 1996 etwa in der Größenordnung der Oberwasserfracht  $F_f$ . Ab dem Jahr 1997 macht sich die zwischenzeitliche Sanierung von größeren Kläranlagen an der Unterweser durch eine deutliche Reduzierung der  $NH_4$ -N-Fracht durch die Einleiter  $F_e$  bemerkbar (vgl. Kapitel 5.4.3).

Aufgrund der Abbau-, Umwandlungs- und Transportprozesse nehmen die aus den Modellierungen abgeleiteten BSB- und Ammonium-Stickstofffrachten  $F_{40}$  gegenüber den Summenfrachten aus fluvialen und Einleiterfrachten ( $F_s = F_f + F_e$ ) ab, die Nitrat-Stickstofffrachten dagegen um etwa 2 % zu. Die Abnahme der BSB- und Ammonium-Stickstofffrachten findet hauptsächlich in den wärmeren Monaten statt (die Abbau- und Umwandlungsprozesse sind in der Regel temperaturabhängig) und hängt u.a. von der Verweilzeit des Wassers in der Unterweser flussauf von UW-km 40 und damit vom Oberwasserabfluß ab (vgl. Kapitel 3.3). Sie kann in warmen, abflußarmen 14-Tages-Perioden bis 70 % betragen.

Mittlere Frachten  $F_{40}$ , die durch den Querschnitt bei UW-km 40 in Richtung Nordsee transportiert werden, liegen für die Jahre 1989-1993 bzw. 1998 in der Größenordnung von 17 bis  $38 \cdot 10^3$  t/a für BSB und 35 bis  $81 \cdot 10^3$  t/a für Nitrat-Stickstoff (siehe Abb. 3.11). Aufgrund der Reduzierung der Ammonium-Stickstofffrachten durch die Unterweser-Einleiter ist 1998 die Ammonium-Stickstofffracht durch den Querschnitt bei UW-km 40 mit  $1,4 \cdot 10^3$  t/a deutlich kleiner als in den Jahren 1989-1993 (mit 2,1 bis  $3,7 \cdot 10^3$  t/a).



**Abb. 3.11: Jahresfrachten ( $10^3$  t/a) von 1988 bis 1999.  $F_f$ : fluviale Frachten (Hemelingen; 1988-1993, 1995-1999: basierend auf den 14 tägigen Mittel- ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) bzw. Einzelwerten (BSB) der ARGE-Weser),  $F_e$ : Summe der Frachten der Einleiter flußauf von UW-km 40 (Senator für Bau und Umwelt Bremen),  $F_{40}$ : Frachten bei UW-km 40 (berechnet aus Modellierungen)**

#### Zur Methodik der Frachtermittlung bei UW-km 40 mit dem Modell FLUSS

FLUSS ist ein Modell zur Simulation des über den Flussquerschnitt gemittelten Transportes von Wasserinhaltsstoffen und der Gewässergütesituation im Längsprofil von Tidelfläüssen. Das Modell simuliert die Zustandsänderungen und Transportprozesse mittels zeitabhängiger, querschnittsgemittelter Transportgleichungen in einem Flussabschnitt zwischen zwei Messstellen unter Benutzung von deren Messwerten und der lokalen Meteorologie als Randbedingungen. Die im Wasserkörper, an der Wasseroberfläche und am Gewässerboden ablaufenden physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse sind dem Stand des Wissens entsprechend möglichst naturnah parametrisiert und werden zeitabhängig simuliert. Bei der Simulation des Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes werden im Modell u.a. folgende Prozesse durch Parametrisierungen berücksichtigt: Belüftung durch die Wasseroberfläche, Assimilation des Phytoplanktons, Sauerstoffzehrung durch biochemische Prozesse am Gewässerboden, Sauerstoffzehrung durch Mineralisation organischer Inhaltsstoffe des Wasserkörper, Nitrifikation. Frachten industrieller und kommunaler Einleiter fließen in das der Position des betreffenden Einleiters entsprechenden Modellsegments (125 m) ein. FLUSS eignet sich auf Grund der akzeptablen Rechenzeiten zur Simulation längerer Zeiträume und kann sowohl für diagnostische als auch für prognostische Gewässerstudien eingesetzt werden und gezielt Aussagen über den Einfluss einzelner Einleiter oder veränderter äußerer Randbedingungen auf den Gewässergütezustand eines Gewässers machen.

Für die Simulationen, die zur Berechnung der in Abbildung 3.11 dargestellten Frachten durchgeführt wurden, umfasste das Modellgebiet die Wesermündung zwischen Bremen (Wehr, flussseitiger Modellrand) und Bremerhaven (UW-km 70, seeseitiger Modellrand). Die obengenannten Prozesse sind in der Regel temperaturabhängig. Die Temperaturlängsverteilung wurde unter Vorgabe der aktuellen (täglichen) meteorologischen Situation (Werte einer Messstation auf dem Gelände der Stahlwerke Bremen) und der Wärmeeinleitungen (Senator für Bau und Umwelt Bremen, Bezirksregierung Weser/Ems- Außenstelle Brake) durch die Kraftwerke Hafen, Mittelbüren und Farge, durch das Kernkraftwerk Unterweser und durch die Stahlwerke Bremen simuliert.

Desweiteren gingen die BSB- und Nährstoffeinleitungen der Kläranlagen Seehausen, Delmenhorst, Osterholz, Farge, Brake, Nordenham und Bremerhaven, der BWK und der Fettraffinerie Brake ein (Senator für Bau und Umwelt Bremen, Bezirksregierung Weser/Ems- Außenstelle Brake).

Jeweils 26 Perioden pro Jahr wurden entsprechend den 14-Tages-Perioden der ARGE-Weser-Messungen simuliert. Für diese Perioden wurden jeweils die BSB- und Nährstofffrachten durch den Querschnitt bei UW-km 40 berechnet und zur Jahresfracht aufsummiert. Dabei wurden die 14-Tages-Mittelwerte bzw. Einzelwerte (BSB) der Messstationen Hemelingen und Bremerhaven für die Temperatur, den Sauerstoffgehalt, den BSB-Gehalt und die Nährstoffgehalte (ARGE Weser, 1989-1993, 1998) als Randbedingungen am see- und flussseitigen Modellrand vorgegeben. Das Oberwasser wurde ebenfalls entsprechend der jeweiligen Periode berücksichtigt. Desweiteren gingen Wasserstandszeitreihen (Wasser- und Schiffsamt) über einen Spring-Nipp-Zyklus 1987 für verschiedene Pegel ein (werden andere Spring-Nipp-Zyklen von z.B. 1994 zugrundegelegt, ändern sich die BSB- und Nährstofffrachten um wenige Prozent).

Die zur Modellierung benutzten Datensätze wiesen teilweise verschiedenen große Lücken auf, die interpoliert oder durch plausible Annahmen ergänzt wurden.

## Literatur

- ALBRECHT, J., KIRCHHOFF, N., 1987. Ökologie der Weser - Der Fluß als Lebensraum im Wandel der Zeit. In Bachmann und Hartmann (Hrsg.), Schifffahrt, Handel und Häfen - Beiträge der Schifffahrt auf Weser und Mittellandkanal, Minden, 295-325.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT ZUR REINHALTUNG DER WESER (ARGE Weser), 1996, Die Chloridproblematik an Werra und Weser.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT ZUR REINHALTUNG DER WESER (ARGE Weser), 1994, Die Unterweser 1993.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT ZUR REINHALTUNG DER WESER (ARGE Weser), Weserlastplan 1982.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT ZUR REINHALTUNG DER WESER (ARGE Weser), Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen 1979 – 1992, Wesergüteberichte 1993-1999.
- BECKER, G., KOHNKE, D., 1978. Longterm variations of temperature and salinity in the Inner German Bight. Rapp. P.-v. Cons. Explor. Mer. 172, 335-344.
- BLIESENER, F., LÜNINGHÖNER, W., 1978. Bauwerke an der Unterweser. Hansa 115(15/16), 1273-1275.
- BUSCH, D., SCHIRMER, M., SCHUCHARDT, B., SCHRÖDER, K., 1984. Der Ausbau der Unterweser zum Großschifffahrtsweg und seine Auswirkungen auf das Ökosystem und die Flußfischerei. N. Arch. f. Nds. 33(1), 60-80.
- DEUTSCHES GEWÄSSERKUNDLICHES JAHRBUCH, WESER-/EMS GEBIET, Abflußjahre 1991, 1994 und 1998.

- DIETZE, W., 1983. Die Veränderungen der Wasserstände in den großen Tideflüssen seit 100 Jahren. Dt. Gewässerkl. Mitt. 27, 7-12.
- DIRKSEN, J.E., 1986. Ausführung der Weserkorrektur und folgende Ausbaumaßnahmen für die seewärtige Zufahrt nach Bremen. Die Weser 60(6), 152-162.
- EBERHARDT, M., 1975. Trinkwassergewinnung aus Flußwasser, insbesondere Weserwasser. Dt. Gewässerkl. Mitt. 19 (Sonderheft), 56-62.
- FLÜGEL, H., 1986. 100 Jahre Korrektur der Unterweser und Hafenbau in Bremen-Stadt. Hansa 123(17), 1349-1353.
- FLÜGEL, H., 1987. 100 Jahre Korrektur der Unterweser und Hafenbau in Bremen. Jb. Hafenbautechn. Gesellschaft 42, 50-82.
- FRANZIUS, L., 1888. Die Korrektur der Unterweser. Bremen.
- FREIE HANSESTADT BREMEN, DER SENATOR FÜR UMWELTSCHUTZ UND STADTENTWICKLUNG (Hrsg.). Trinkwasserversorgungsbericht des Landes Bremen, Bremen.
- FÜHRBÖTER, A., 1986a. Anstieg des Meeresspiegels an der deutschen Nordseeküste. Spektrum der Wissenschaft (3), 16, 20.
- FÜHRBÖTER, A., 1986b. Veränderungen des Säkularanstiegs an der deutschen Nordseeküste. Wasser und Boden (9), 456, 459 - 460.
- GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH, 1980. Gewässeranalytische Untersuchungen auf der Unterweser im Herbst 1979. Teil 2: Hochauflösende hydrographische Messungen und Spurenanalytik. GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH, GKSS 80/E/27.
- GRABEMANN, I., KRAUSE, G., SIEDLER, G., 1983. Langzeitige Änderungen des Salzgehaltes in der Unterweser. Dt. Hydrogr. Z. 36, 61-77.
- GRABEMANN, I., KRAUSE, G., 1989. Transport processes of suspended matter derived from time series in a tidal estuary. J. Geophys. Res. 94(C), 14373-14380.
- GRABEMANN, I., KÜHLE, H., KUNZE, B., MÜLLER, A., NEUMANN, L.J.R., 1990. Studies on the distribution of oxygen and nutrients in the Weser estuary. In Michaelis, W. (ed.), Estuarine water quality management. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Coastal and Estuarine Studies 36, 341-344.
- GRABEMANN, I., KUNZE, B., MÜLLER, A., 1993.: Lower Weser water quality monitoring and water quality situation. In WHITE, K.N., BELLINGER, E.G., SAUL, A.J. HENDRY, K., BRISTOW, M.R. (eds.), Urban waterside regeneration. Ellis Horwood Series in Environmental Management, Science and Technology, Ellis Horwood Limited, N.Y., London, 302-311.

- GRABEMANN, I., KRAUSE, G., 1994. Suspended matter fluxes in the turbidity maximum of the Weser estuary. In Dyer, K.R., Orth, R.J. (eds.), Changes in fluxes in estuaries. Olsen & Olsen, Frederborg, 23-28.
- HAESLOOP, U., SCHIRMER, M., SCHUCHARDT, B., 1989. Zu den ökologischen Folgen des Ausbaues der Unterweser zum Großschiffahrtsweg. Tagungsband, Internationaler Umweltkongreß "Der Hafen: Eine ökologische Herausforderung", Hamburg, BRD, 179-181.
- HAESLOOP, U., SCHIRMER, M., 1990. Die ökologischen Folgen des Ausbaus der Unterweser zum Großschiffahrtsweg. In Meßprogramm Weser in Bremen (MEWEB), Freie Hansestadt Bremen - Der Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung und Wasserwirtschaftsamt Bremen (Hrsg.), Bremen, 70-74.
- HAUTAU, H., EBERHARDT, M., EBEL, K., FLÜGEL, H., KEUNE, H., REIS, G., WOHLLEBEN, H., NEUMANN, H., SCHIRMER, M., 1987. Probleme der Wasserqualität von Weser, Werra und Fulda (Podiums- und Plenumsdiskussion). Die Weser 61(4/5), 125-134.
- HENSEN, W., 1953. Das Eindringen von Salzwasser in die Gezeitenflüsse und ihre Nebenflüsse, in Seekanäle und Häfen. Mitt. Franz. Inst. 3, 20-50.
- HILL, H.W., DICKSON, R.R., 1978. Longterm changes in the North Sea hydrography. Rapp. P.-v. Cons. Explor. Mer. 172, 310-334.
- HULSCH, J., VEH, G., 1978. Zur Salzbelastung von Werra und Weser. N. Arch. f. Nds. 27, 367-377.
- LÜNEBURG, H., 1953. Beiträge zur Hydrographie der Wesermündung, Teil II: Die Probleme der Sinkstoffverteilung in der Wesermündung. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 2, 15-51.
- KÜHLE, H., PRANGE, A., MÜLLER, A., 1989. Hydrographie, Wärmehaushalt, Sauerstoffhaushalt und Eutrophierung der Unterweser. Gutachten zur Beurteilung des Gewässergütezustandes der Unterweser, unveröffentlichter Teilbericht, GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH und Wasserwirtschaftsamt Bremen.
- MÜLLER, A., GRODD, M., WEIGEL, H.-P., 1990. Lower Weser monitoring and modelling. In Michaelis, W. (ed.), Estuarine water quality management. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Coastal and Estuarine Studies 36, 285-294.
- MÜLLER, A., GRABEMANN, I., KUNZE, B., 1992. Water quality modelling: prediction of the transport of water constituents in the Weser estuary (Germany). In Spaulding, M.L., Bedford, K., Blumberg, A., Cheng, R., Swanson, C. (eds.), Estuarine and Coastal Modeling, American Society of Civil Engineers, New York, 405-417.
- NEUMANN, H., GAUMERT, D., HERBST, V., SCHILLING, J., 1990. Betrachtungen über die ökologischen und ökonomischen Schäden der Salzbelastung von Werra und Weser. Die Weser 90(2/3), 77-86.
- OHLING, J., 1987. Die niedersächsischen Häfen an der Unterweser. Jb. Hafenbautechn. Gesellschaft 42, 129-137.

- PLATE, L., 1924. Der Ausbau der Unterweser. Jb. Hafenbautechn. Gesellschaft 7, 150-164.
- RAMACHER, H., 1974. Der Ausbau der Unter- und Außenweser. Mitt. Franz. Inst. 41, 257-276.
- REIDT, L., 1993. Wo die Salzwelle rauscht. Die Zeit vom 20.08.1993.
- ROHDE, H., 1970. Entwicklung der Wasserstraßen im Bereich der deutschen Nordseeküste. Die Küste 20, 1-44.
- ROHDE, H., 1982. Die Geschichte des Pegels Helgoland. Dt. Gewässerkl. Mitt. 26, 117-124.
- SCHRÄDER, T., 1941. Fischereibiologische Untersuchungen im Wesergebiet. II. Hydrographie, Biologie und Fischerei der Unter- und Außenweser. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 39, 527-693.
- SCHRÖDER, K., BUSCH, D., SCHIRMER, M., SCHUCHARDT, B., 1983. Reaktionen der Fischfauna auf anthropogene chemische und physikalische Veränderungen des Wassers der Unterweser. N. Arch. Nds. 32, 418-430.
- SCHUCHARDT, B., BECKMANN, M., KNUST, R., SCHIRMER, M., 1984. Eulitorale Uferstrukturen an der Unterweser. DROSER 84(2), 83-90.
- SCHUCHARDT, B., MÜLLER, M., SCHIRMER, M., 1989. Veränderungen im Sauerstoff-Haushalt der Unterweser nach der Reduzierung kommunaler und industrieller Einleitungen. Dt. Gewässerkl. Mitt. 33 (3/4), 98-103.
- SIEFERT, W., 1982. Bemerkenswerte Veränderungen der Wasserstände in den deutschen Tideflüssen. Die Küste 37, 1-36.
- VEH, G., 1975. Die Salzbelastung der Flüsse im Einzugsgebiet der Weser. Dt. Gewässerkl. Mitt., Sonderheft, 72-77.
- WALTHER, F., 1954. Veränderungen der Wasserstände und Gezeiten in der Unterweser als Folge des Ausbaus. Hansa 91(21/22).
- WELLERSHAUS, S., 1981. Turbidity maximum and mud shoaling in the Weser estuary. Arch. Hydrobiol. 92, 161-198.
- WETZEL, V., 1987. Der Ausbau des Weserfahrwassers von 1921 bis heute. Jb. Hafenbautechn. Gesellschaft 42, 83-105.
- WITTMER, H., 1958. Tideänderungen durch Einbauten in Tideflüssen. Mitt. Franz. Inst. 13, 1-231.
- WÖBKEN, K., KUNZ, N., 1980. Beitrag zu Gewässergütefragen der Unterweser. Wasser und Boden 8, 372-377.
- ZIETZ, U., 1975. Probleme der Gewässergüte in der Unterweser. Dt. Gewässerkl. Mitt. 19 (Sonderheft), 87-94.

## 4. Abwassereinleitungen in die Unterweser

### 4.1 Vorbemerkung zum Umgang mit den Messwerten

Bei der Darstellung der Einleiterfrachten wurde schwerpunktmäßig auf Daten aus der behördlichen Überwachung zurückgegriffen, teilweise wurden auch Werte der Eigenüberwachung hinzugezogen. Liegen Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (kleiner als), ging der Wert mit der Bestimmungsgrenze bei der Frachtberechnung ein. Die angegebenen **Frachten** müssen somit immer als Höchstfrachten angesehen werden (siehe auch Kapitel 5). Die eingeleiteten Jahresfrachten wurden errechnet auf Basis des tatsächlich eingeleiteten Jahresabwasservolumenstromes und des Mittelwertes aus den chemischen Analysenergebnissen. Da die Analysenwerte nicht immer normalverteilt vorliegen, ist dieses Vorgehen statistisch gesehen nicht immer korrekt (Ausreißerproblematik). Da sich der **Median** bei entsprechenden Auswertungen noch nicht durchgesetzt hat, wurde auf den Mittelwert zurückgegriffen. Soweit möglich wird im Text auf diese Problematik hingewiesen.

Die Abwassereinleitungen werden etwa vier- bis sechsmal pro Jahr überwacht. Die Häufigkeit und der Parameterumfang der Überwachung orientiert sich an der Bedeutung der Einleitung (Menge, Frachten, gefährliche Stoffe, usw.). Die Analysen werden überwiegend an einer qualifizierten Stichprobe durchgeführt. Dieses ist eine Mischprobe aus mindestens 5 Stichproben, die im Abstand von nicht weniger als 2 Minuten und über einen Abstand von höchstens 2 Stunden entnommen werden. Dagegen werden flüchtige Stoffe und die Temperatur zur Beurteilung des momentanen Zustandes aus der Stichprobe ermittelt. Die Art der Probenahme und der Analysenumfang richtet sich in der Regel nach den in den Anhängen zur Abwasserverordnung bundeseinheitlich festgelegten Parametern. In den wasserrechtlichen Erlaubnissen der Abwassereinleiter werden diese gesetzlichen Mindestanforderungen teilweise verschärft und es werden darüber hinaus weitere Parameter festgelegt und begrenzt.

In der sich anschließenden Dokumentation über den Zustand der Unterweser und die Situation bei den Abwassereinleitern wurden große Datenmengen aus verschiedenen Behörden zusammengetragen und verarbeitet. Trotz sorgfältiger Bearbeitung ist nicht auszuschließen, dass sich Fehler eingeschlichen haben. Die Verfasser bitten daher um Kritik, damit Mängel in einer Neuauflage des Berichtes behoben werden können.

### 4.2 Die Einleitungen im Überblick

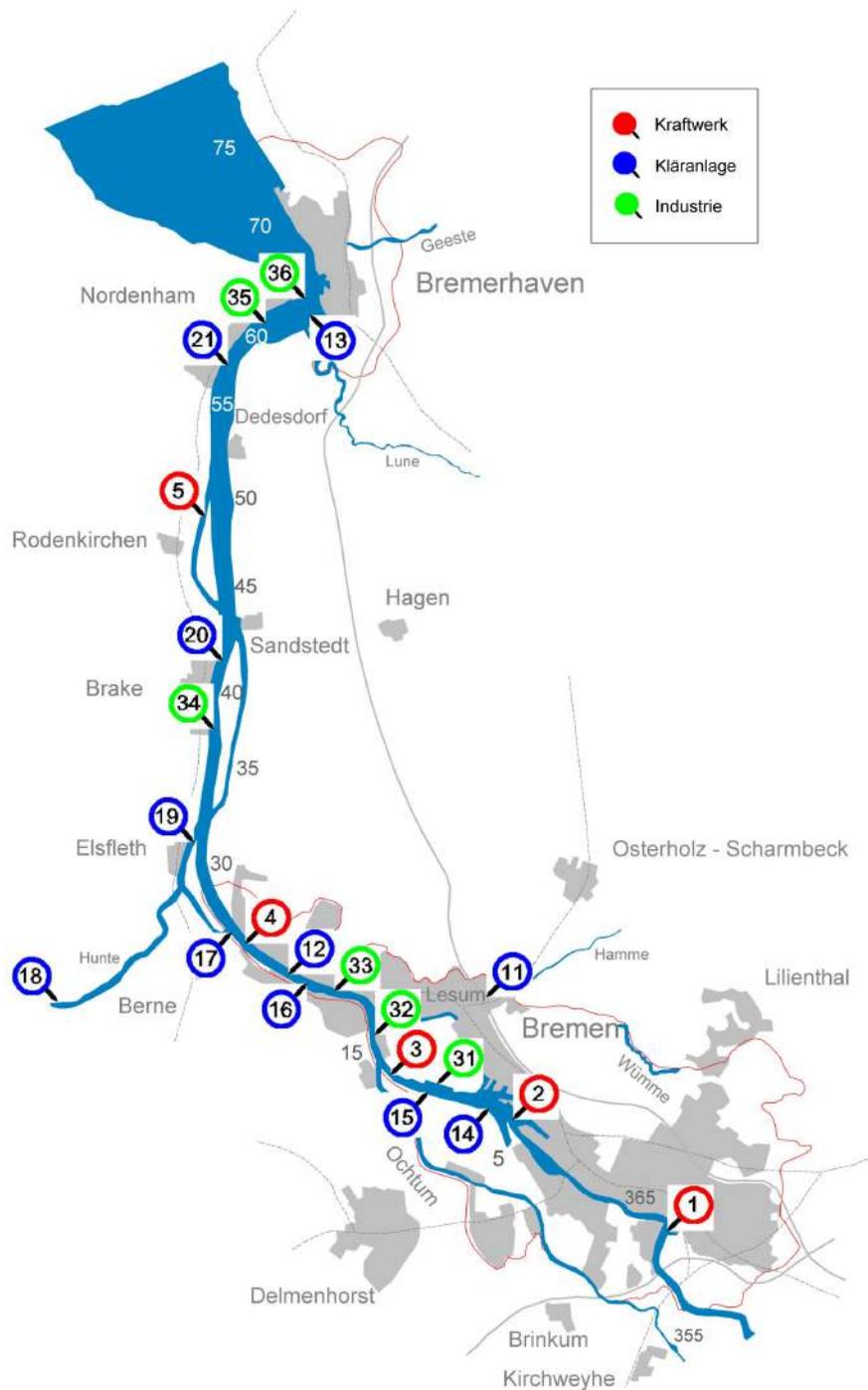
Alle Abwassereinleitungen in ein Gewässer sind nach dem Wasserhaushaltsgesetz bzw. den Landeswassergesetzen erlaubnispflichtig. In der wasserrechtlichen Erlaubnis, die von der örtlichen Wasserbehörde (in Bremen der Senator für Bau und Umwelt, in Niedersachsen die Landkreise als untere Wasserbehörde bzw. die Bezirksregierungen als obere Wasserbehörde) erteilt wird, werden u. a. **Überwachungswerte**, Art und Umfang der Eigenüberwachungen, aber auch, wenn nötig, Sanierungsziele und Zeitpläne für Verbesserungen vorgeschrieben. In den Wasserbüchern sind u. a. alle relevanten Entnahme- bzw. Einleitungserlaubnisse aus bzw. in Grund- und Oberflächengewässern bei den zuständigen Wasserbehörden zusammengefasst. Diese dürfen von der Öffentlichkeit eingesehen werden. Der Senator für Bau und Um-

welt hat auf seinen Internetseiten ([www.umwelt.bremen.de/Umweltdaten/Wasser/Abwasser](http://www.umwelt.bremen.de/Umweltdaten/Wasser/Abwasser)) bereits heute aktuelle wasserrechtliche Erlaubnisse größerer Abwassereinleiter ins Netz gestellt.

Die **Überwachungswerte** basieren auf der Abwasserverordnung des Bundes in Verbindung mit dem § 7a des Wasserhaushaltsgesetzes. Hierin legt die Bundesregierung für einzelne Industrie- und Gewerbebranchen Anforderungen an die Ablaufkonzentrationen oder -frachten fest, die von jedem Direkteinleiter der jeweiligen Branche eingehalten werden müssen. Werden diese Vorgaben von den Einleitern nicht erfüllt, müssen die örtlichen Wasserbehörden dafür sorgen, dass ein Sanierungskonzept aufgestellt wird, das die Einhaltung dieser Werte an der Einleitungsstelle ab einer gesetzten Frist gewährleistet.

Unterschieden werden können Einleitungen von **Kühlwasser** (aus den Kraftwerken, hauptsächlich Wärmefrachten), von **Industrieabwasser** (aus der Produktion, sehr spezifische und wechselhafte Zusammensetzungen der Abwässer), von **kommunalem Abwasser** der Kläranlagen (vielfältige Schadstoffe aus häuslichen, gewerblichen und industriellen Abwässern, die über das Kanalsystem zu den Kläranlagen geleitet und dort nicht vollständig aus dem Abwasser entfernt werden können), teilgeklärte **Abwässer aus Regenüberläufen** der Kanalisation bei Starkregenereignissen sowie **Ableitungen von Niederschlagswasser** mit unterschiedlichen Schadstoffbelastungen je nach Nutzung der Fläche.

Durch die unmittelbare Lage am Fluss gibt es in Bremen und den anderen Unterweserstädten zahlreiche Erlaubnisse zur Einleitung von Abwasser in die Unterweser. Im folgenden werden nur die wichtigsten in Bezug auf Wassermenge und Schadstofffrachten genannt und näher beschrieben. Im ländlichem Bereich entlang der Unterweser sieht die Situation etwas anders aus, da die Besiedlung nicht immer direkt bis an das Flussufer erfolgt. Auf beiden Weserseiten gibt es eine Reihe von Abwassereinleitungen aus Gemeinde-Kläranlagen und kleineren Gewerbebetrieben in Entwässerungsgräben und Geestgewässer. Die Schadstofffrachten dieser Einleitungen gelangen anschließend über Siele bzw. Schöpfwerke in die Unterweser (siehe Kap. 4.8.). Abb. 4.1 stellt die für die Belastung der Unterweser bedeutendsten Abwassereinleiter in einer Übersicht dar.



**Abb. 4.1:** Lage der bedeutendsten Abwassereinleiter entlang der Unterweser (KW = Kraftwerk, KA = Kläranlage) 1: KW Hastedt, 2: KW Hafen, 3: KW Mittelsbüren, 4: KW E.ON Farge, 5: KW Unterweser, 11: KA Osterholz-Scharmbeck, 12: KA Farge, 13: ZKA Bremerhaven, 14: KA Seehausen, 15: KA Delmenhorst, 16: KA Lemwerder (seit 1999 außer Betrieb), 17: KA Ranzenbüttel, 18: KA Oldenburg, 19: KA Elsfleth, 20: KA Brake, 21: KA Nordenham, 31: Stahlwerke Bremen, 32: Kaverne Lesum, 33: Bremer Wollkämmerei, 34: Fettraffinerie Brake, 35: Metaleurop, 36: Kronos Titan

### 4.3 Kommunale Kläranlagen

Entlang der Unterweser leiten eine Reihe kommunaler Kläranlagen ihre Abwässer entweder direkt oder über kurze **Vorfluterstrecken** in die Unterweser ein. Noch bis in die 80er Jahre hinein waren diese Abwässer verantwortlich für eine teilweise sehr schlechte Wasserbeschaffenheit der Unterweser. Mittlerweile haben die Gemeinden und Städte aufgrund der nationalen und internationaler Vorgaben ihre Kläranlagen ausgebaut. In Tabelle 4.1 sind die Mindestanforderungen an die Ablaufwerte für kommunale Kläranlagen aufgeführt.

Parameter	Dimension	Größen- klasse I	Größen- klasse II	Größen- klasse III	Größen- klasse IV	Größen- klasse V
<b>Einstufung gem. Roh-BSB<sub>5</sub></b>	kg/d	bis 60	60-300	300-1200	1200-6000	> 6000
<b>CSB</b>	mg/l	150	110	90	90	75
<b>BSB<sub>5</sub></b>	mg/l	40	25	20	20	15
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	mg/l			10	10	10
<b>N<sub>ges</sub> anorg.</b>	mg/l			18*	18*	18*
<b>P<sub>ges</sub></b>	mg/l				2	1

**Tab. 4.1: Mindestanforderungen an Ablaufwerte für kommunale Kläranlagen gemäß Anhang 1 zur Rahmenabwasser-Verwaltungsvorschrift nach § 7a WHG. (\*) gilt nur bei Abwassertemperaturen größer 12°C**

In Tabelle 4.2 sind für die kommunalen Kläranlagen der erlaubte Jahresschmutzwasservolumenstrom, der Ort der Einleitungsstelle (Unterweser-km und Ufer) sowie das Jahr, in dem die wasserrechtliche Erlaubnis zum letzten Mal wesentlich verändert wurde, wiedergegeben. Weiterhin ist in der letzten Spalte die Größenklasse der Kläranlage aufgeführt. Es wird deutlich, dass die Kläranlage Bremen-Seehausen der bedeutendste kommunale Abwassereinleiter an der Unterweser ist. Mit einem erlaubten Abwasservolumenstrom von 40 Mio. m<sup>3</sup> pro Jahr leitet die Kläranlage fast soviel Abwasser in die Unterweser ein wie alle anderen kommunalen Kläranlagen zusammen. Mit gut einem Fünftel des Abwasservolumenstromes der Kläranlage Seehausen ist die Zentralkläranlage Bremerhaven der zweitgrößte kommunale Abwassereinleiter an der Unterweser. Im Einzugsgebiet der Unterweser leitet weiterhin die Kläranlage Oldenburg bis zu 14 Mio. m<sup>3</sup> pro Jahr Abwasser in die Hunte ein. Ein Teil dieser Schmutzfracht erreicht die Unterweser. Die Gemeinde Lemwerder ist ab 1999 an die KA Farge angeschlossen; die KA Ganzpe ist ebenfalls außer Betrieb und leitet seit diesem Zeitpunkt über Ranzenbüttel ein.

Kommunale Kläranlage	Volumenstrom (Mio m³/a)	UW-km	Ufer	Erlaubnis- jahr	Größenklasse
Seehausen	40	8,12	l	1996	V
Osterholz-Sch.	1,45	Lesum	r	1998	IV
Farge	5,2	25,1	r	2000	V
Delmenhorst	6,5	11,9	l	1999	V
Ranzenbüttel	0,272	25,5	l	1999	III
Oldenburg	14	Hunte	l	1992	V
Elsfleth	0,6	32,7	l	1992	IV
Brake	1,7	44,3	l	1996	IV
Rodenkirchen	0,68	Schweiburg	l	1992	III
Nordenham	3,7	59,4	l	1999	IV
Bremerhaven	12	63,5	r	1998	V

**Tab. 4.2: Erlaubter Jahresabwasservolumenstrom, Einleitungsstelle, Jahr der letzten Änderung der wasserrechtlichen Erlaubnis sowie die Größenklasse für Kläranlagen an der Unterweser**

Die folgende Tabelle 4.3 zeigt die wichtigsten in der wasserrechtlichen Erlaubnis aufgeführten Überwachungswerte. Der **Überwachungswert** gilt per gesetzlicher Definition auch dann als eingehalten, wenn er bei den jeweils letzten 5 Untersuchungen einmal, dann aber nicht mehr als 100 % überschritten wird.

Die gesetzlichen Anforderungen entsprechend der Abwasserverordnung, Anhang 1, werden von allen Einleitern eingehalten. Einige Einleiter können nach Sanierungen und Optimierungen bereits deutlich niedrigere Werte als die rechtlich vorgegebenen einhalten.

Kläranlage	CSB	N <sub>ges</sub>	P <sub>ges</sub>	BSB <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub>	Komplett saniert seit
Seehausen	75	18	1	15	10	1997
Osterholz-Sch.	72	18	1,6	20	-	1997
Farge	75	18	1	15	10*	1996
Delmenhorst	75	18	1	15	10	1993
Ranzenbüttel	90	13	2	20	10	1999
Oldenburg	70	18	1	15	10	1993
Elsfleth	90	18*	2	20	10	1997
Brake	65	10	2	15	5	1996
Rodenkirchen	80	18	2	20	10	
Nordenham	80	18	2	20	10	1994
Bremerhaven	60	14	0,51	15	10-	1998

**Tab. 4.3: Kläranlagen an der Unterweser mit in den Erlaubnissen festgelegten Überwachungswerten (in mg/l) sowie dem Jahr, mit dem die gesetzlichen Anforderungen vollständig eingehalten werden**

In Niedersachsen ist im September 2000 eine Verordnung über die Behandlung von kommunalen Abwässern in Kraft getreten, weil die bestehende Verordnung nicht die Vorgaben der EU-Richtlinie erfüllt. Auch ist eine Anpassung des Anhangs 1 der Abwasserverordnung zu erwarten. Seit dem 01.01.1999 haben die größeren kommunalen Kläranlagen strengere Grenzwerte insbesondere für den Parameter Stickstoff gesamt (! nicht N ges. anorganisch) einzuhalten. Dieser ist nach der Richtlinie des Rates der EU über die Behandlung von kommunalem Abwasser (vom 31.5.1991) auf 10 mg/l begrenzt und beinhaltet auch den gelösten organischen Stickstoffanteil.

In der nachfolgenden Zusammenstellung (Tab. 4.4) sind für das Jahr 1999 die tatsächlichen Einleitungsverhältnisse im Hinblick auf die Parameter CSB, Ammonium, Stickstoff und Phosphat wiedergegeben:

Kläranlage	CSB		NH <sub>4</sub> -N		N <sub>ges.</sub>		P <sub>ges.</sub>	
	Mittl. Konz. [mg/l]	Fracht [kg/a]						
<b>Seehausen</b>	49,7	1.923.407	2,5	97.853	7,6	293.520	0,25	9.824
<b>Osterholz-Sch.</b>	31,9	47.048	0,5	368	8,3	12.276	0,60	881
<b>Farge</b>	31,2	200.248	0,7	2.691	4,0	37.993	0,27	1.012
<b>Delmenhorst</b>	49,6	311.534	3,3	23.723	7,6	47.510	0,41	2.602
<b>Ranzenbüttel</b>	35,7	8.968	0,72	181	0,8	201	1,20	301
<b>Oldenburg</b>	48,9	675.479	16,1	222.397	20,2	279.032	0,59	8.150
<b>Elsfleth</b>	48,2	17.349	2,60	963	n.b.	n.b.	1,20	432
<b>Brake</b>	33,0	44.809	0,20	272	n.b.	n.b.	1,20	1.629
<b>Rodenkirchen</b>	26,0	9.402	20,0	723	5,3	1.917	1,10	398
<b>Nordenham</b>	30,4	90.360	0,60	1.783	7,1	21.104	0,60	1.783
<b>Bremerhaven</b>	34,4	367.908	0,6	6.781	4,1	43.807	0,13	1.412

**Tab. 4.4: Einleitungsverhältnisse der Unterweser Kläranlagen in 1999 für die Parameter CSB, Ammonium, Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor: Mittlere Konzentrationen und Frachten**

#### 4.4 Kühlwasser

Eine weitere Gewässerbenutzung stellen die Kühlwasserentnahmen und -einleitungen der Kraftwerke und Industriebetriebe dar. Hier ist es vor allem die mit dem Abwasser abgeführte Wärmemenge, die das Flusssystem beeinträchtigt. In der Größenordnung liegen die Kühlwasservolumenströme der Kraftwerke weit höher als die der Industriebetriebe. Die messbaren Beeinträchtigungen der Wärmeeinleitungen sind vor allem lokaler Natur und liegen im Bereich der Abwasserfahren.

Kraftwerke u. Betriebe	Vol.-Strom (Mio m <sup>3</sup> /a)	Maximale Temperatur	UW-km	Ufer	Erlaubnis- jahr
Hastedt	233	30	361,54	r	1994
Hafen	416	30	7,65	r	1993
Mittelsbüren	561	30	9,70	r	1979
Stahlwerke Bremen	97	30	11,15	r	1999
Farge	370	30	25,77	r	1994
KKU	1930	30	51,42	l	1975
Metaleurop Nhm	38	30	60,30	l	1996
<b>Summe</b>	<b>3.665</b>				

**Tab. 4.5: Erlaubte Jahreskühlwasservolumenströme, maximale Einleitungstemperatur, Einleitungsstelle sowie Jahr der letzten Änderung der wasserrechtlichen Erlaubnis für die Kraftwerke, Stahlwerke Bremen und Metaleurop**

Tabelle 4.5 gibt die wichtigsten wasserrechtlichen Kenndaten der bedeutendsten Abwärmeeinleiter in die Unterweser wieder. Zu beachten ist hierbei, dass es sich bei den aufgeführten Volumenströmen ausschließlich um "reines" Kühlwasser handelt. Wasser, das für die direkte Kühlung eines Produktes eingesetzt und dabei verunreinigt werden kann (so z. B. das Wasser, das beim Walzvorgang dazu dient, den Zunder abzuspielen und dabei mit Eisen belastet wird: *Stahlwerke Bremen, Warmwalzwerk*), fällt nicht unter den Begriff "Kühlwasser", sondern ist per Gesetzesdefinition Produktionsabwasser.

Mit mehr als 1.930 Mio m<sup>3</sup> Kühlwasser pro Jahr ist das Kernkraftwerk Unterweser der bedeutendste Kühlwassereinleiter in die Unterweser. Ihm folgt mit 560 Mio m<sup>3</sup> pro Jahr das Kraftwerk Mittelsbüren der Stadtwerke Bremen, welches das auf dem Gelände der Stahlwerke Bremen beim Verhüttungsprozess anfallende Gichtgas als Energiequelle nutzt. Eine Reihe von Industriebetrieben entlang der Unterweser leitet ebenfalls Kühlwasser ein (Mälzerei Brauerei, Lebensmittelhersteller, Kühlhäuser). Die Einleitungsmengen stehen aber in keinem Verhältnis zu denen der Kraftwerke, deshalb wurde in diesem Bericht auf eine detaillierte Darstellung verzichtet.

#### 4.5 Industrielle Abwässer

Neben Kühlwasser und kommunalem Abwasser leiten einige Betriebe ihre Produktionsabwässer direkt in die Unterweser ein. Die wichtigsten industriellen Einleiter sind in Tabelle 4.6 aufgeführt.

Hinzu kommen Abwässer aus der Rauchgaswäsche von Kohlekraftwerken. Die erlaubten Jahres-schmutzwassermengen der swb Synor (Kraftwerke Hastedt und Hafen) und der E.ON mit dem Standort Bremen-Farge betragen zusammen 430.000 m<sup>3</sup>.

Für das Einleiten von Abwasser werden mit der wasserrechtlichen Erlaubnis Anforderungen gestellt. Das Wasserhaushaltsgesetz des Bundes legt durch Verwaltungsvorschriften bzw. die Abwasserverordnung branchenspezifische Mindestanforderungen fest, die der Einleitungsgenehmigung zugrundegelegt werden. Die Wasserbehörden überwachen die Einhaltung der Anforderungen durch Probenahmen, Verpflichtung der Einleiter zur Eigenüberwachung u. a. Maßnahmen.

Betriebe	Produkte, Branche	Volumenstrom (Mio m³/a)	UW-km	Ufer	Erlaubnisjahr
Stahlwerke Bremen	Stahl	11,2 (1)	11,15	r	1999
Kaverne Lesum	Gas-/Öllagerung	bis zu 4,4 (2)	16,1	r	1993
Bremer Wollkämmerei	Kammwolle, Filze	0,82	20,67	r	2000
OMNIPAC Eisfleth	Kartonagen	0,14	Hunte	l	1997
Fetrafinerie Brake	Fettbearbeitung	4,2 (5)	42,38	l	1994
Metaleurop Nhm	Metallherstellung	0,4 (3)	60,3	l	1990
DASA Einswaren	Flugzeugwerft	0,1	61,1	l	2000
Kaverne Blexen	Öllagerung	bis zu 10,5 (4)	62,7	l	1998
Kronos Titan	Farbgrundstoffe	11	65,9	l	1987

**Tab. 4.6 Erlaubter Jahresabwasservolumenstrom, Einleitungsstelle sowie Jahr der letzten wesentlichen Änderung der wasserrechtlichen Erlaubnis für industrielle Direkteinleiter an der Unterweser.**

Bemerkungen:

(1) Stahlwerke Bremen einschließlich Nebenbetriebe und Fremdfirmen (BREGAL, Brach,...)

(2) abhängig von Betriebszuständen: Normalbetrieb: 1.000 m³/a, Aussolung bis 4,4 Mio m³/a

(3) zusätzlich 8,9 Mio m³/a Kühlwasser

(4) abhängig von Betriebszuständen: Speicherbetrieb: 18.000 m³/a, Aussolung bis 10,5 Mio m³/a

(5) Die Zahl setzt sich zusammen aus dem Teilstrom 1 (Fallwasser: 4,1 Mio m³/a) und dem Teilstrom 2 (Sauerwasser: 0,1 Mio m³/a)

Betriebe	CSB	N <sub>ges. org.</sub>	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ges.</sub>	BSB <sub>5</sub>	AOX	Bemerk.
Kaverne Lesum	60							
Bremer Wollkämmerei	120	30			2	10	500	ab 1/2000
OMNIPAC Eisfleth	240		5		2	25	300	
Fetrafinerie Brake:								
1. Fallwasser	70							
2. Sauerwasser	500							
DASA Einswarden	400	600	2	300	90			

Betriebe	Cr	Cu	Al	GD	Abs. Stoffe	Bemerk.
Kaverne Lesum				30		ab 1/2000
Bremer Wollkämmerei					0,3 ml/l	
Fetrafinerie Brake						
DASA Einswarden	0,5	0,5	3			
Kaverne Blexen					0,5 ml/l	

**Tab. 4.7: Industrielle Direkteinleiter (außer Stahlwerke Bremen, Metaleurop Nordenham sowie Kronos Titan) entlang der Unterweser mit relevanten in den Erlaubnissen festgelegten Überwachungswerten (wenn nicht anders angegeben, alle Angaben in mg/l, AOX in µg/l, GF und GD als Verdünnungsfaktor)**

SW-HB	Roheisen- erzeugung	Schlacken- granulation-	Strangguß Warm- umformung	Kaltum- formung-	Wasseraufbe- reitung
<b>ÜW-Werte</b>					
JVS (Mio m <sup>3</sup> )	0,6	5,15	1,36	0,2	0,52
CSB	100	50	40	200	
Pb	0,1	0,05			
Cr			0,05	0,5	
Ni			0,05	0,5	
GF	4	2	2	6	
Fe	10	10	3	3	
CN	0,8	0,8			
Zn	4	4	2	2	
abfiltr. Stoffe			10		50
Mineralöl			1	10	
Fluorid				30	

ÜW	Fa. Brach Warmumfor- mung	BREGAL Verzin- kungsanla- ge
JVS (Mio. m3)	1,6 (0,2 ab 4/01)	0,16
CSB	40	200
Cr	0,5	
Ni	0,5	
GF	2	4
Fe	5	3
Zn	2	2
abfiltr. Stoffe	10	10
Mineralöl KW	5	5

**Tabelle 4.8: Überwachungswerte (ÜW) für Abwasserteilströme der Stahlwerke Bremen, Reiner Brach GmbH und BREGAL (wenn nicht anders angegeben, alle Angaben in mg/l, AOX in µg/l, GF als Verdünnungsfaktor**

Metaleurop Nordenham	Ü-Wert (mg/l)	Grenzfracht (kg/d)	Kronos Titan Nordenham	Ü-Wert (mg/l)	Grenzfracht (kg/d)
CSB	400	528*	SO <sub>4</sub>	3,3 g/l	85 t/d
Cd	0,05	0,07	Cr (III)	0,5	
Hg	0,01	0,013	CSB	85	1.360
Zn	1	1,3			
Pb	0,2	0,26			
Cu	0,1	0,13			
Fe	3	4,0			
TL	1	1,3			
Cr	0,1	0,13			
As	0,1	0,13			
Ni	0,2	0,26			
Sulfid gelöst	1	1,3			
AOX	1	1,3			
GF	4	-			

**Tab. 4.9: In der Erlaubnis festgelegte Überwachungswerte (alle Angaben in mg/l) sowie Grenzfrachten pro Tag in kg für Metaleurop (\* vom 1.4. - 30.9.) und in der Erlaubnis festgelegte Überwachungswerte sowie Grenzfrachten pro Tag für Kronos Titan**

Neben dem Abwasservolumenstrom sind die erlaubten Überwachungswerte (s. Definition) bei der Beurteilung von Abwassereinleitungen von Bedeutung. Daher sind für die wichtigsten industriellen Abwassereinleiter die **Überwachungswerte** aus den wasserrechtlichen Erlaubnissen in den Tab. 4.7 bis 4.9 dargestellt. Zur Zeit besteht eine befristete Erlaubnis zur Einleitung von Spülwasser (Sole) im Zusammenhang mit der Erstellung von zwei weiteren Gaskavernen (unterirdische Speicher) in Huntorf mit Einleitstelle Oberhammelwarden bei Weser-km 33,74 (links). Die Erlaubnis ist bis zum 01.07.2004 befristet und lässt eine Einleitung bis zu 5,2 Mio m<sup>3</sup>/a zu. Im Kavernenfeld Lesum werden bis Ende 2000 drei Gaskavernen gespült. Dabei werden bis zu 4,4 Millionen m<sup>3</sup> Steinsalzsole jährlich in die Unterweser eingeleitet.

#### 4.6 Diffuse Quellen

Ein schwierig erfassbarer und schlecht abschätzbarer Anteil an Schadstoffen gerät aus diffusen Quellen in die Unterweser. Hierzu zählen alte Industrie- und Gewerbeflächen, die mit Betriebsmitteln und -abfällen belastet sind, ehemalige Deponien im Grundwasserbereich des Flusses sowie undichte Abwasserkanäle und ferner der Eintrag aus der Landwirtschaft über Oberflächengewässer, das Grundwasser oder über den Luftpfad. Viele Altlasten sind gegen Schadstoffübertritte in das Grundwasser noch nicht oder nur ungenügend abgesichert.

Nachdem die meisten kommunalen und industriellen Einleitungen saniert sind und viele Anlagen hinsichtlich Emissionen weiter optimiert werden, kommt der Landwirtschaft bei den Einträgen von Nährstoffen, insbesondere Phosphor und Stickstoff, in Gewässer zukünftig eine besondere Bedeutung zu. Ein besonderes Problem bilden die Wertstandorte mit ihren Abwässern aus den Dockbereichen (vergl. Kap. 9). Eine erste Abschätzung des Eintrages von Schadstoffen über Siele und kleinere Schöpfwerke durch den

Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK) - Betriebsstelle Brake wird im folgenden Abschnitt dargestellt.

#### 4.7 Eintrag von Nährstoffen und leicht abbaubaren Stoffen aus der Wesermarsch

Am Beispiel des Braker Sieltiefs (Landkreis Wesermarsch) werden nachfolgend die Konzentrationen und Stofffrachten in den Gewässern der Wesermarsch für die Parameter BSB<sub>5</sub>, Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff dargestellt. Die hier benutzten Messwerte wurden seit 1982 im Rahmen des Gewässerüberwachungssystems Niedersachsen (GÜN) an der Messstelle Ovelgönne erhoben. Das Einzugsgebiet des Braker Sieltiefs umfasst an dieser Messstelle ca. 3.800 ha, von denen ca.  $\frac{2}{3}$  aus Marschböden bestehen. Der Rest verteilt sich auf Moormarsch- und Hochmoorböden. Eine umfassende Bilanzierung bleibt einer späteren Darstellung vorbehalten. In Tab. 4.11 sowie Abb. 4.2 und 4.3 sind die meistens monatlich gemessenen Stoffkonzentrationen in mg/l und die Jahresfrachten in kg/(ha\*a) für die Zeitspanne 1982-99 sowie als Mittelwerte über mehrere Jahre dargestellt. Der Frachtberechnung liegen die am Käseburger Siel kontinuierlich gemessenen Abflüsse zugrunde, die mit denen des Braker Sieltiefs vergleichbar sind.

Parameter	Mittl. Konzentration in mg/l	Mittl. Jahresfrachten in kg/ha	Mittl. Konzentration in der Weser bei Brake in mg/l
N <sub>ges</sub>	5,23	19,65	5,4 (1999)
P <sub>ges</sub>	0,95	3,95	0,34 (1993-1999)
BSB <sub>5</sub>	8,16	30,58	4,1 (1993-1999)

**Tab. 4.11: Mittelwerte der Konzentrationen und Frachten an der Messstelle Ovelgönne, Braker Sieltief, (P<sub>ges</sub> = gelöster und organisch gebundener Phosphor, N<sub>ges</sub> = gelöster und organisch gebundener Stickstoff)**

Diese Konzentrationen und **Frachten** können näherungsweise als Durchschnittswerte für die Hauptgewässer in der Wesermarsch angesehen werden. Die relativ hohen Belastungen sind in Verbindung mit den in Trockenzeiten oft stagnierenden Gewässern dieses Raumes die Ursache für eine überwiegend unbefriedigende Gewässerqualität der Güteklasse III (stark verschmutzt). Rechnet man die mittleren Frachten nach den Bemessungswerten der Siedlungswasserwirtschaft in Einwohnerwerte um, so ergeben sich für

BSB<sub>5</sub>: rd. 130 **EW**/km<sup>2</sup> (60 g pro EW pro Tag)

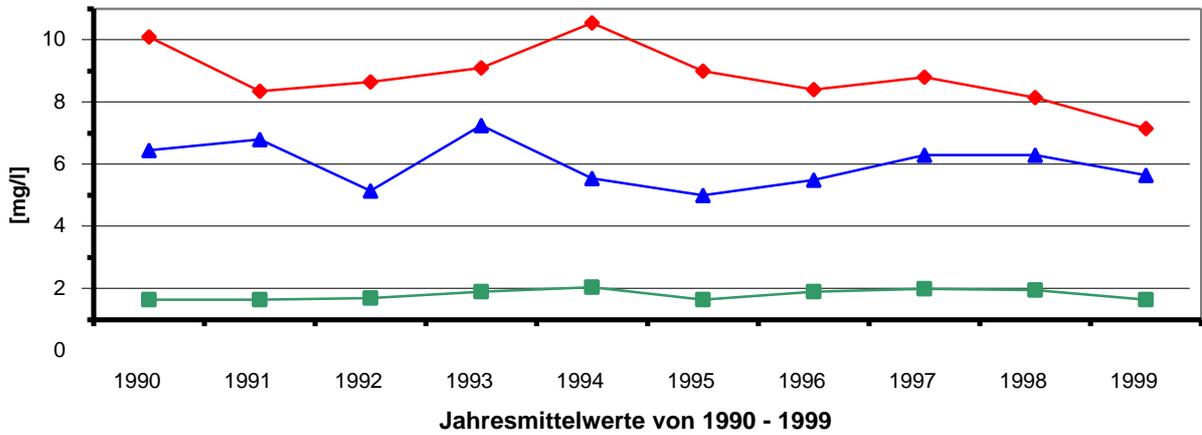
P<sub>ges</sub>: rd. 260 EW/km<sup>2</sup> ( 3 g pro EW pro Tag)

N<sub>ges</sub>: rd. 580 EW/km<sup>2</sup> (10 g pro EW pro Tag)

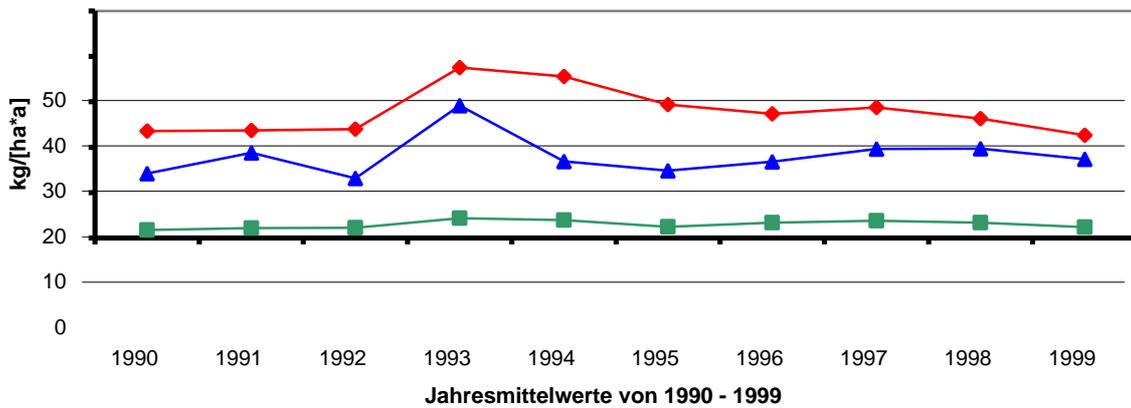
(zum Vergleich Landkreis Wesermarsch rd. 110 EW/km<sup>2</sup>)

Die exakte Zuordnung zu einzelnen Belastungsquellen ist schwierig. Der Eintrag zum Beispiel von Gesamtphosphor kann hier zu max. 20 % den Einleitungen von Kläranlagen (einschl. Kleinkläranlagen) und Regenwasser von befestigten Flächen zugeordnet werden. Der weitaus überwiegende Anteil der Belastung stammt somit aus den intensiv genutzten, von Natur aus fruchtbaren Böden der Marsch und Moor-

marsch. Im Vergleich zu älteren Messwerten (Daten werden seit 1982 erhoben) ist sowohl in den Konzentrationen wie den Frachten eine Abnahme der Werte zu beobachten, ein Trend der sich in vielen Gewässern des Amtsgebietes nachweisen lässt. Verbesserungen bei der Abwasserbeseitigung (höherer Anschlussgrad, Verbesserung der Klärtechnik) und ein sorgsamerer Umgang mit dem anfallenden Wirtschaftsdünger in der Landwirtschaft werden hier deutlich.



**Abb. 4.2:** Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen (Jahresmittelwerte) der Parameter BSB<sub>5</sub>, Gesamtphosphor (gelöste und organische Anteile) und Gesamtstickstoff (gelöste und organische Anteile) an der Messstelle Övelgönne



**Abb. 4.3:** Entwicklung der Nährstofffrachten (Jahresmittelwerte) der Parameter BSB<sub>5</sub>, Gesamtphosphor (gelöste und organische Anteile) und Gesamtstickstoff (gelöste und organische Anteile) an der Messstelle Övelgönne (NLWK – Betriebsstelle Brake / Aug. 2000, Gewässerkundlicher Landesdienst / Lauer)

—◆— BSB 5 (anger. Z.)      —■— P ges      —▲— N ges

## 4.8 Niederschlagswasser

In den alten Stadtgebieten der größeren Städte entlang der Unterweser wird häufig in "Mischkanalisationssystemen" das Schmutzwasser und das Regenwasser gemeinsam geführt und zur Kläranlage geleitet. Bei sehr starken Regenereignissen sind diese Kanäle zum Teil nicht in der Lage das gesamte Mischwas-

ser aufzunehmen. Dieses mit Schmutzwasser belastete Niederschlagswasser wird bei sogenannten Mischwasserabschlägen in erheblichen Mengen direkt oder grob vorgereinigt eingeleitet. Diese Einleitungen sind hinsichtlich der mitgeführten Schad- und Nährstoffe nur schwer abzuschätzen bzw. zu kontrollieren. Trotz umfangreicher Investitionen in den letzten Jahren müssen bei starken Regenfällen, die die Aufnahmekapazitäten der städtischen Kanalisationen übersteigen, weiterhin ungenügend geklärte Schmutzwasseranteile in die Weser abgeschlagen werden, um ein Überfluten von Kellern und Straßenzügen in den niedrig gelegenen Stadtteilen zu verhindern.

In einem Forschungsprogramm wurden in den Städten Bremen und Bremerhaven über mehrere Jahre die Auswirkungen solcher Notüberläufe auf Kleingewässer und die Weser untersucht, um weitere Entlastungsmaßnahmen planen zu können. Nach der Sanierung auf der linken Weserseite ist in Bremen seit 1992 nun auch das Kanalsystem auf dem rechten Weserufer saniert. Mit der Inbetriebnahme von Rückhalteräumen für Mischwasser Mitte der 90er Jahre erfolgen auch in Bremen-Nord deutlich weniger Abschläge; die Geestgewässer werden hierdurch nun nicht mehr beaufschlagt.

Neben Bremen und Bremerhaven hat auch die Stadt Nordenham ein Programm für die Sanierung der Notüberläufe beendet: Das Kanalnetz und die Kläranlage wurden dem Stand der Technik angepasst, indem weitere Rückhaltebecken gebaut wurden mit dem Ergebnis, dass Mischwasserabschläge seither deutlich seltener erfolgen. Die Stadt Oldenburg hat der Aufsichtsbehörde gegenüber nachweisen können, dass das Mischwasserkanalnetz dem Stand der Technik entspricht (< 250 kg CSB-Fracht/a-ha).

## 5. Die Unterweser im Jahre 1999

### 5.1 Messstationen und Beprobungsrhythmen

Zur Zeit befinden sich neben der Messstation oberhalb des Wehres in Hemelingen 2 weitere entlang der Unterweser: Brake und Bremerhaven. Sie sind Bestandteil des ARGE Weser-Messprogramms, bei dem insgesamt 13 Stationen entlang der Weser sowie an Werra und Fulda von Thüringen bis zur Wesermündung die Wasserqualität der Weser nach einem einheitlichen Schema beproben. Das genaue Analysenprogramm ist im Verlaufsschema der folgenden Abbildung 5.1 dargestellt.

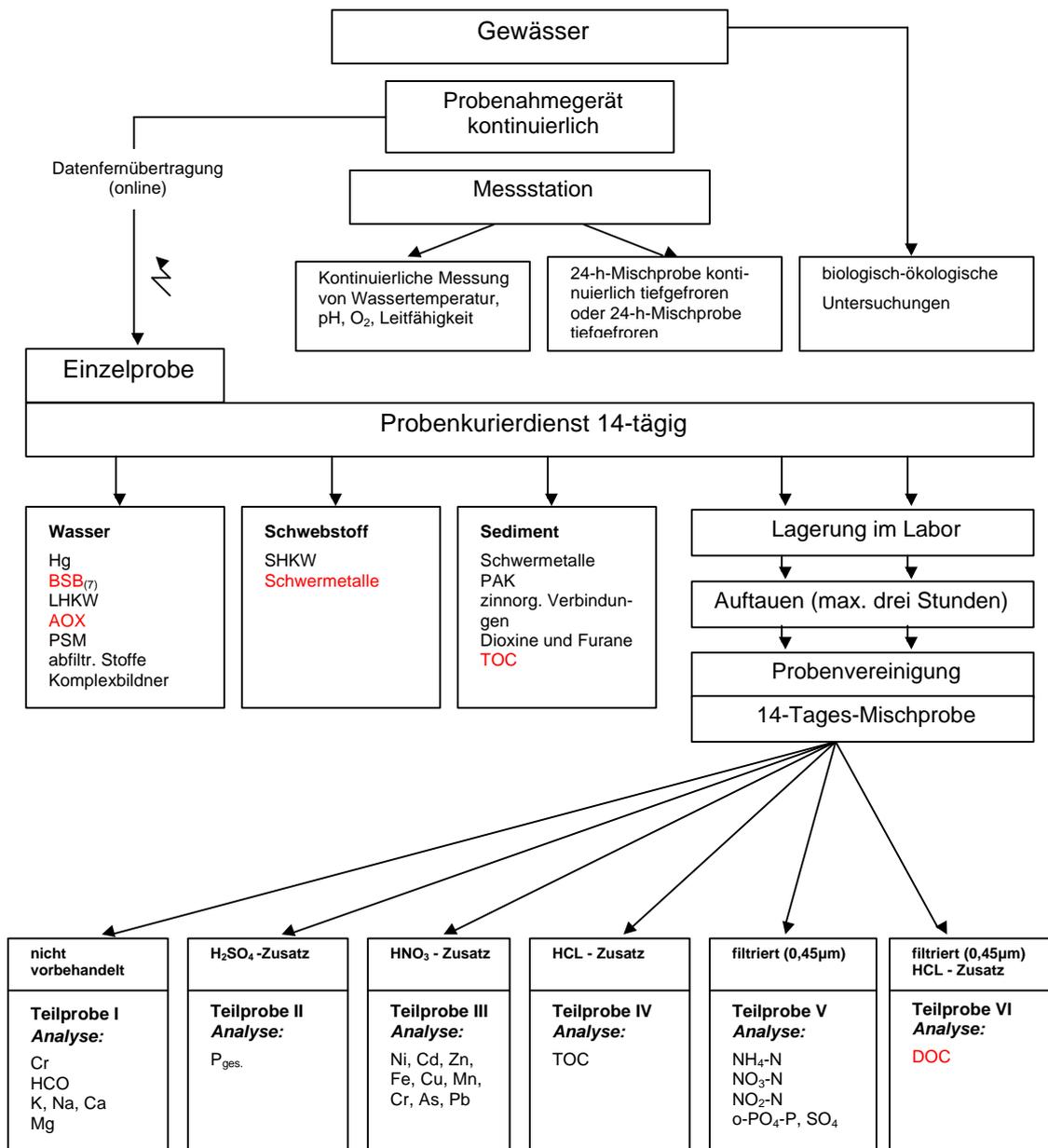
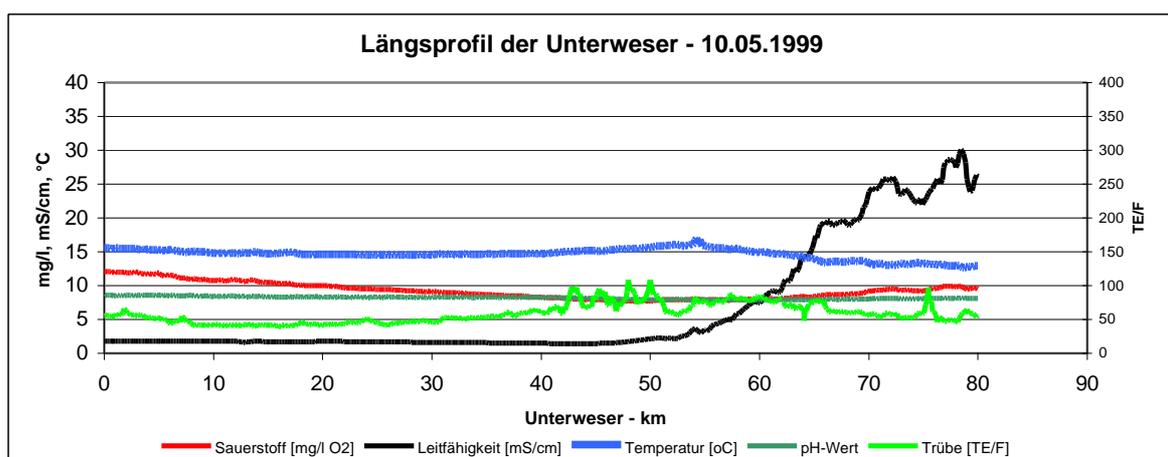


Abb. 5 1: Schema Probenahme und Datenerfassung in den Messstationen an der Unterweser entsprechend des ARGE Weser-Messprogramms

In den letzten 10 Jahren wurden die Messungen in der Weser und bei den Direkteinleitern wesentlich verbessert. Neue Analysemethoden und Probenehmervorrichtungen lassen die Parameterpalette weiter wachsen. Die Direkteinleiter werden in der Regel vier- bis zwölfmal pro Jahr behördlich überwacht. Die Analysen erfolgen in der Regel in einer qualifizierten Stichprobe. Die Überwachung erfolgt nicht nur während der Werkstage, sondern auch an Wochenenden und während der Nacht. Einige Parameter werden kontinuierlich über spezielle Sondensysteme erfasst und per Datenleitung zu den zuständigen Behörden weitergeleitet werden.

Durch die Lage der Unterweser in zwei Bundesländern ergibt sich zwischen den jeweiligen Behörden eine Zusammenarbeit und ein Austausch von Daten. So werden im 2-monatigen Abstand Messfahrten längs der Unterweser mit umfangreichen Beprobungen als gemeinsames Programm des Senators für Bau und Umwelt und der Bezirksregierung Weser-Ems durchgeführt. Schwerpunkte der Längsprofile mit dem Messboot BAKENSAND der Bezirksregierung Weser-Ems sind die Aufnahme der kontinuierlich zu messenden Parameter und die Entnahme von Wasserproben. Letztere werden im Landesuntersuchungsamt für Chemie, Hygiene und Veterinärmedizin analysiert. Die Messfahrten erfolgen bei voll entwickeltem Ebbstrom. Als Vorgabe wird die Mitte zwischen der vorausberechneten Tidehochwasserzeit und Tide-niedrigwasserzeit gewählt. Da das ca. 12 Knoten schnell laufende Messboot der Geschwindigkeit der Tidewelle nicht folgen kann, wird beim Start bei Unterweser-km 80 ein entsprechender Vorlauf berücksichtigt. Die Messfahrt endet an der Tidegrenze, dem Weserwehr in Hemelingen. An Bord werden die Parameter Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Trübung elektronisch alle 30 Sekunden gemessen und per EDV registriert. Im Labor werden die alle 5 km entnommenen Proben auf Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), Nitrit ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ), Ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), gesamt-Stickstoff ( $\text{N}_{\text{ges.}}$ ), gesamt-Phosphor ( $\text{P}_{\text{ges.}}$ ), Phosphat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ), Biologischer Sauerstoffbedarf ( $\text{BSB}_{(7)}$ ), organisch gebundener Kohlenstoff gesamt ( $\text{DOC}$ ), Chlorid, Chrom, Blei, Kupfer, Zink, Cadmium und abfiltrierbare Stoffe untersucht. Abbildung 5.2 zeigt exemplarisch die Ergebnisse der Messungen der BAKENSAND am 10.05.1999.

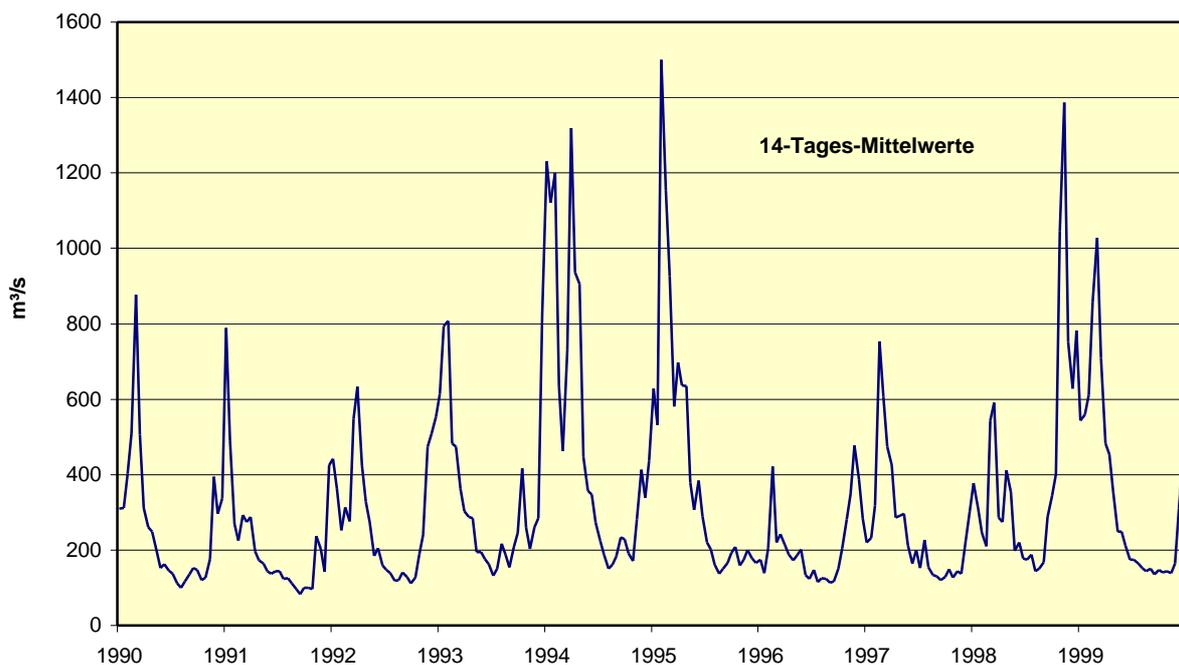


**Abb. 5.2:** Darstellung eines Unterweserlängsschnittes vom 10.05.1999 für die kontinuierlich (alle 30 Sekunden) gemessenen Parameter Leitfähigkeit (Lf), pH-Wert, Sauerstoffgehalt ( $\text{O}_2$ ) Temperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ) und Trübung (TE/F)

## 5.2 Wassermengen

### 5.2.1 Der Fluss

Die Niederschlagsmengen spiegeln sich mit einer gewissen Verzögerung recht deutlich in der Wasserführung der Weser wieder (s. Abb. 5.3, 14-Tages-Mittelwerte Pegel Intschede). Der mittlere Abfluss am Pegel Intschede lag bei 340 m<sup>3</sup>/s (Vorjahr 407 m<sup>3</sup>/s) und somit in der Größenordnung des langjährigen MQ (1941 bis 1996) von 324 m<sup>3</sup>/s. Der geringste Abfluss wurde am 14.09.1999 mit 114 m<sup>3</sup>/s gemessen, der höchste gemessene Einzelwert lag am 07.03.1999 bei 1.370 m<sup>3</sup>/s.



**Abb. 5.3: Abflußganglinie der Weser am Pegel Intschede 1990 bis 1999**

### 5.2.2 Die Abwassereinleiter

Für die Beurteilung der Auswirkungen auf das Gewässer spielt der tatsächlich eingeleitete Abwasservolumenstrom eine bedeutende Rolle (in der wasserrechtlichen Erlaubnis sind ausschließlich Höchstmengen festgelegt). In Abbildung 5.4 ist die Entwicklung der eingeleiteten Abwassermengen in die Unterweser von 1990 bis 1999 wiedergegeben.

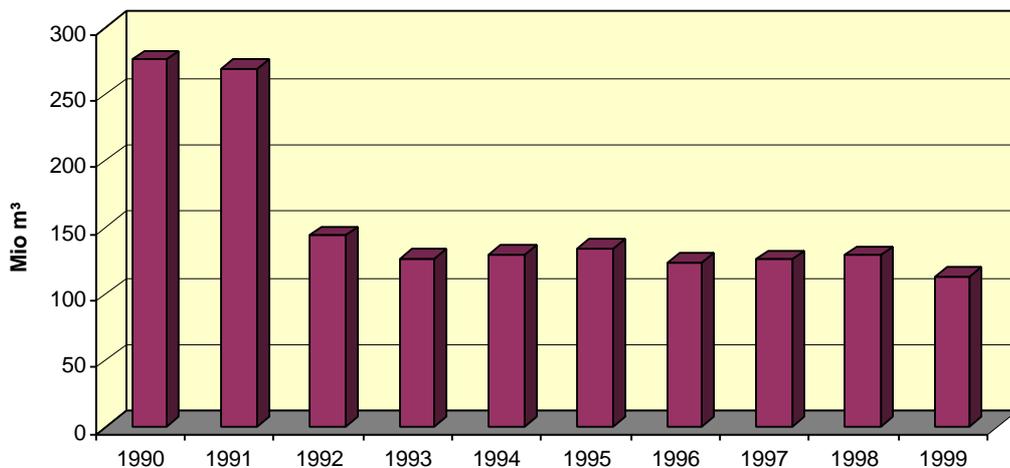
In der Gesamtbetrachtung hat sich der Abwasseranfall der betrachteten Einleiter von knapp 300 Millionen m<sup>3</sup> auf derzeit leicht über 100 Millionen m<sup>3</sup> pro Jahr reduziert. Diese Reduktion geht zu einem großen Teil von den Stahlwerken Bremen aus, die durch Kreislaufführung sowie Trennung von Prozeß- und Kühlwasser die Entnahme und Wiedereinleitung in die Weser deutlich vermindern konnten. Trotz des allgemeinen Trend zu geringeren Wasserverbräuchen in Gewerbe und Haushalten ist bei den kommunalen Kläranlagen keine deutlich erkennbare Reduzierung der Abwassermengen festzustellen. Dieser Effekt wurde anscheinend unter anderem durch vermehrte Grundstückanschlüsse (z. B. im Rahmen der Druckentwässerungen in Außenbereichen) wieder ausgeglichen.

Betriebe u. KAs	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<b>Jahresschmutzwasser in Mio m<sup>3</sup></b>										
Stahlwerke Bremen	174	181	53,2	32,9	32,2	33,0	29,9	29,3	24,8	14,0
Brach Warmwalzwerk							1,60	2,19	1,73	1,38
BREGAL Verzinkungsanlage								0,13	0,14	0,12
Bremer Wollkämmerei	0,96	0,88	0,76	0,74	0,83	0,73	0,64	0,70	0,62	0,53
Omni Pac Elsfleth	0,11	0,11	0,11	0,10	0,15	0,13	0,14	0,09	0,08	0,06
Fettraffinerie Brake	4,52	3,45	3,15	3,80	4,05	4,16	5,28	5,38	4,72	5,13
Metaleurop Nordenham	0,39	0,38	0,41	0,41	0,41	0,35	0,27	0,34	0,37	0,37
DA Einswarden	0,11	0,11	0,13	0,13	0,08	0,08	0,08	0,08	0,07	0,07
Kronos Titan	9,05	6,75	7,80	7,62	8,61	9,03	8,26	8,78	8,77	9,46
KA Seehausen	49,2	39,6	40,1	41,8	43,6	39,7	36,9	37,7	40,4	38,7
KA Osterholz-Sch.	1,77	1,71	1,53	1,44	1,46	1,54	1,37	1,23	1,43	1,47
KA Farge	5,12	5,14	5,14	4,90	4,95	4,97	4,78	4,97	5,09	5,38
KA Delmenhorst	5,21	5,18	5,55	5,94	6,56	6,58	6,15	6,36	6,29	6,49
KA Lemwerder	0,39	0,41	0,42	0,42	0,48	0,47	0,42	0,44	0,54	*)
KA Ganspe	0,12	0,13	0,12	0,12	0,13	0,14	0,12	0,12	0,12	*)
KA Ranzenbüttel	0,12	0,11	0,12	0,13	0,13	0,17	0,14	0,15	0,15	0,25
KA Oldenburg	10,3	10,2	10,8	10,2	9,8	15,0	12,8	12,4	15,9	13,8
KA Elsfleth	0,26	0,25	0,26	0,28	0,28	0,29	0,31	0,29	0,33	0,36
KA Brake	1,10	1,07	1,11	1,45	1,40	1,65	1,25	1,26	1,69	1,36
KA Rodenkirchen	0,33	0,33	0,32	0,32	0,32	0,41	0,34	0,31	0,41	0,36
KA Nordenham	1,36	1,27	1,31	1,94	2,26	3,16	2,36	2,61	3,70	2,97
ZKA Bremerhaven	12,0	11,5	11,6	11,6	12,0	12,2	10,8	10,8	11,5	10,7
KW Farge					0,04	0,05	0,09	0,08	0,10	0,09
KW Hastedt					0,02	0,04	0,05	0,11	0,08	0,08
KW Hafen					0,11	0,11	0,09	0,16	0,15	0,20
<b>Summe ges. bis Brhv</b>	<b>276</b>	<b>270</b>	<b>144</b>	<b>126</b>	<b>130</b>	<b>134</b>	<b>124</b>	<b>126</b>	<b>129</b>	<b>113</b>

\*) außer Betrieb

**Tab. 5.1: Tatsächlich eingeleitete Jahresschmutzwasservolumenströme der letzten 10 Jahre von relevanten Direkteinleitern in die Unterweser in Mio m<sup>3</sup>**

In Abb. 5.4 ist die Summe der Jahresschmutzwassereinleitungen in die Unterweser dargestellt.



**Abb. 5.4: Entwicklung der Schmutzwasservolumenströme in die Unterweser für die Jahre 1990 bis 1999 in Mio. m<sup>3</sup>/a**

## 5.3 Salze, Sauerstoff, pH-Wert und Temperatur

### 5.3.1 Chlorid

Die Chloridkonzentrationen, die den überwiegenden Anteil des Salzgehalts der Weser ausmachten, sind zurückgegangen. Mit dem Niedergang der ehemaligen DDR und der Kaliindustrie in Thüringen begann dieser Trend 1990 (Abb. 5.5). Lag vor der Wende die mittlere Chlorid-Konzentration in der Weser bei Hemelingen bei 830 mg/l (entsprechend einer mittleren **Fracht** von 137 kg/s), wurde 1999 eine mittlere Konzentration von 261 mg/l gemessen. Diese Konzentration entspricht in etwa einer mittleren Fracht von 79 kg/s.



**Abb. 5.5:** Chloridfrachtganglinie der Weser bei Hemelingen 1990 bis 1999 (14-Tages-Mittelwerte)

Die Reduzierung der Cl-Konzentrationen wird aus den statistischen Zahlen für die Jahre 1990 bis 1999 (Tabelle 5.2) ersichtlich. Der **Medianwert** hat sich im Vergleich zu 1990 mehr als halbiert. Noch deutlicher zeigt sich die Abnahme bei Betrachtung des **90-Perzentils**. Die Stilllegung von zwei der drei Betriebe in den ostdeutschen Kalirevieren und Sanierungsschritte in der verbleibenden Produktionsstätte haben diese Abnahme bewirkt. Um in der Weser in Bremen, aber vor allem auch in Werra, Ober- und Mittelweser Süßwasserqualitäten zu erreichen, sind weitere Anstrengungen der Kaliindustrie notwendig.

Jahr	Minimum	Maximum	Mittelwert	Median	90 P	Mio t/a
1990	360	1500	862	800	1283	5,8
1991	180	1100	622	600	940	3,5
1992	120	750	411	370	653	3,1
1993	150	570	307	315	411	2,8
1994	65	460	266	265	380	3,3
1995	130	460	303	310	430	3,2
1996	230	630	439	450	570	2,7
1997	230	540	381	370	510	2,8
1998	120	460	296	275	443	3,1
1999	140	380	261	280	320	2,5

**Tab. 5.2:** Minimum, Maximum, Mittelwert, Median und 90-Perzentil der Cl-Konzentration (in mg/l) aus 2-Wochen-Mischproben der Weser bei Hemelingen in den Jahren 1990 bis 1999 sowie die Jahresfracht in Mio t

Im Vergleich zur Elbe (Messstelle Schnackenburg oberhalb des Wehrs Geesthacht bei Hamburg) sind die Chloridkonzentrationen der Weser bei Hemelingen weiterhin höher (Datenbasis: Wassergütedaten der Elbe 1998). Die **Frachten** der beiden Flüsse liegen mittlerweile in ähnlichen Größenordnungen (Tab. 5.3). Der Vergleich der Chloridkonzentration von Rhein und Weser zeigt, dass die Weser weiterhin der "salzigste" Fluss Deutschlands ist. Die Gesamtfrachten im Rhein (Messstelle Bimmen/Lobith an der deutsch-niederländischen Grenze) sind allerdings höher als in der Weser bei Hemelingen. Sie entstammen zum Teil der chemischen Industrie und dem Bergbau (Sümpfungswasser), aber auch den französischen Kalibetrieben. Durch umfangreiche Sanierungsbemühungen Ende der Achtziger Jahre konnten die Chloridfrachten im Rhein verringert werden. Die Konzentrationen haben sich mittlerweile stabilisiert (siehe Gewässergütebericht NRW 1996). Zum besseren Verständnis sind in der Tabelle 5.3 die mittleren Abflüsse von Rhein und Elbe an den zitierten Messstellen wiedergegeben.

Elbe:	Q [m³/s]	Cl [mg/l]
<b>N</b>	365	53
<b>Min</b>	235	56
<b>Max</b>	2240	251
<b>Mittelwert</b>	605	153
<b>Median</b>	526	138
<b>90 P</b>	1070	241

Messstelle Schnackenburg,

Rhein:	Q [m³/s]	Cl [mg/l]
<b>n</b>	365	292
<b>Min</b>	983	50
<b>Max</b>	9.410	205
<b>Mittelwert</b>	2.270	128
<b>Median</b>	1.910	131
<b>90 P</b>	3.550	167

Messstelle Bimmen/Lobith – deutsch-niederl. Grenze

**Tab. 5.3:** Statistische Zahlen für Chlorid Cl-Konzentrationen (mg/l) sowie Jahresfracht (t/a) in Rhein (Bimmen/Lobith) und Elbe (Schnackenburg). Daten-Grundlage: Wochen-Mischproben an der Elbe und Tages-Mischproben am Rhein 1998

### 5.3.2 Natrium, Kalium, Magnesium und Sulfat

Bei den anderen Salzbildnern Natrium, Kalium und Magnesium sowie Sulfat, die in den Abwässern der Kaliindustrie als "Abfallsalze" ebenfalls vorhanden sind, lässt sich ähnlich wie beim Chlorid eine Verminderung in Konzentration und Frachten seit dem Zusammenbruch der ostdeutschen Kaliindustrie beobachten. In der Tabelle 5.4 sind die Kalium-, Natrium-, Magnesium- und Sulfat-Konzentrationen sowie Frachten an der Messstelle Hemelingen für das aktuelle Jahr 1999 dargestellt.

Weser:	Na (mg/l)	Na (kg/s)	K [mg/l]	K [kg/s]	Mg [mg/l]	Mg [kg/s]	SO <sub>4</sub> [mg/l]	SO <sub>4</sub> [kg/s]
n	26	26	26	26	26	26	26	26
Min	57,0	17,3	14,0	2,6	27,0	4,2	88,0	18,7
Max	190,0	71,0	34,0	14,4	47,0	27,8	160,0	90,5
Mittelwert	128,0	37,5	20,8	6,4	35,7	11,4	130,2	40,7
Median	140,0	31,6	21,0	5,4	35,5	9,4	140,0	32,3
90 P	160,0	63,1	26,0	11,7	43,5	20,5	150,0	76,2
Mio t/a		1,182		0,202		0,361		1,282

Elbe:	Na (mg/l)	K [mg/l]	Mg	SO <sub>4</sub> [mg/l]
n	26	26	26	26
Min	28	6,7	10	90
Max	156	11	18	183
Mittelwert	74	8,5	15	144
Median	66	8,4	14	149
90 P	113	10	17	172
Mio t/a				

Rhein:	Na (mg/l)	K [mg/l]	Mg	SO <sub>4</sub> [mg/l]
n	26	13	12	26
Min	27,5	4,4	8,84	33
Max	87,4	6,8	13,7	87
Mittelwert	65,8	5,6	11,0	63
Median	68,8	5,5	10,7	64
90 P	83,6	6,5	11,9	75
Mio t/a				

**Tab. 5.4: Salzbildner Natrium, Kalium, Magnesium sowie Sulfat Gehalt in mg/l sowie t/a in der Weser bei Hemelingen und in Elbe und Rhein (Schnackenburg bzw. Bimmen/Lobith). Daten-Grundlage: Weser und Elbe 14-Tages-Mischproben, Rhein Tages-Mischproben 1998**

Auch wenn Konzentrationen sowie **Frachten** dieser Salze nicht die Höhe der Chloridmengen erreichen, liegen sie immer noch über den Konzentrationen von Elbe und Rhein (mit Ausnahme von SO<sub>4</sub>). Ein Teil dieser Frachten stammt allerdings auch aus kommunalen Kläranlagen sowie betrieblichen und industriellen Abwassereinleitungen der Oberlieger. Im Verlauf der Unterweser steigen die Konzentrationen dieser Salze entsprechend des zunehmenden Nordseewasseranteils wieder an (vgl. Abb. 5.2).

### 5.3.3 Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem

Die ARGE Weser hatte nach dem Zusammenbruch der ostdeutschen Kaliindustrie ein Forschungsvorhaben vergeben mit dem Ziel, eine wissenschaftliche Begleitung der Maßnahmen zur Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser durchzuführen. Ziel ist, eine mittlere Chloridjahresfracht von 18 kg/s aus direkt eingeleitetem industriellen Produktionsabwasser zu erreichen.

Obwohl die entsprechenden Maßnahmen zur Reduzierung der Salzbelastung durch die Kaliindustrie in Thüringen leider nicht in dem beabsichtigten zeitlichen Rahmen durchgeführt werden konnten, ging es vor allem darum zu dokumentieren, wie höherwertige Nutzungen an einem Fließgewässer nach der Sanierung wieder möglich sein werden. Aus der Zusammenfassung der Forschungsergebnisse (DVWK, Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem, 1998) wird im Folgenden zitiert:

“Die Zusammensetzung der benthischen Diatomeenflora änderte sich mit dem Rückgang der Salzbelastung besonders in der Werra deutlich in Form einer Abnahme des Anteils polyhalober und mesohalober Arten und der Zunahme der Artenzahl und des Häufigkeitsanteils vorwiegend halotoleranter und indifferenter Oligohalobien. Das Artenspektrum der Zönosen zeigt somit einen deutlichen Bezug zur Höhe der

Versalzung, obgleich das Auftreten spezifischer Indikatorarten durch die hohen aperiodischen Konzentrationsschwankungen teilweise erschwert ist.

Die Salzkonzentrationsschwankungen beeinflussten die Entwicklung der Bakterienzahlen und das Wachstum der Algenbiomasse nur geringfügig. Es zeigte sich jedoch eine selektive Wirkung auf das Artenspektrum des **Phytoplankton**.

Auf der Stufe der Sekundärproduktion kommt vor allem den Ciliaten ein entscheidender Anteil an der stofflichen Umsetzung der in den Sommermonaten anfallenden Planktonmengen zu. Die Entwicklung der Ciliatenzönosen verläuft unter erhöhten Salzkonzentrationen gehemmt und es ist dann eine deutliche Verarmung dieser Lebensgemeinschaften festzustellen, was sich unmittelbar in einer reduzierten Umsatzleistung niederschlägt. Dies zeigt die enge Beziehung zwischen der Salzbelastung und dem Energieumsatz des Systems.

Unter den Ernährungstypen der Makroinvertebraten (Wirbellose) in der Weser dominieren die Filtrierer. Diese Organismengruppe weist ebenfalls eine deutliche Abhängigkeit von der Salinität und dem Nahrungsangebot auf, was sich in der individuenreichen Entwicklung der jeweils besonders gut angepassten Arten äußert. So traten bis 1993 die Crustacea (Krebstiere) mit großen Individuenzahlen vor allem von *Corophium lacustre* und *Gammarus tigrinus* hervor, zwischen 1994 und dem Frühjahr 1996 waren die *Trichoptera* (Köcherfliegen) und *Lamellibranchiata* (Muscheln) besonders zahlreich, und seit Mitte 1996 dominieren die Crustacea erneut. Dieser Wechsel in der Dominanzstruktur war eine Folge der 1990 einsetzenden Reduktion und des seit 1996 erneuten Anstieges der Salzkonzentrationen im Werra-Weser System.

Die Fischbrut und die Jungfische in der Werra erfuhren durch die Salzbelastung eine starke Beeinträchtigung. Es wurden nie mehr als drei Arten, sehr häufig nur eine Art je Untersuchungsstation nachgewiesen. 1993 und sehr wahrscheinlich auch 1997 fand keine Reproduktion der Süßwasserfische in der Werra statt. In der Hauptversalzungszone der Werra war der Fischbestand insgesamt durch eine geringe Artenzahl, geringe Präsenzen, geringe Häufigkeiten und geringe Biomassen gekennzeichnet. Eine autochthone **Fischfauna** war dort nicht nachweisbar. Für die **Benthosfauna** bedeutet dies ein weitgehendes Fehlen von Fressfeinden, die Nahrungskette war unter diesen Bedingungen unterbrochen. Die Fischfauna des übrigen Untersuchungsgebietes zeigte seit Beginn der neunziger Jahre Anzeichen der Erholung. Die Erkrankungsraten waren bis 1996 rückläufig und die Abundanzen der meisten Fischarten entwickelten sich positiv. Es konnte eine eindeutige Beziehung zwischen der Salinität und der Anzahl der in Form von Larven und Jungfischen nachgewiesenen Fischarten gefunden werden. Mit Zunahme der Salinität nahm die Artenzahl ab. Höhere Artenzahlen von bis zu 11 Arten je Untersuchungsbereich wurden nur bei Salinitäten bis zu etwa 2 ‰ festgestellt. Besonders auffällig waren die positiven Tendenzen in der Oberweser in den Jahren 1994 und 1995 während der geringsten Salinität des Untersuchungszeitraumes. Insbesondere die Arten Hasel, Plötze, Döbel und Ukelei zeichneten sich durch eine gesteigerte Vermehrung aus. Diese Entwicklung wurde durch den Wiederanstieg der Salzkonzentrationen in den Jahren 1996 und 1997 beendet. In der Mittelweser war keine positive Entwicklung der Fischbestände festzustellen. Dies ist vermutlich weniger auf die Salzbelastung als vielmehr auf eine schleichend erhöhte Mortalität, verursacht

durch Sauerstoffminima und die unzureichende Durchwanderbarkeit der Stauhaltungen, zurückzuführen. Die Situation der **Fischfauna** in der Mittelweser veränderte sich offensichtlich aufgrund der pessimalen abiotischen Bedingungen seit den achtziger Jahren nur unwesentlich.

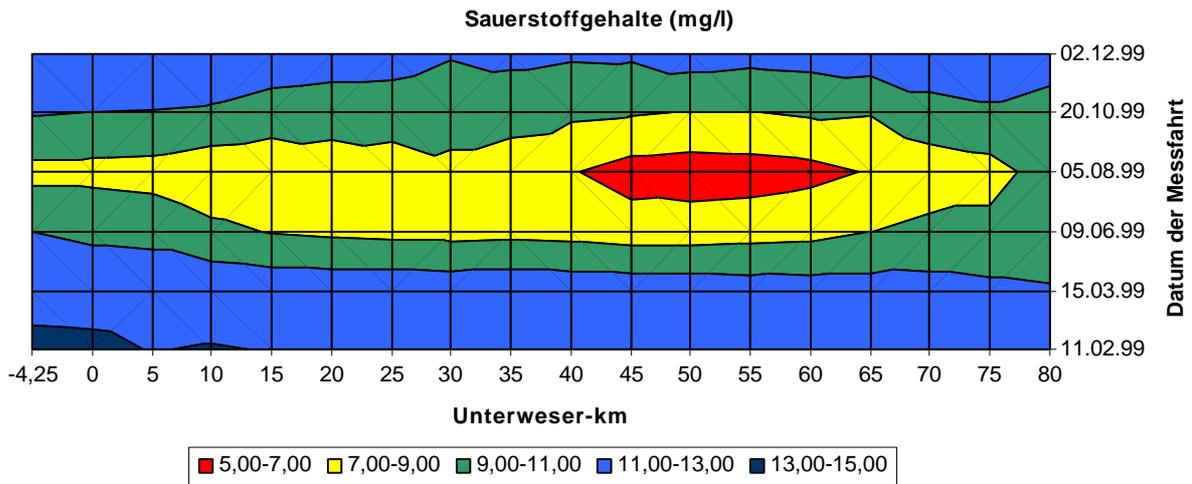
Für die Flüsse Werra und Weser ist festzustellen, dass künstliche Salinitäten mit Schwankungen in Bereichen von weniger als 1 ‰ (< 500 mg/l Cl) bis zu mehr als 19 ‰ (>11.000 mg/l Cl) nicht zum Zusammenbruch dieser Fließgewässer-Ökosysteme führten, sondern zu ihrer fortwährenden Umgestaltung. Gleichwohl sind die Funktionen dieser Ökosysteme unter dem Einfluss erhöhter Salinitäten von den in jüngerer historischer Zeit noch existierenden Süßwasserverhältnissen weit entfernt.

Die Ökosystementwicklung der Weser zeigte, dass bei Salinitäten von 1,6-2,0 ‰, entsprechend ca. 800 bis 1.000 mg/l Cl<sup>-</sup> ein Grenzzustand besteht, in dem geringfügige Schwankungen der Salzbelastung den Wechsel zwischen der Massenvermehrung einiger angepasster Arten und einer Konkurrenzsituation zwischen ehemals einheimischen Arten und den besonders halotoleranten Arten entscheiden. Die einst bodenständigen Arten der Makroinvertebrata müssten in der Oberweser im Grenzbereich ihrer Halotoleranz existieren. Ein Schwebezustand zwischen einer von Insekten (Trichoptera, Chironomidae) oder Crustacea (*Corophium spp.*, *Gammarus tigrinus*) dominierten Benthoszönose wäre die Folge und dies hätte weitreichende Konsequenzen für die Umsetzung der Primärproduktion in Ober- und Mittelweser und damit für den Sauerstoffhaushalt der Mittelweser.

Eine Maximalkonzentration von 2.500 mg/l Cl<sup>-</sup> bereits am Pegel Gerstungen (Werra) und das Vermeiden von Belastungen durch neue Salzeintragspfade könnte aufgrund der bereits in der Werra eintretenden Verdünnung für die Oberweser eine maximale Chloridkonzentration von 700 mg/l bewirken. Die so entstehenden oligohalinen bis limnischen Verhältnisse im aquatischen Lebensraum der Oberweser würden die Wiederbesiedlung des Flusses durch Organismen mit geringer Salztoleranz, die Erhöhung der Diversität auf allen trophischen Ebenen und damit eine größere Vielfalt der Funktionalität des Nahrungsnetzes begünstigen. Von größter Wichtigkeit für eine solche Entwicklung ist der Erhalt des limnischen Artenpotentials in den Nebenflüssen wie etwa der Fulda, der Diemel oder der Nethe. Insbesondere das flussabwärts verlaufende Vordringen aquatischer Organismen aus der Fulda ist von entscheidender Bedeutung für die Artenvielfalt der Weser."

#### 5.3.4 Sauerstoffgehalt

Die Sauerstoffsituation in der Unterweser zeigt jahreszeitliche Schwankungen. Beispielhaft ist die Sauerstoffsituation für das Jahr 1999 als Ergebnis der monatlichen Messfahrten von Bremerhaven bis zum Hemelinger Wehr in Abb. 5.6 dargestellt. Daraus wird deutlich, dass in den Wintermonaten die Konzentration des Sauerstoff (in mg/l) höher ist als in den Sommermonaten. Dieses resultiert zum einen daraus, dass Wasser bei niedrigeren Temperaturen mehr Sauerstoff aufnehmen kann. Zum anderen steigt im Sommer bei höheren Temperaturen die mikrobiellen Aktivität, wodurch der Sauerstoff im Wasser aufgezehrt wird. Ein Vergleich der Ergebnisse der Längsschnitte des Sauerstoffgehalts mit denen des Ammoniumgehalts (Abbildung 5.12, NH<sub>4</sub>-N) zeigt deutlich den Verbrauch von Sauerstoff beim biologischen Abbau (Maximum im Spätsommer).



**Abb. 5.6: Zusammengefasste Sauerstoffprofile der Unterweserlängsfahrten 1999**

### 5.3.5 pH-Werte

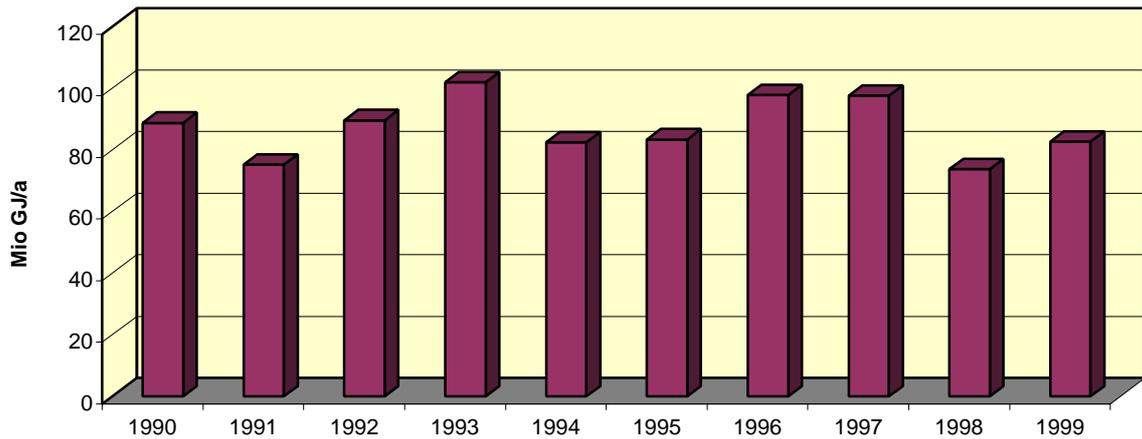
In den vergangenen Jahren wurden an der Unterweser zwischen Hemelingen und Bremerhaven pH-Werte zwischen 7,3 und 8,6 beobachtet (ARGE Weser Daten). Die Schwankungen sind u.a. biogen bedingt. Eine Massenvermehrung des **Phytoplanktons** während der Frühjahrsblüte kann z.B. einen pH-Wert-Anstieg bewirken. Insgesamt ist festzuhalten, dass die Unterweser ein stark gepufferter Wasserkörper ist. Die Pufferung wird durch gelöste Salze und Karbonate erreicht, welche die freien Wasserstoffionen, insbesondere eingetragen durch sauren Niederschlag, sofort binden.

### 5.3.6 Belastungen durch Wärmequellen (Kühlwasser)

Die Entwicklung der Wärmeeinleitungen über die letzten 10 Jahre findet sich der Tab. 5.5. Die dort aufgeführten Werte sind zur besseren Anschaulichkeit in der Abb. 5.7 grafisch dargestellt.

<i>Wärmefrachten in Mio GJ/a</i>	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<b>KW Hastedt</b>	3,952	3,915	4,524	3,642	4,737	4,951	4,169	4,516	3,016	4,250
<b>KW Hafen (Weser+Hafen)</b>	7,928	10,448	8,902	9,185	11,276	10,787	11,751	11,535	11,731	10,619
<b>KW Mittelsbüren</b>	5,497	4,746	5,814	5,085	4,932	5,660	5,496	5,351	5,473	4,631
<b>KW Farge</b>	6,706	5,351	4,278	4,874	3,938	4,348	7,264	6,670	6,842	6,056
<b>KKU Esenshamm</b>	60,048	46,080	62,640	76,680	54,200	54,800	66,400	67,100	43,895	54,988
<b>Stahlwerke Bremen</b>	4,530	4,590	3,360	2,430	3,303	2,768	2,654	2,334	2,685	1,988
<b>Summe</b>	<b>88,663</b>	<b>75,132</b>	<b>89,520</b>	<b>101,897</b>	<b>82,389</b>	<b>83,316</b>	<b>97,737</b>	<b>97,508</b>	<b>73,644</b>	<b>82,532</b>

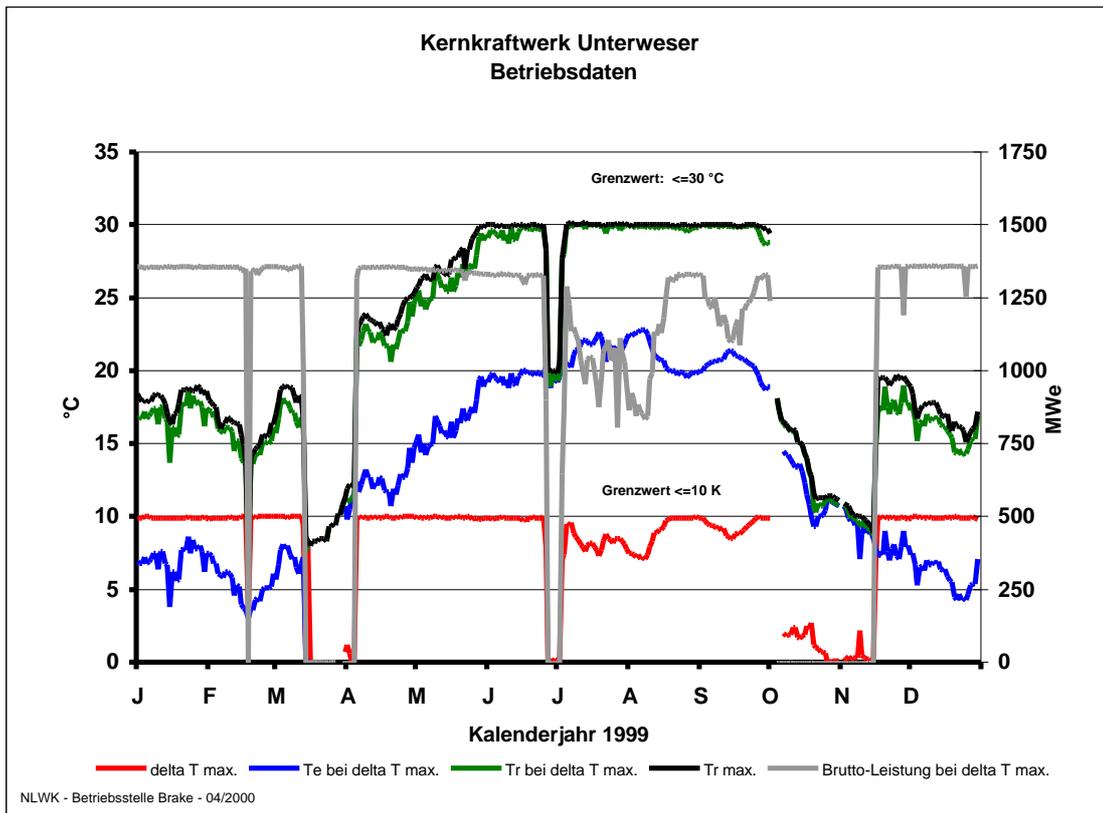
**Tab. 5.5: Eingeleitete Wärmefrachten aus Kühlwasserableitungen der Kraftwerke sowie der Stahlwerke Bremen von 1990 bis 1999 in Mio GJ/a**



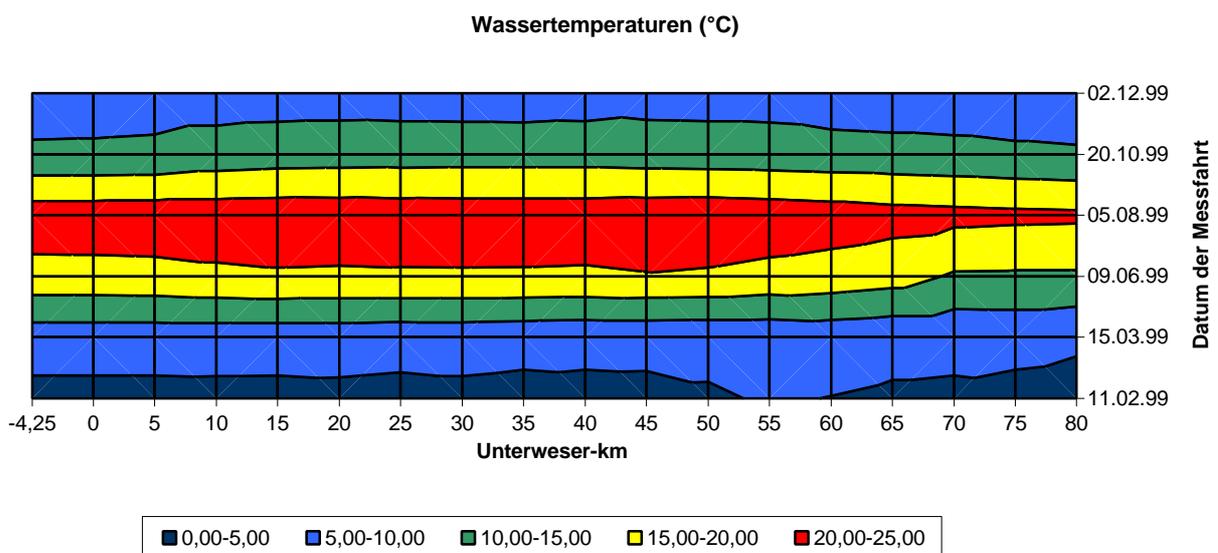
**Abb. 5.7: Grafische Darstellung der eingeleiteten Wärmefrachten aus Kühlwasserableitungen der Kraftwerke sowie der Stahlwerke Bremen von 1990 bis 1999 in Mio GJ/a**

Der überwiegende Wärmeeintrag in die Unterweser geht vom Kernkraftwerk Unterweser (KKU) aus. Die Wärmeeinleitung des Kraftwerkes wird durch drei Grenzwerte geregelt: Temperatur des Kühlwassers (max.  $T_k = 30^\circ \text{C}$ ), Aufwärmung des Kühlwassers (max.  $\Delta T$ ) und Aufwärmung der Weser (max.  $\Delta T^*$ ). Die Kühler des Wasser-Dampf-Kreislaufs (Kondensatoren) sind so ausgelegt, dass bei voller Kraftwerksleistung und vollem Kühlwasserstrom die Aufwärmung des Kühlwassers nicht mehr als 10 Kelvin (entspr. ca.  $10^\circ \text{C}$ ) beträgt. Um die maximale Kühlwassertemperatur nicht zu überschreiten, wird in den Sommermonaten, wenn die Temperatur im Kühlwasserzulauf  $20^\circ \text{C}$  erreicht, die Kraftwerksleistung reduziert, weil die durch Vollast bedingte Aufwärmspanne des Kühlwassers von max.  $\Delta T = 10 \text{ K}$  nicht ausgeschöpft werden kann. Wegen eines kurzzeitigen Wärmekurzschlusses tritt dies schon ein, wenn die Wesertemperatur etwas unter  $20^\circ \text{C}$  liegt. Die Abbildung 5.8 zeigt den zeitlichen Verlauf der Kraftwerksleistung in 1999. Zeitspannen mit reduzierter Kraftwerksleistung aufgrund der  $30^\circ \text{C}$ -Begrenzung des Kühlwassers sind in den Monaten Juli bis Oktober zu verzeichnen. Bei der Aufwärmung der Weser spielen insbesondere die hydrologischen und meteorologischen Verhältnisse eine Rolle. Eine Annäherung an den Grenzwert von  $1,7 \text{ K}$  (Aufwärmspanne Weser) kommt selten vor, 1999 musste der Kraftwerksbetrieb aus diesem Grunde nicht eingeschränkt werden.

Wassersparmaßnahmen sind für die Kraftwerke nicht von Bedeutung, da die bei dem Verfahren Durchlaufkühlung eingeleiteten Wärmefrachten nur indirekt von der Menge abhängig sind. Die erreichte Reduzierung der Wärmefracht der Stahlwerke Bremen durch weitgehende Kreislaufführung wirkt sich aufgrund der vergleichsweise geringen **Fracht** in der Summe aller Wärmefrachten in die Unterweser nur geringfügig aus. Über weite Bereiche der Unterweser lässt sich ein Einfluss der Kraftwerke auf die Flusstemperatur messtechnisch nicht nachweisen. Nur im direkten Einflussbereich des Kernkraftwerkes Unterweser zeigt sich in der Zusammenfassung der Temperaturprofile 1999 (Abb.5.9) eine geringfügige Erwärmung.



**Abb.5.8:** Betriebsdaten / Tageswerte des Kernkraftwerks Unterweser aus der Eigenüberwachung  
 Darstellung: Aufwärmspanne  $\Delta T_{\text{max}}$   
 Wassertemperatur in der Entnahme ( $T_e$ ) bei  $\Delta T_{\text{max}}$   
 Wassertemperatur in der Rückgabe ( $T_r$ ) bei  $\Delta T_{\text{max}}$   
 Wassertemperatur in der Rückgabe ( $T_r$ ) bei  $T_r_{\text{max}}$   
 Brutto-Leistung bei  $\Delta T_{\text{max}}$

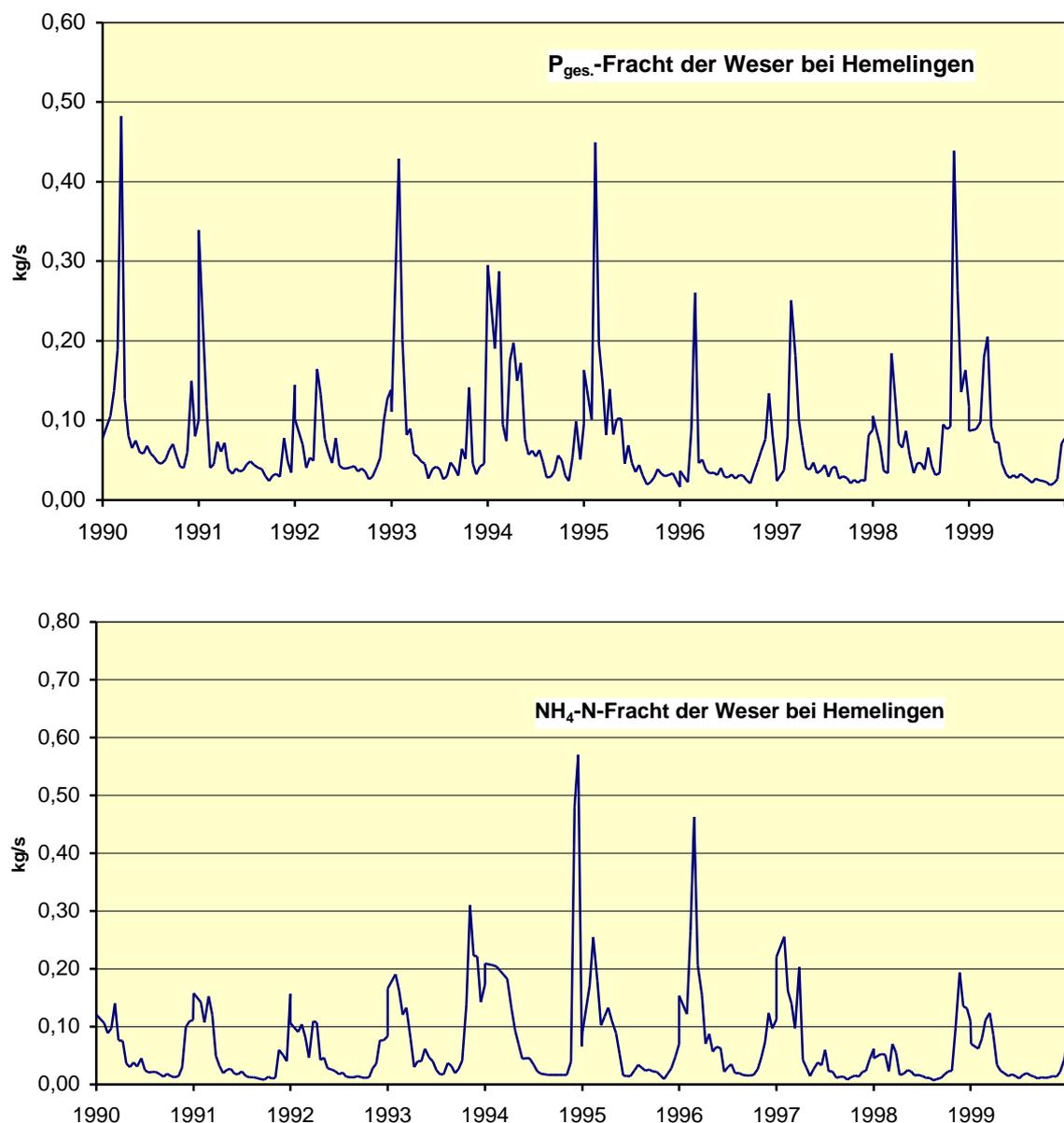


**Abb. 5.9:** Zusammengefasste Wassertemperaturprofile der Unterweserlängsfahrten 1999

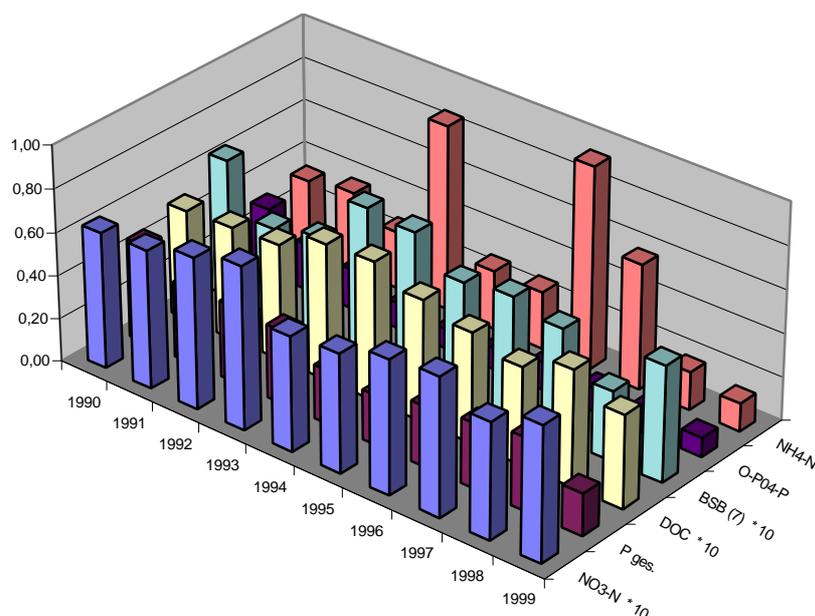
## 5.4 Organische Summenparameter und Pflanzennährstoffe

### 5.4.1 Der Fluss

Die Entwicklung der **Frachten** der Pflanzennährstoffe ist beispielhaft für die Parameter  $P_{\text{ges.}}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$  in Abb. 5.10 dargestellt. Die Winter- bzw. Frühjahrshochwässer machen sich jeweils deutlich in Frachtmaxima bemerkbar (vgl. Abb. 5.3: Abflussganglinie). Aus der Abb. 5.11 sind die Konzentrationen für organische Summenparameter und Pflanzennährstoffe in der Weser (90-**Perzentil**) über einen Zeitraum von 10 Jahren ersichtlich.



**Abb. 5.10:**  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $P_{\text{ges.}}$ -Frachten der Weser bei Hemelingen 1990 bis 1999



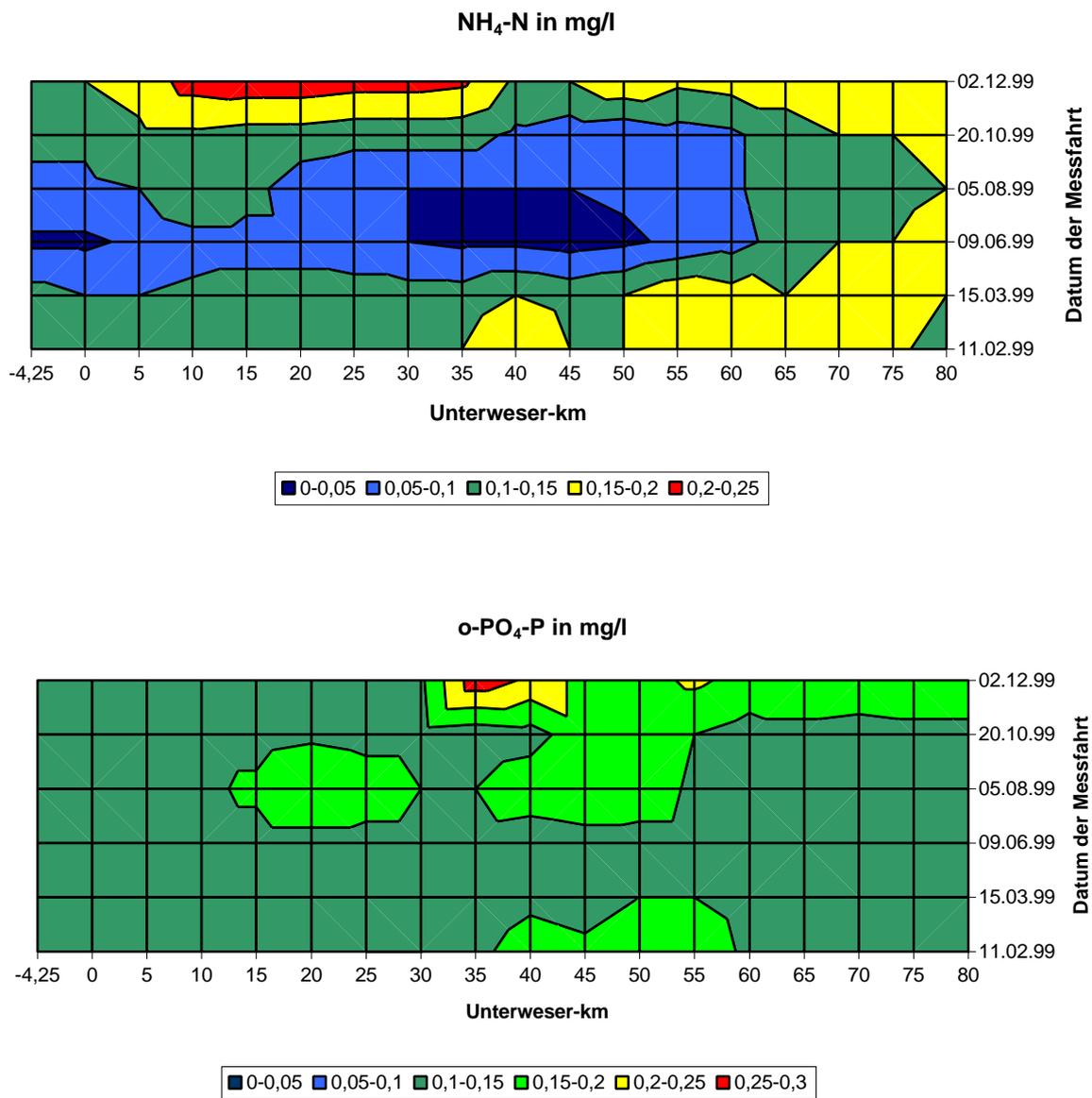
**Abb. 5.11: Konzentrationsentwicklung der organischen Summenparameter DOC (\*Faktor 10), BSB<sub>(7)</sub> (\*Faktor 10), P<sub>ges.</sub> und O-PO<sub>4</sub>-P, NH<sub>4</sub>-N und NO<sub>3</sub>-N (\*Faktor 10) der Weser bei Hemelingen 1990 bis 1999 (90-Perzentil in mg/l)**

Für Nitratstickstoff und DOC zeigen die 90-Perzentilwerte der letzten zehn Jahre keine einheitliche Tendenz. Im Wesentlichen haben sich die Konzentrationen allerdings nicht verändert. Der Biologische Sauerstoffbedarf (BSB<sub>(7)</sub>) ist in dem gleichen Zeitraum leicht gefallen. Ein relativ deutlicher Rückgang der Werte des 90-Perzentils ist für Gesamtphosphat (P<sub>ges.</sub>), Ortho-Phosphat (o-PO<sub>4</sub>-P) und Ammonium (NH<sub>4</sub>-N) festzustellen. Ursachen für die erhöhten Werte im Jahr 1993 sind vermutlich die starken Regenfälle, durch die Düngemittel und Boden in Oberflächengewässer abgeschwemmt werden. Eine Übersicht der Messergebnisse der hier diskutierten Parameter für das aktuelle Jahr 1999 gibt Tabelle 5.6.

Parameter:	BSB <sub>(7)</sub>	DOC	P <sub>ges.</sub>	o-PO <sub>4</sub> -P	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N
<b>N</b>	26	26	26	26	26	26
<b>Min</b>	0,70	2,50	0,11	0,03	0,05	2,50
<b>Max</b>	6,30	4,90	0,23	0,10	0,18	7,80
<b>Mittelwert</b>	2,89	3,71	0,16	0,06	0,10	4,43
<b>Median</b>	2,45	3,85	0,16	0,07	0,10	4,55
<b>90 P</b>	5,35	4,30	0,20	0,09	0,13	6,20
<b>t/a</b>	91.212	116.926	5.119	2.033	3.095	139.607

**Tab. 5.6: Statistische Kenngrößen der Konzentrationen und Jahresfracht der organischen Summenparameter und Pflanzennährstoffe in der Weser bei Hemelingen im Jahr 1999**

Die Gehalte an Pflanzennährstoffen in der Unterweser (für Phosphor- und Stickstoffverbindungen siehe Abb. 3.2) hängen in ihren Konzentrationen sowie Frachten von den Nährstoffzuflüssen aus dem Oberwasser ab. Das P-Maxima der Längsschnittergebnisse in Abbildung 5.12 bei km 40 resultiert nicht aus einer Einleitungsquelle, sondern spiegelt Rücklösevorgänge innerhalb der Trübungszone der Brackwassergrenze wider.



**Abb. 5.12:** Darstellung der Ergebnisse der Unterweserlängsschnitte von Hemelingen bis Bremerhaven für NH<sub>4</sub>-N und o-PO<sub>4</sub>-P in mg/l (Längsschnittfahrten im Juli und August sowie Dezember keine Messwerte)

#### 5.4.2 Vergleich mit Elbe und Rhein

Der Vergleich mit Rhein (Messstelle Bimmen/Lobith) und Elbe (Schnackenburg) für DOC und Nährstoffe zeigt ähnliche jahreszeitliche Schwankungen sowie Minima und Maxima in Konzentration und **Fracht**. Für P<sub>ges.</sub> liegen die Werte der Elbe höher als die der Weser (siehe Tab. 5.6 und 5.7).

Elbe:	Q (m³/s)	DOC (mg/l)	P <sub>ges.</sub> (mg/l)	PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)
<b>N</b>	365	26	51	53	53	53
<b>Min</b>	235	3,7	0,14	0,02	< 0,05	2,3
<b>Max</b>	2240	7,5	0,41	0,08	0,63	6,3
<b>Mittel</b>	605	5,3	0,26	0,05	0,15	4,4
<b>Median</b>	526	5,2	0,23	0,05	0,08	4,4
<b>90 P</b>	1070	5,8	0,38	0,07	0,38	6,0

Messtelle Schnackenburg, 1998

Rhein:	Q (m³/s)	DOC (mg/l)	P <sub>ges.</sub> (mg/l)	PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)
<b>N</b>	365	-	26	26	26	26
<b>Min</b>	983	-	0,14	0,077	0,01	2,61
<b>Max</b>	9.410	-	0,45	0,144	0,32	4,78
<b>Mittel</b>	2.270	-	0,22	0,104	0,11	3,54
<b>Median</b>	1.910	-	0,20	0,101	0,09	3,45
<b>90 P</b>	3.550	-	0,27	0,121	0,24	4,29

Messtelle Lobith – deutsch/niederl. Grenze, 1998

**Tab. 5.7: DOC, P<sub>ges.</sub>, PO<sub>4</sub>-P-Ortho-Phosphat, NO<sub>3</sub>-N und NH<sub>4</sub>-N in mg/l in Rhein (Lobith) und Elbe (Schnackenburg); für DOC keine Messdaten am Rhein**

### 5.4.3 Die Einleiter

Eine Übersicht der Entwicklung bei den Parametern **CSB**, **BSB**<sub>(5)</sub>, P<sub>ges.</sub> und N<sub>ges.</sub> für die relevanten Direktreinleiter geben die Abbildungen 5.13 bis 5.16 sowie die Daten im Tabellenanhang. Bei allen Parametern leitet die Kläranlage Seehausen die größte **Fracht** ein.

Wie bei den allgemeinen Anmerkungen zu den einzelnen Abwassereinleitern bereits dargestellt (vgl. Abschnitt 4.2), wurden die großen kommunalen Kläranlagen Anfang bis Mitte der 90er Jahre saniert. Einige Anlagen halten auch Grenzwerte ein, die deutlich unterhalb der gesetzlichen Vorgaben des Anhang 1 der Abwasserverordnung liegen. In der Vergangenheit lag der Schwerpunkt vor allem in der Schaffung großer Beckenvolumina zur Stickstoffelimination und biologischen Phosphatelimination. In den letzten Jahren wurden bzw. werden nun bei verschiedenen Kläranlagen vermehrt Anstrengungen unternommen, die Prozesse und Fahrweisen der Anlagen weiter zu optimieren, d. h. jetzt wird an den „kleinen Stellschrauben gedreht“.

Der Erfolg dieser Maßnahmen ist eine weitere Reduzierung der insbesondere aus Kohlenstoffverbindungen bestehenden sauerstoffzehrenden Stoffe, deren leichtabbaubare Fraktion mit dem BSB und deren Gesamtheit mit dem CSB dargestellt werden. Deutliche Reduzierungen der Stoffeinträge in die Unterweser sind vor allem beim Phosphor und beim Stickstoff erreicht worden. So ist die in eingeleitete Stickstofffracht von über drei Millionen kg pro Jahr in den Jahren 1990/1991 auf deutlich unter eine Millionen in den Jahren 1998/1999 gesenkt worden.

Einen Überblick über die im gesamten Einzugsgebiet der Weser eingetragenen Nährstoffe aus kommunalen und gewerblichen Einleitungen sowie aus diffusen Quellen liefert der Bericht "Nährstoffbilanz 1998 für das Wesereinzugsgebiet" der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser.

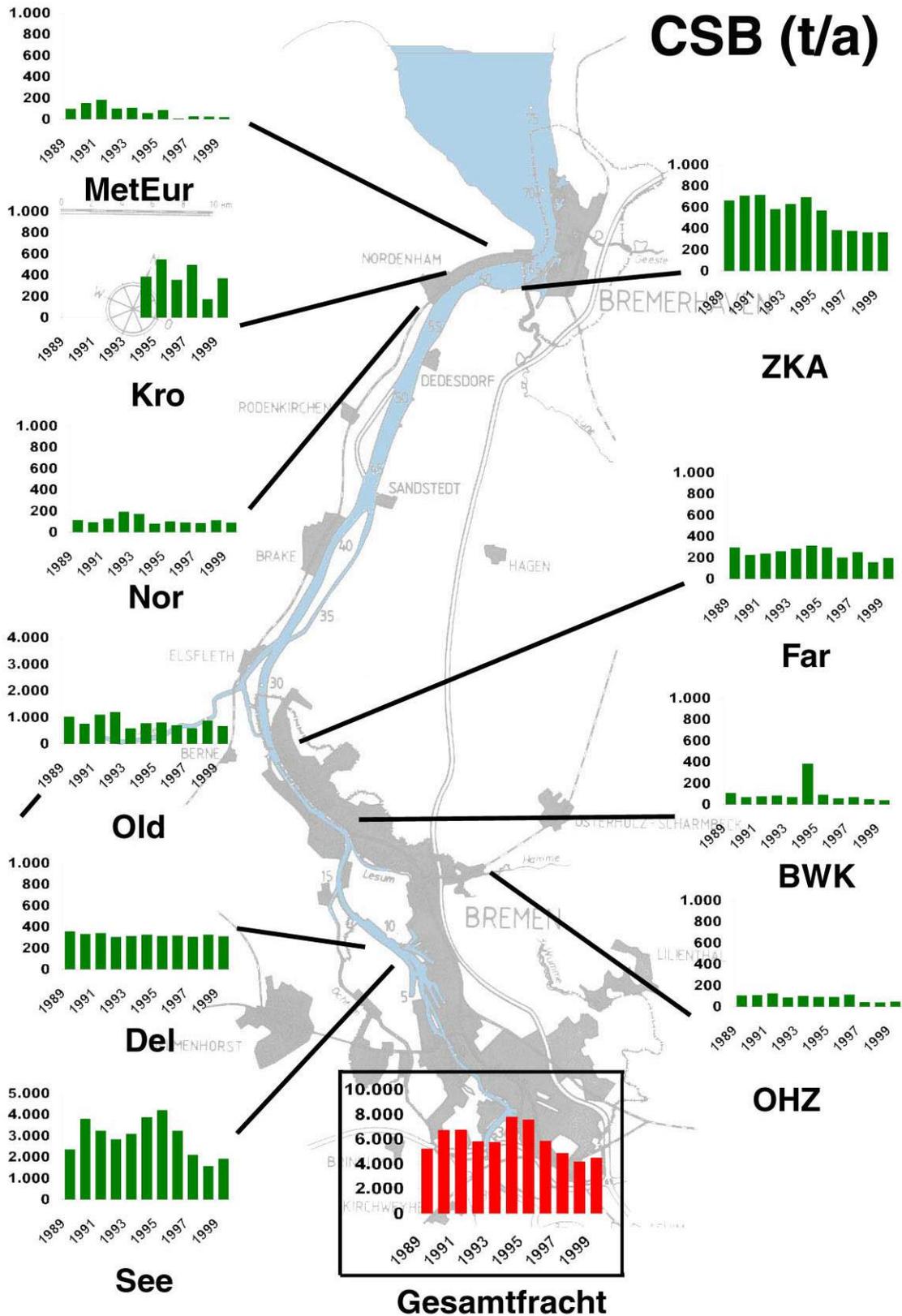


Abb. 5.13: CSB-Frachten relevanter Einleiter entlang der Unterweser 1989 bis 1999. Abkürzungen sowie Lage der Einleiter siehe Abb. 4.1

# BSB (t/a)

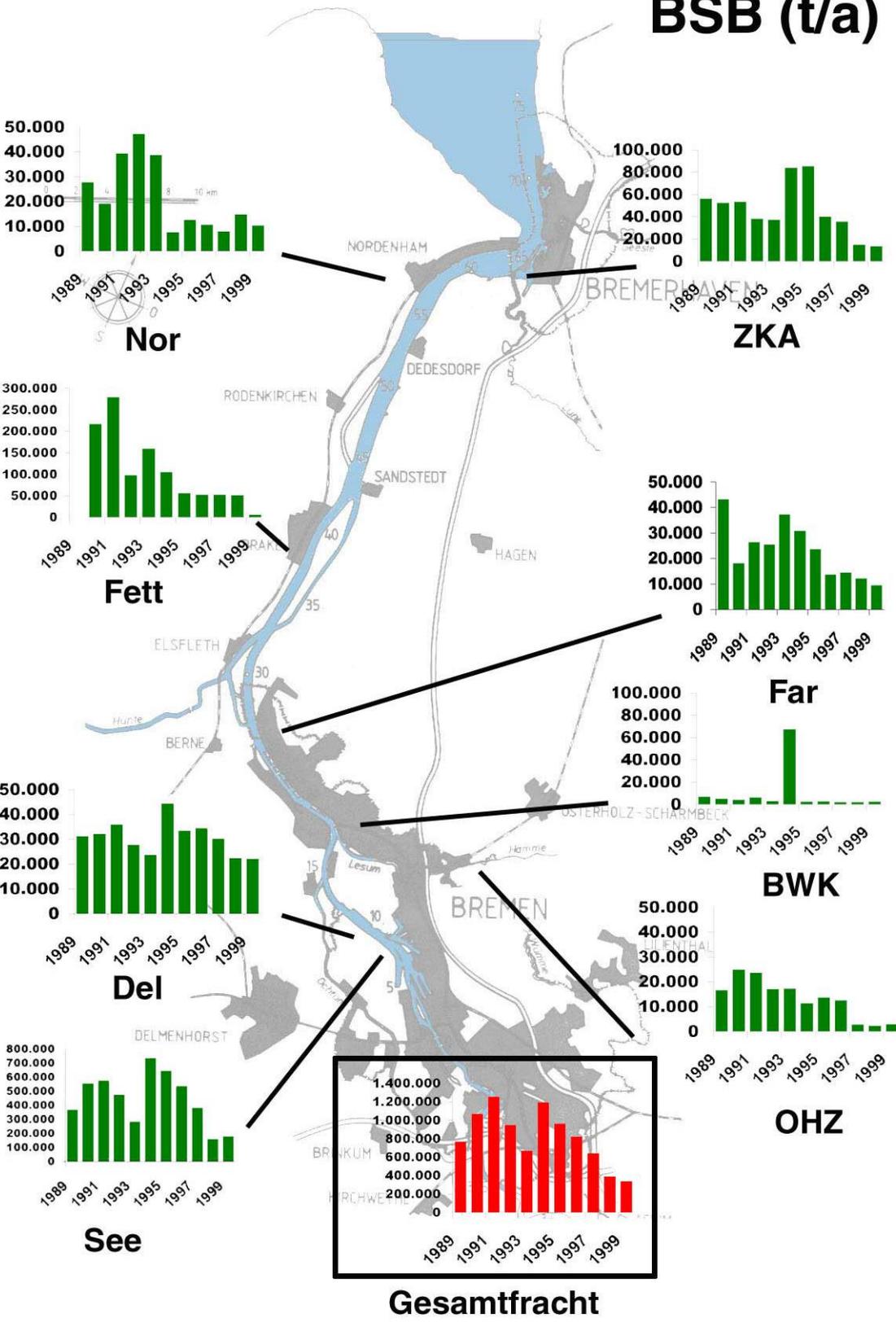


Abb. 5.14: BSB<sub>(5)</sub>-Frachten relevanter Einleiter entlang der Unterweser 1989 bis 1999. Abkürzungen sowie Lage der Einleiter siehe Abb. 4.1

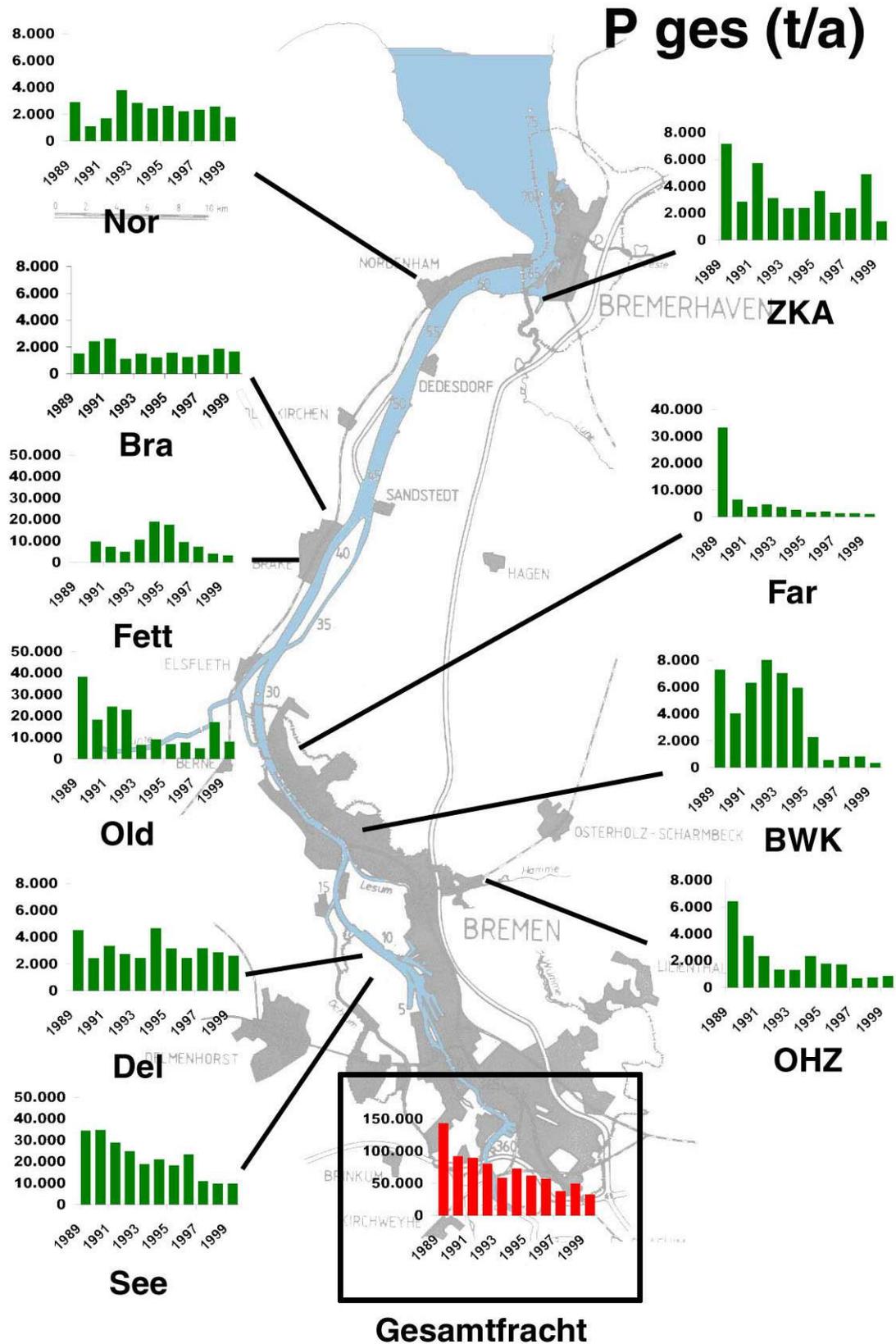


Abb. 5.15:  $P_{ges}$ -Frachten relevanter Einleiter entlang der Unterweser 1989 bis 1999. Abkürzungen sowie Lage der Einleiter siehe Abb. 4.1

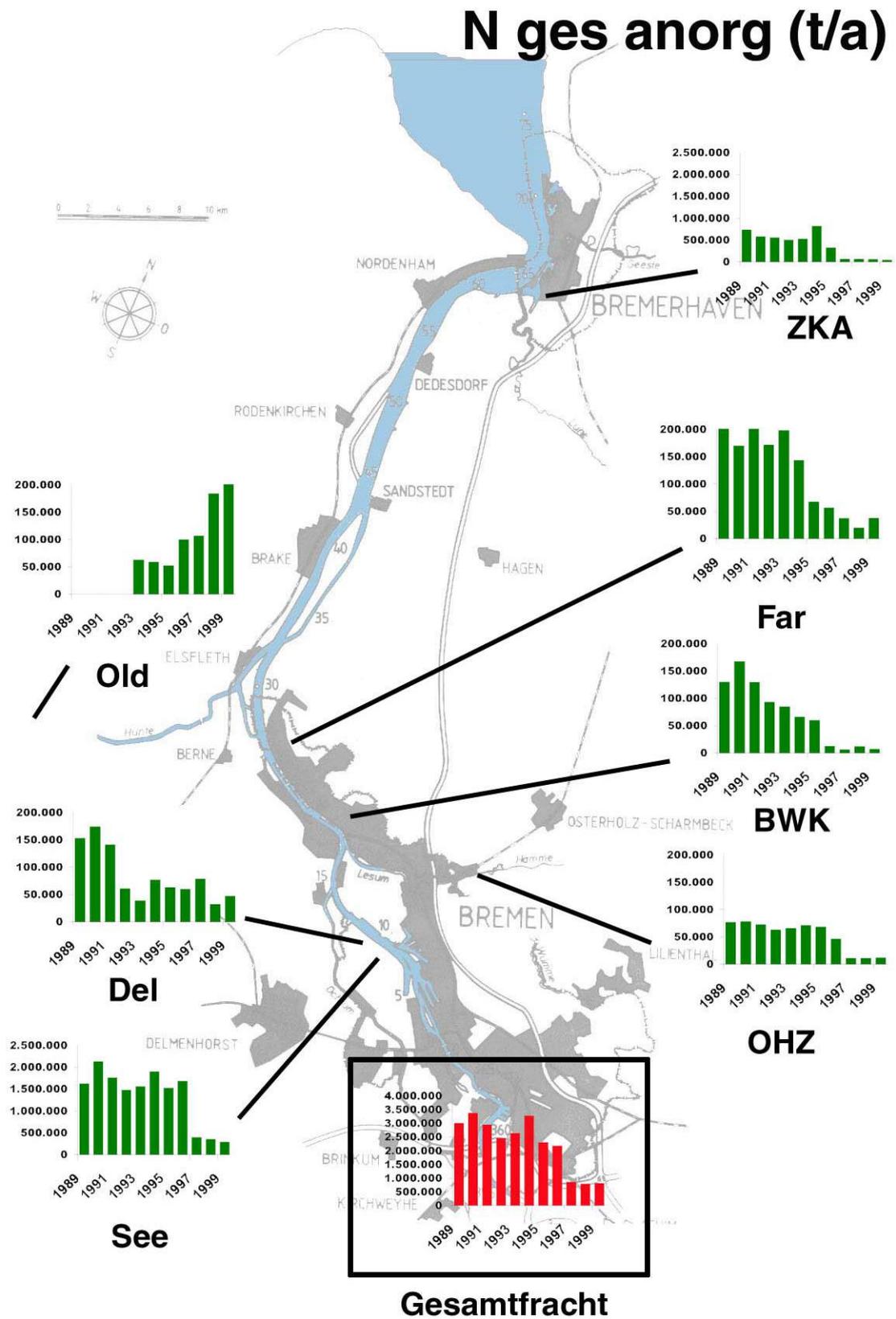
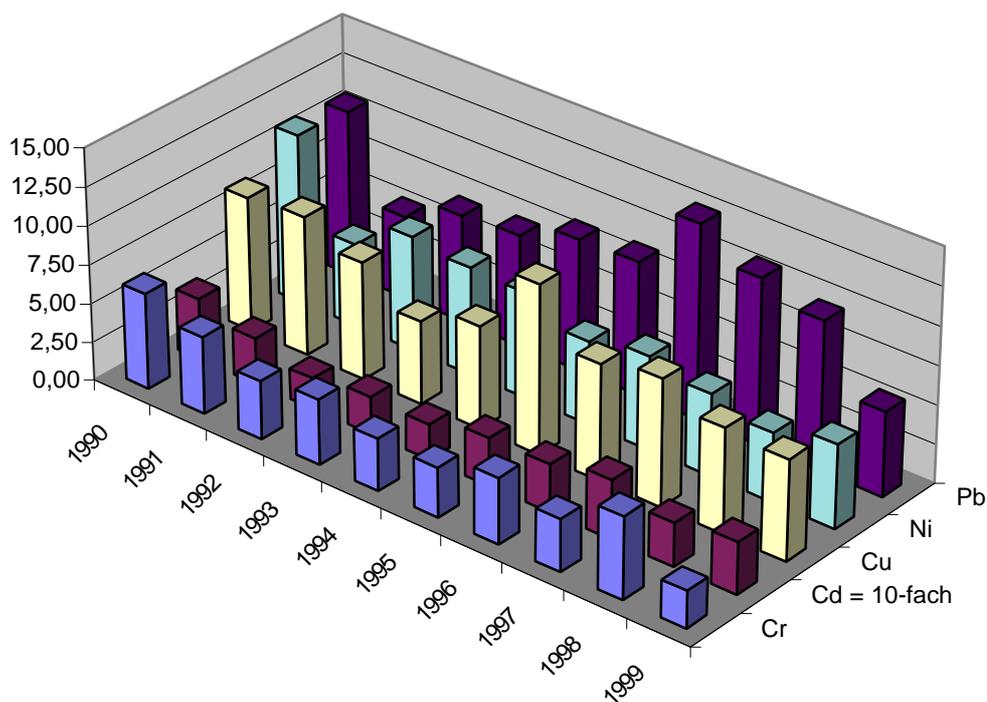


Abb. 5.16:  $N_{\text{ges. anorganisch}}$ -Frachten relevanter Einleiter entlang der Unterweser 1989 bis 1999. Abkürzungen sowie Lage der Einleiter siehe Abb. 4.1

## 5.5 Schwermetalle

### 5.5.1 Der Fluss

Die Messung von **Schwermetallen** im Flusswasser und bei den Einleitern erfolgt aus der unfiltrierten Probe und erfasst somit sowohl die gelösten als auch die an den Schwebstoffpartikeln angelagerten Schwermetallverbindungen. Eine nicht unerhebliche Schwermetallfracht in der Unterweser stammt aus Einleitungen oberhalb Bremens. Zum Teil reichen die Quellen bis in den mittelalterlichen Erzbergbau zurück. Besonders die Abschwemmungen von den Abraumhalden im Harz bedeuten einen steten Eintrag an Schwermetallverbindungen in das Flusssystem. In den letzten 10 Jahren traten bei den **90-Perzentilen** an der Station Hemelingen deutliche Schwankungen auf. Dennoch lässt sich für Chrom (Cr) insgesamt eine abnehmende Tendenz feststellen. Die Cadmium(Cd)-Konzentrationen sind im Gegensatz dazu nach einer Verringerung Anfang der 90er Jahre in den letzten Jahren wieder angestiegen. Einen Überblick über die Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen an der Messstelle Hemelingen (90-Perzentil) gibt Abb. 5.17, in Tab. 5.8 sind die statistischen Zahlen zu den Schwermetallgehalten 1999 wiedergegeben.

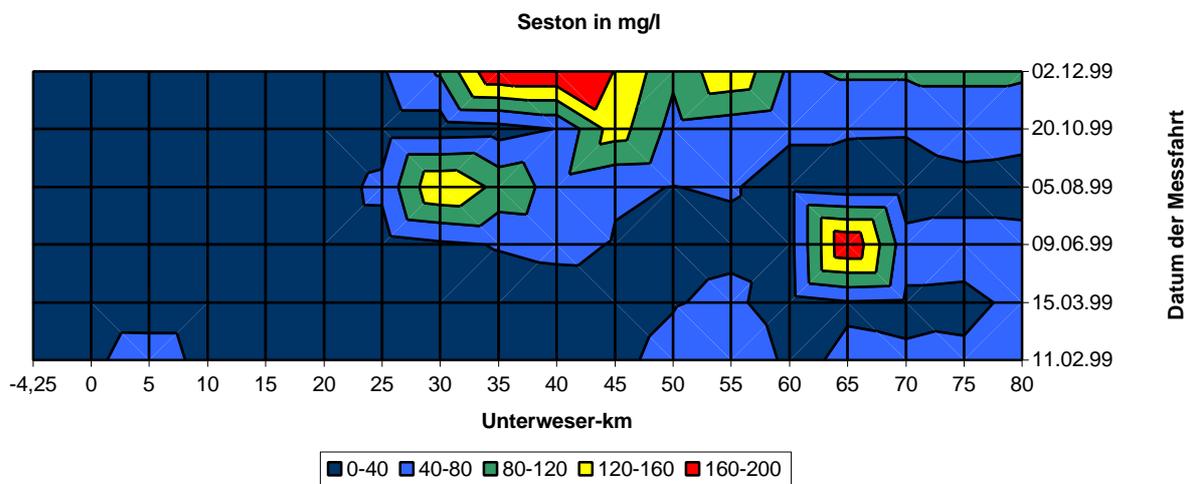


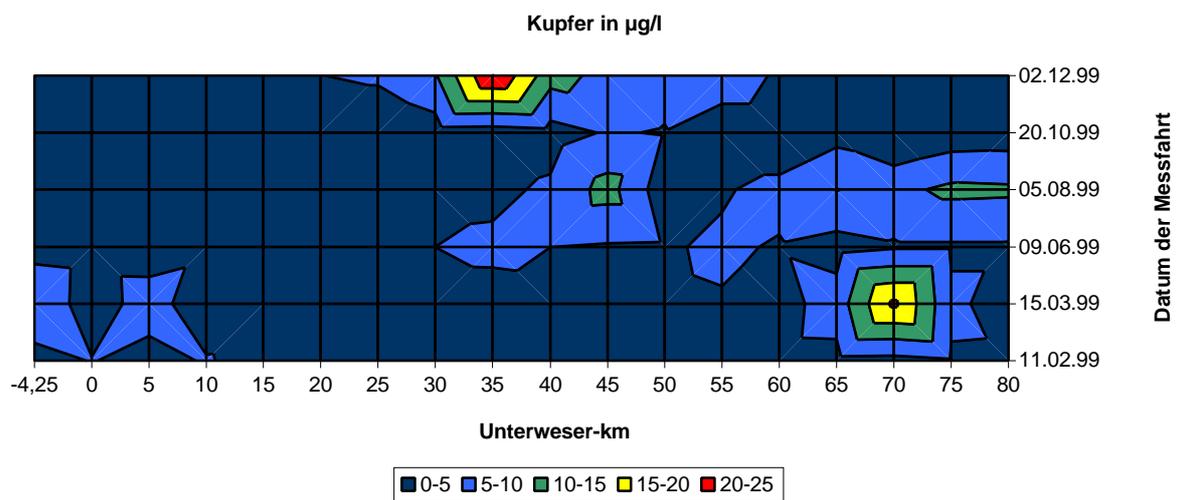
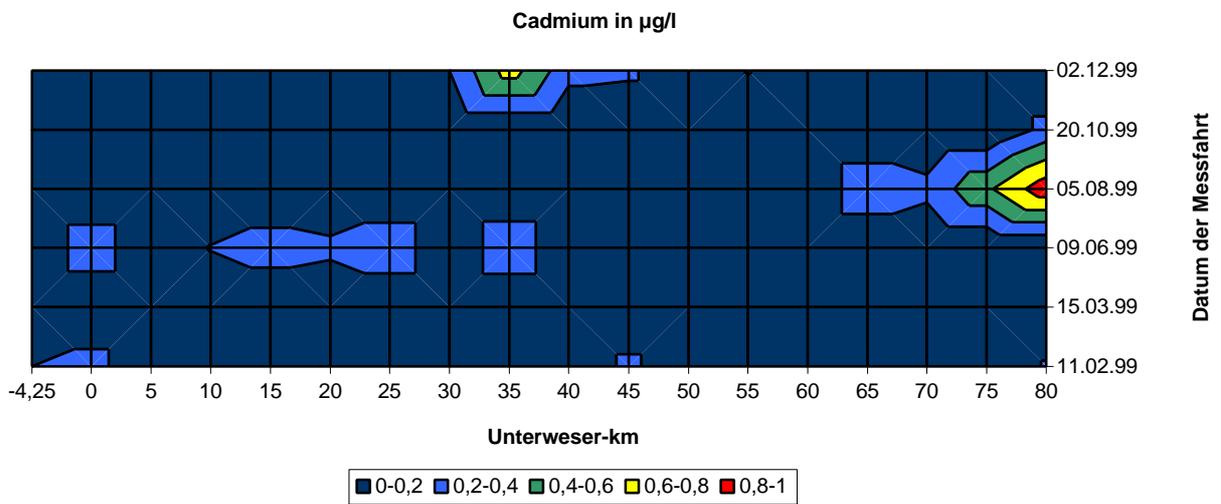
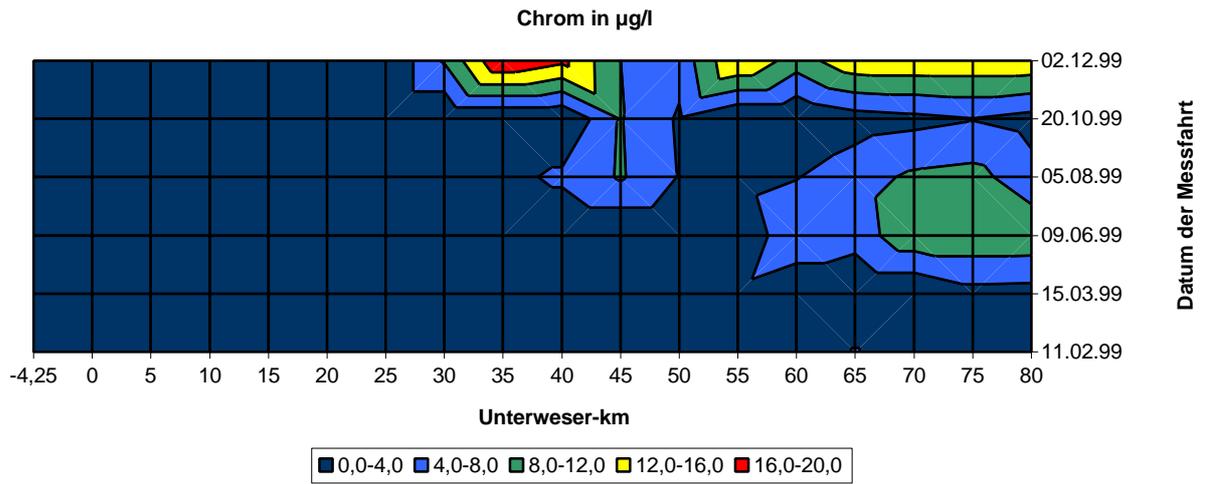
**Abb. 5.17: Ausgesuchte Schwermetalle in der Weser bei Hemelingen 1990 bis 1999 (90-Perzentil in µg/l, Cadmium 10-fach dargestellt)**

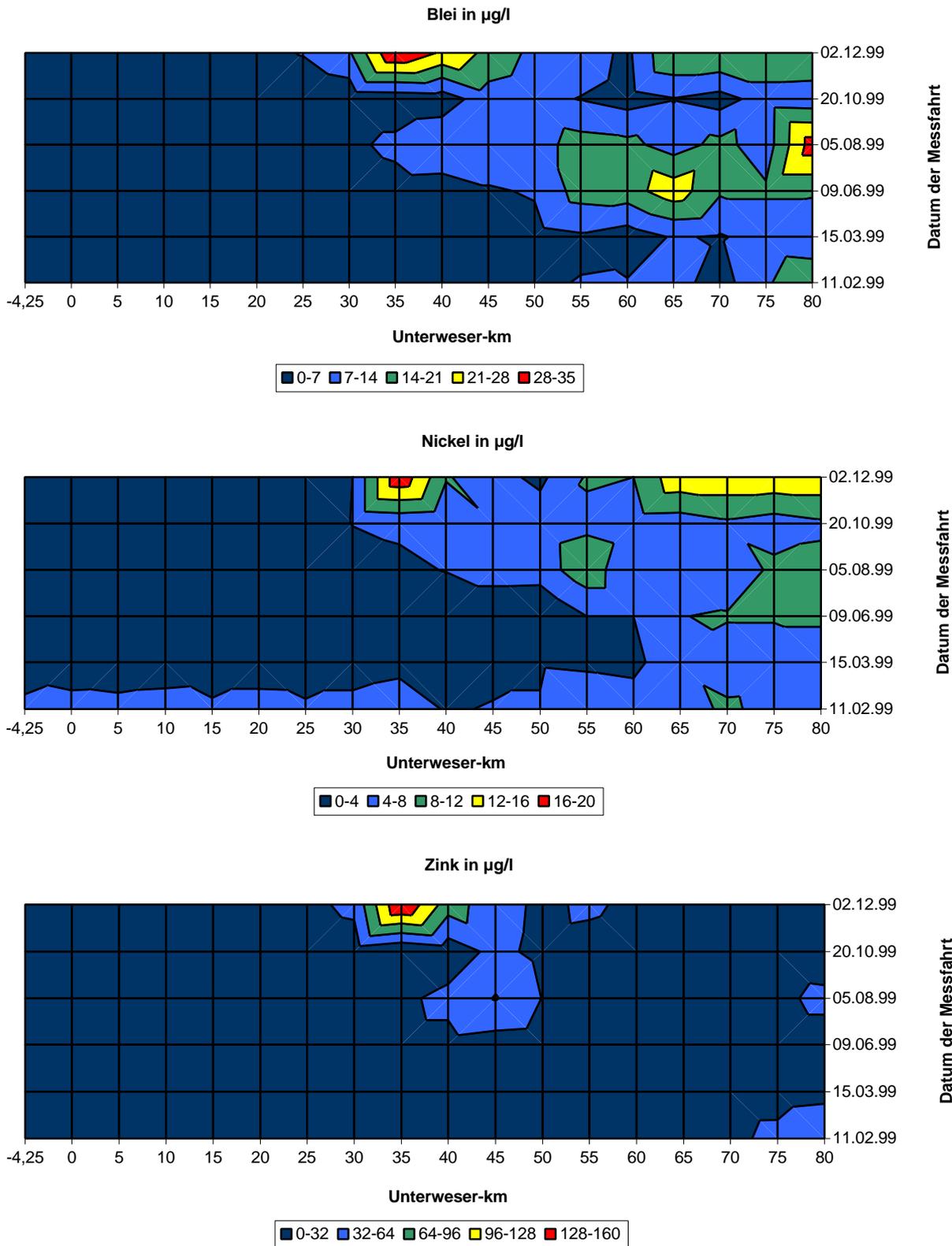
Parameter:	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	Mn
n	26	26	26	26	26	26	26	26	26
Min	0,50	0,22	1,00	1,00	240,00	1,00	1,00	10,00	42,00
Max	1,30	0,35	2,40	7,10	1700,00	8,20	7,60	44,00	200,00
Mittelwert	0,94	0,28	1,10	4,25	771,54	2,65	3,78	22,54	91,31
Median	0,93	0,26	1,00	3,90	625,00	2,45	4,10	21,00	92,00
90 P	1,20	0,33	1,00	6,30	1350,00	5,15	5,48	40,80	128,00
t/a	29.571	8.725	34.568	134.149	24.331.237	83.570	119.230	710.773	2.879.479

**Tab. 5.8: Statistische Kenngrößen der Metallkonzentrationen in der Weser bei Hemelingen 1999 in µg/l sowie Jahresfracht in t). Alle Werte für Hg lagen 1999 unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l (zur Problematik der Berechnung von Frachten siehe auch Abschnitt 6.2)**

In der Unterweser allgemein fällt der Konzentrationsanstieg der Schwermetalle im Bereich der Brackwassergrenze (Unterweserkilometer 40) auf. Hauptursache hierfür ist der Anstieg der Seston-Gehalte in dieser Zone hoher Trübung. Da Schwermetalle an Feinpartikel absorbiert werden, lassen sich hier maximale Konzentrationen nachweisen. Die folgenden Darstellungen (Abb. 5.18) verdeutlichen die Korrelation von Seston Gehalt und Schwermetallkonzentration (für Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink) im Unterweserlängsschnitt, der alle zwei Monate in Rahmen der Unterwesermessfahrt durchgeführt wird.







**Abb. 5.18:** (vorhergehende Seiten) Darstellung der Längsschnittergebnisse 1999 der Unterweser von Hemelingen bis Bremerhaven für die Schwermetalle Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink in µg/l (keine Werte für Längsfahrten April, Mai, Juli, Sept., November) und für Seston in mg/l

### 5.5.2 Vergleich mit Elbe und Rhein

Ein Vergleich mit Werten von Rhein (Bimmen/Lobith) und Elbe (Schnackenburg) aus dem Jahr 1998 (siehe Tab. 5.9) zeigt, dass die Weser abgesehen von Eisen und Nickel niedrigere oder ähnlich hohe Schwermetallkonzentrationen aufweist.

Elbe:	As	Cd)	Cr	Cu)	Fe	Hg	Ni	Pb	Zn
n	52	51	52	52	52	52	52	52	52
Min	1,7	0,12	< 1	3,2	360	0,025	2,8	1,7	< 10
Max	5,2	0,54	3,9	8,3	1.130	0,25	4,8	6,9	68
Mittel	3,0	0,29	2,0	5,4	710	0,10	3,6	4,1	48
Median	2,7	0,26	1,9	5,5	660	0,26	3,6	3,9	47
P 90	4,2	0,46	2,7	7,6	1.010	0,46	4,2	5,8	63

Messtelle Schnackenburg, 1998

Rhein:	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Zn
n	12	26	25	26	11	26	26	26	23
Min	1,2	< 0,01	0,80	1,7	0,55	0,009	1,2	1,4	< 10
Max	3,06	0,42	16,1	15,1	4,21	0,07	15,5	12,5	44
Mittel	1,72	0,08	3,76	5,3	1,15	0,028	2,8	4,6	23
Median	1,56	0,06	2,70	4,3	0,76	0,023	3,3	3,8	22
P 90	2,08	0,14	5,80	7,2	1,29	0,044	4,6	7,0	38

Messtelle Lobith – deutsch/niederl. Grenze, 1998

**Tab. 5.9: Schwermetallgehalte (Arsen, Cadmium, Chrom, Kupfer, Eisen, Quecksilber, Nickel, Blei und Zink) in µg/l in Rhein (Bimmen/Lobith) und Elbe (Schnackenburg) in 1998**

### 5.5.3 Die Einleiter

Durch Anstrengungen im Bereich der Indirekteinleiter liegen die Schwermetallkonzentrationen vieler kommunaler Einleitungen unterhalb der für die jeweiligen Parameter geltenden Bestimmungsgrenzen. Auch bei verschiedenen Industriebetrieben lassen sich, insbesondere wenn die Vorbelastung verwendeten Weserwassers zu berücksichtigen ist, bei vielen Parametern keine genauen Frachtberechnungen ermitteln. Als Haupteinleiter in die Unterweser konnten die Stahlwerke Bremen ihre Schwermetallabwasserbelastung Anfang der 90er Jahre deutlich reduzieren (siehe Gewässergütebericht des Landes Bremen 1993). Als Beispiel sind in der folgenden Darstellung (5.19) die **Frachten** des Parameter Chrom bei Kronos Titan und den Stahlwerke Bremen aufgeführt. Alle anderen Einleitungen, insbesondere die kommunalen Kläranlagen, sind im Vergleich hierzu relativ unbedeutend.

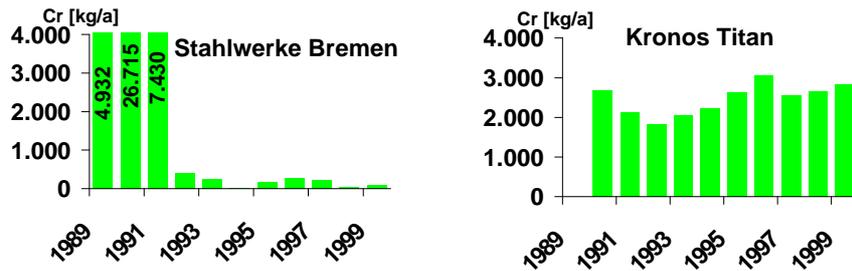


Abb. 5.19: Chromfrachten (kg/a) der Stahlwerke Bremen und Kronos Titan in den Jahren 1989 bis 1999

## 5.6 Summenparameter AOX

### 5.6.1 Der Fluss

Der Parameter **AOX** ist ein Summenparameter für adsorbierbare organisch gebundene Halogenverbindungen. In erster Linie treten sie im Zusammenhang mit Abwässern auf. Quelle sind die Anwendung halogener (z.B. chlorhaltiger) Lösemittel im Betrieb und die Bildung entsprechender Verbindungen während des Produktionsprozesses (z.B. bei der Wollbehandlung der Bremer Wollkämmerei im Rahmen der Filzfreiausrüstung). Die Konzentrationen der Weser bei Hemelingen sind deutlich geringer als in der Elbe und geringer als im Rhein (Tab. 5.10).

AOX [ $\mu\text{g/l}$ ]	Weser	Elbe	Rhein
<b>n</b>	26	40	17
<b>Min</b>	13,0	30	9,0
<b>Max</b>	42,0	198	55,0
<b>Mittel</b>	17,9	58	25,9
<b>Median</b>	17,0	51	24,0
<b>90 P</b>	23,5	83	45,0

Tab. 5.10: AOX-Konzentrationen 1998 in  $\mu\text{g/l}$  an der Meßstation Hemelingen (Weser) im Vergleich zu Rhein (Bimmen/Lobith) und Elbe (Schnackenburg)

### 5.6.2 Die Einleiter

Der überwiegende Anteil der AOX-Frachten wird über kommunalen Kläranlagen in die Unterweser eingetragen. Hier ist es eine Vielzahl von indirekt einleitenden Betrieben, bei denen für die unterschiedlichsten Verfahren und Anwendungen leider immer noch chlorhaltige Verbindungen eingesetzt werden.

Im Einzelfall sind die konventionellen Verfahren nur schwierig zu ersetzen. So versucht die Bremer Wollkämmerei bereits seit etwa zehn Jahren ein umweltfreundliches (AOX-freies) Verfahren bei der Filzfreiausrüstung der Schafwolle einzusetzen.

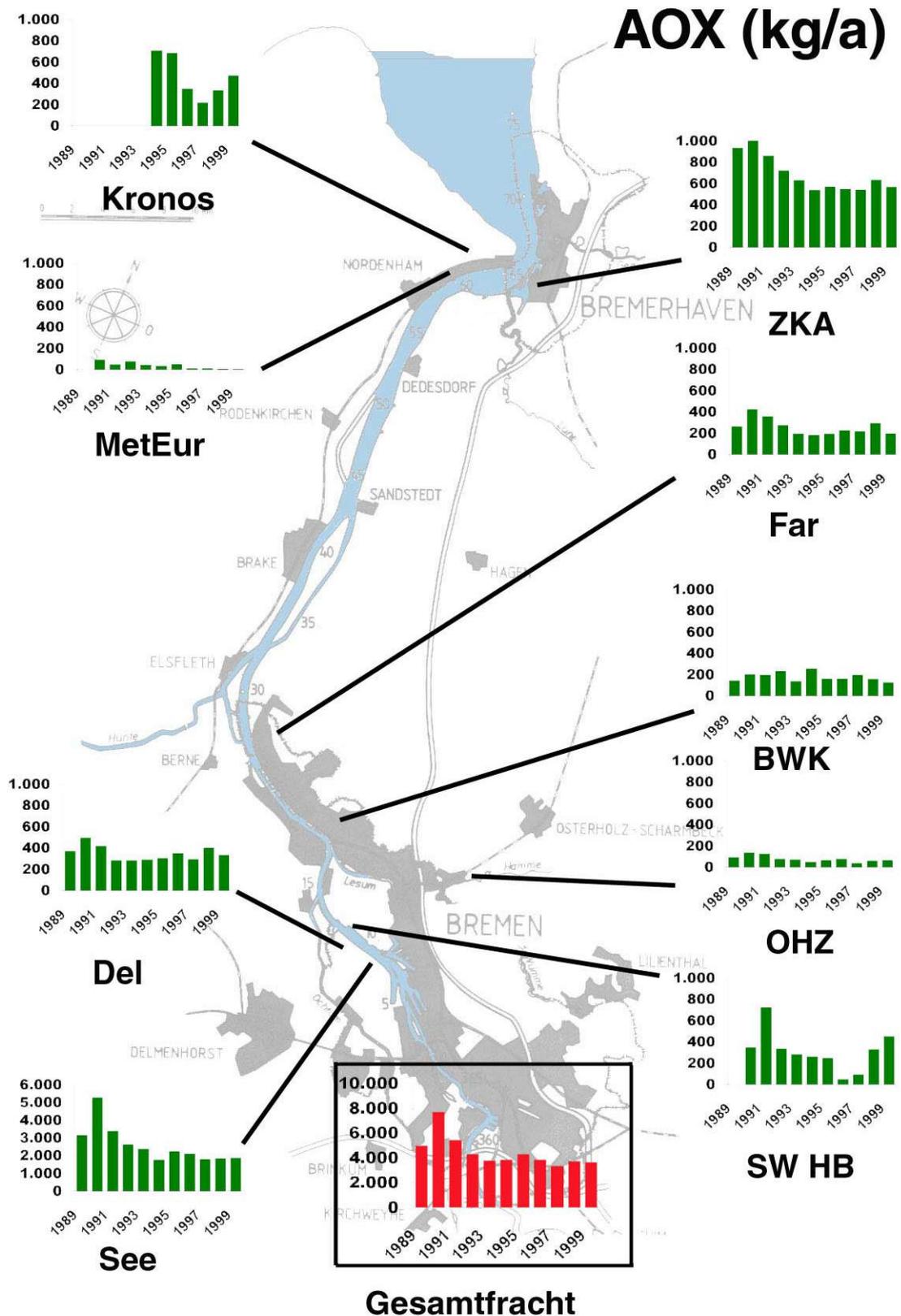


Abb. 5.21: AOX-Jahresfrachten relevanter Einleiter in kg von 1989 bis 1999. Abkürzungen sowie Lage der Einleiter siehe Abb.4.1

## 5.7. Pestizide, PCBs und andere halogenierte organische Verbindungen

### 5.7.1. Der Fluss

Moderne Messmethoden haben es möglich gemacht, auch sehr geringe Gehalte von Schadstoffen in Wasser und Sedimenten nachzuweisen. Umfangreiche Untersuchungen in den vergangenen Jahren haben einen Überblick zugelassen, in welchen Konzentrationen **Pestizide**, polychlorierte Biphenyle (**PCBs**) und weitere halogenierte organische Verbindungen im Weserflusssystem (Wasser, Schwebstoffe und Sedimente) vorhanden sind. Da im Einzugsgebiet der Weser nur wenige dieser Stoffe direkt produziert werden, stammt der größte Teil der Schadstoffe aus kommunalen Kläranlagen bzw. bei Pestiziden aus der Landwirtschaft.

An der Messstation Hemelingen lagen in den letzten Jahren die Konzentrationen der Pestizide im Wasser bei allen Stoffen mit Ausnahme von Lindan (Gamma-HCH), Diuron und Terbutylazin unter der Nachweisgrenze. Bei den halogenierten organischen Verbindungen werden zum einen die **SCKW** (schwerflüchtige Chlor-Kohlenwasserstoffe) und zum anderen die **LCKW** (leichtflüchtige Chlor-Kohlenwasserstoffe) analysiert. Innerhalb dieser Gruppen lagen sämtliche Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze. PCBs wurden in den 90er Jahren durchgängig im Schwebstoff der Weser nachgewiesen, obwohl die PCB-Produktion in der Bundesrepublik eingestellt wurde.

### 5.7.2 Die Einleiter

Die industriellen Großeinleiter der Unterweser verwenden produktionsspezifische halogenierte Stoffe. Die Abwässer der kommunalen Kläranlagen enthalten dagegen eine wesentlich größere Bandbreite, da über das Kanalnetz die gesamte Palette der in den angeschlossenen Industrie- und Gewerbebetrieben aber auch in den privaten Haushalten gebräuchlichen Schadstoffe zusammengeführt wird.

## 5.8 Komplexbildner

Besonders relevante Komplexbildner sind die Ersatzstoffe für Phosphate in Waschmitteln. EDTA (Ethyldiamintetraessigsäure) und NTA (Nitrilotriessigsäure) sind trotz ihrer biologische Abbaubarkeit eine Dauerbelastung für das Gewässersystem durch den steten Eintrag aus Kläranlagen. Die mittleren Konzentrationen für EDTA und NTA schwankten in den letzten 5 Jahren deutlich (Tab. 5.13). Ein einheitlicher Trend ist nicht festzustellen. Tabelle 5.14 stellt die gemessenen Konzentrationen an den Ausläufen bremsischer Kläranlagen und die in Hemelingen ermittelten Gehalte der Komplexbildner gegenüber.

EDTA wird in die Wassergefährdungsklasse II (wassergefährdend) und NTA in die Wassergefährdungsklasse I (schwach wassergefährdend) eingestuft.

	Konzentration [ $\mu\text{g/l}$ ]		Fracht [g/s]		Fracht [kg/a]	
	EDTA	NTA	EDTA	NTA	EDTA	NTA
1995	5,70	1,10	1,60	0,44	50 458	13 876
1996	10,10	0,78	2,07	0,16	65 280	5 046
1997	8,10	0,85	1,76	0,22	55 444	7 049
1998	6,04	0,70	2,02	0,27	63 663	8 585
1999	5,10	1,20	1,45	0,44	45 829	14 020

Tab. 5.13: Mittlere Konzentrationen [ $\mu\text{g/l}$ ] und Frachten [g/s], [kg/a] von EDTA und NTA an der Messstation Hemelingen

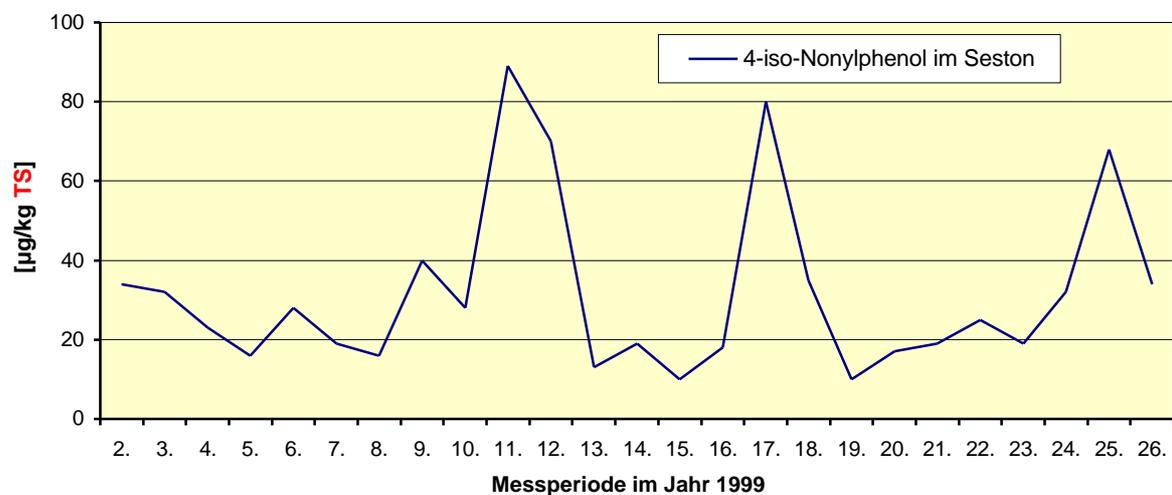
Kläranlage	Probenahme	Konzentration [ $\mu\text{g/l}$ ]		Fracht [kg/d]	
		EDTA	NTA	EDTA	NTA
Bremen- Seehausen  38.677.225	Datum				
	24.03.99	48	4,4		
	05.05.99	74	3,7		
	01.06.99	40	5,5		
	07.09.99	70	4,3		
	23.11.99	94	5,2		
	<b>Mittelwert</b>	<b>65,2</b>	<b>4,62</b>	<b>6,91</b>	<b>0,490</b>
Bremen- Farge  5.084.863	01.02.99	48	2,4		
	03.05.99	39	1,2		
	31.05.99	41	1,2		
	08.09.99	42	2,2		
	<b>Mittelwert</b>	<b>42,5</b>	<b>1,75</b>	<b>0,592</b>	<b>0,025</b>
Osterholz- Scharmbeck  1.472.775	29.01.97	47	2,6		
	29.04.97	54	1,2		
	27.08.97	11	1,3		
	02.12.97	65	1,8		
	<b>Mittelwert</b>	<b>44,25</b>	<b>1,725</b>	<b>0,179</b>	<b>0,007</b>
Delmenhorst  6.286.276	05.05.99	46	4,5		
	01.06.99	40	3,4		
	07.09.99	42	4,0		
	23.11.99	62	3,4		
	<b>Mittelwert</b>	<b>47,5</b>	<b>3,825</b>	<b>0,818</b>	<b>0,066</b>
Bremerhaven  10.695.009	04.05.99	30	1,8		
	02.06.99	31	3,1		
	06.09.99	54	2,4		
	22.11.99	52	2,0		
	<b>Mittelwert</b>	<b>41,75</b>	<b>2,325</b>	<b>1,223</b>	<b>0,068</b>
Gemessene Werte an der Messstelle Hemelingen	<b>Mittelwert</b>	<b>5,123</b>	<b>1,197</b>	<b>125,6</b>	<b>38,8</b>

Tab. 5.13: Konzentrationen von NTA und EDTA in  $\mu\text{g/l}$  1999 im Auslauf ausgewählter Kläranlagen und an der Messstation Hemelingen

## 5.9 Endokrine Substanzen und Nitromoschusverbindungen

Als endokrine Substanzen werden Chemikalien bezeichnet, die in die hormonelle Regulation des Körpers von Menschen oder Tieren eingreifen. Dabei werden natürliche (von Organismen gebildete hormonell wirksame Stoffe) und naturfremde (synthetische hergestellte hormonell wirksame Stoffe) mit endokriner Wirkung unterschieden.

In der Messstation Hemelingen werden im aktuellen Untersuchungsprogramm 14-tägig 13 endokrine Substanzen im Seston analysiert. Bei lediglich einem Stoff (4-iso-Nonylphenol, vgl. Abb. 5.26) wurden Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenze festgestellt.

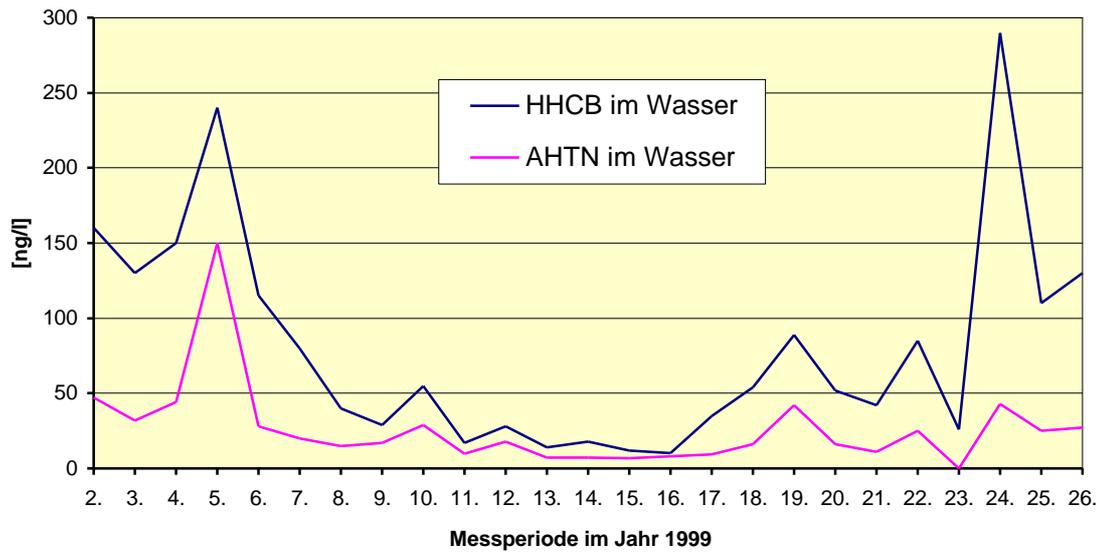


**Abb. 5.22:** 4-iso-Nonylphenol-Konzentrationen in µg/kg TS im Seston in der Unterweser in 1999

Messungen von 4-iso-Nonylphenol im Wasser ergaben für die Weser in Hemelingen mittlere Konzentrationen von 45 ng/l. Im Abwasser der kommunalen Kläranlagen wurden in 1999 4 bzw. 5 Untersuchungen durchgeführt. Die mittlere Konzentration im Abwasser betrug hierbei 66 ng/l 4-iso-Nonylphenol.

Bei den Nitromoschusverbindungen handelt es sich um synthetische Duftstoffe, die aufgrund ihrer ausgeprägten Duftigenschaften und ihrer günstigen und technischen einfachen Produktion als Ersatzstoffe für natürlichen Moschusduft eingesetzt werden. Sie sind leicht fettlöslich, persistent und bioakkumulierbar.

Bei den Untersuchungen in der Weser wurden Werte oberhalb der Nachweisgrenze für die Stoffe HHCB und AHTN ermittelt. Hierbei handelt es sich um polycyclische Moschusverbindungen, die vor allem in Waschmitteln und Kosmetika zu finden sind. Der Haupteintragsweg ins Gewässer erfolgt über Kläranlagen. Die Ergebnisse zeigen in der Weser ähnlich hohe Maximalkonzentrationen wie in der Elbe (HHCB: 290 bzw. 240 ng/l in der Weser bzw. Elbe und AHTN: 150 bzw. 145 ng/l in der Weser bzw. Elbe).



**Abb. 5.23: Konzentrationen der Nitromoschusverbindungen HHCB und AHTN im Wasser in ng/l in der Unterweser in 1999**

Im Abwasser der kommunalen Kläranlagen wurden Konzentrationen von HHCB bzw. AHTN von 260 bis 5000 bzw. von 54 bis 1450 ng/l ermittelt. Die Mittelwerte lagen hierbei 1651 bzw. 408 ng/l.

Über die Ergebnisse wird im Detail im nächsten Gütebericht der Landes Bremen berichtet.

## 6. Ölunfälle auf der Weser

Eine weitere Belastung des Flusssystemes Unterweser sind Öle (Kohlenwasserstoffe), die bei Unfällen bzw. Leckagen auf Schiffen und in Gewerbebetrieben in die Weser oder Hafenbecken gelangen. In der folgenden Übersicht sind die 1999 gemeldeten Vorfälle, bei denen Maßnahmen durchgeführt wurden, für Bremen und Bremerhaven getrennt dargestellt (aus Niedersachsen wurden 1999 keine Ölbekämpfungen an der Unterweser gemeldet).

Datum	Schadensort	Unfall	Verursacher	Maßnahmen
<u>Bremen:</u>				
12.01.99	Europahafen	Gasöl	MS "Spandau DT 61"	Ölbeseitigung
24.02.99	Neustädter Hafen	Gasöl	unbekannt	Ölbeseitigung
12.04.99	Hüttenhafen	Gasöl	unbekannt	Ölbeseitigung
<u>Bremerhaven:</u>				
14.01.99	Lloyd-Werft	Dieselöl	Sp. Bülow	Ölbeseitigung
19.02.99	Fischereihafen I (3000 m2)	Ölfilm	unbekannt	Ölbeseitigung
14.02.99	Kaiserhafen III	Schweröl	unbekannt	Ölbeseitigung
14.02.99	Kaiserhafen III	Schweröl	unbekannt	Ölbeseitigung
15.03.99	Labrador-Hafen	Schweröl	TM/S "Dettmer"-Tank 53	Ölbeseitigung
01.04.99	Weser	Schweröl	M/S "Integrity"	Ölbeseitigung
10.05.99	Kaiserhafen I	Ölflecken	M/S "Victor Mirinow"	Ölbeseitigung
27.05.99	Kaiserhafen I	Ölfilm	Industrie-Kraft.	Ölbeseitigung
06.07.99	Fischereihafen I	Altes Öl	unbekannt	Ölbeseitigung
12.07.99	F.Hafen Labrador-Hafen	Ölwassergemisch	TM/S "Mirco"	Ölbeseitigung
07.08.99	Wendebecken	Ölfilm	M/S "Auto Atlas"	Ölbeseitigung
15.08.99	Neuer Hafen	Ölfilm	Sp.-Boot "Brandaris"	Ölbeseitigung
21.08.99	Kaiserhafen II „E“	Hydrauliköl	unbekannt	Ölbeseitigung
07.09.99	F.Hf. Luneorthafenft	Dockverölung	BREDO Werft	Ölbeseitigung
09.09.99	Doppelschleuse	Hydrauliköl	Fa. Jodeit	Ölbeseitigung
11.09.99	F.-Hafen Kutterpier	Fischöl, Fett	unbekannt	Ölbeseitigung
16.09.99	Kaiserhafen I MWB	Schmieröl	M/S "Autotransporter"	Ölbeseitigung
11.10.99	Fischereihafen Ostseite	Altes Fett	unbekannt	Ölbeseitigung
18.10.99	Nordhafen-West.	Diesel	M/S "Othnia"	Ölbeseitigung
10.11.99	Kaiserhafen II West.	Schweröl	M/S "Dinington"	Ölbeseitigung

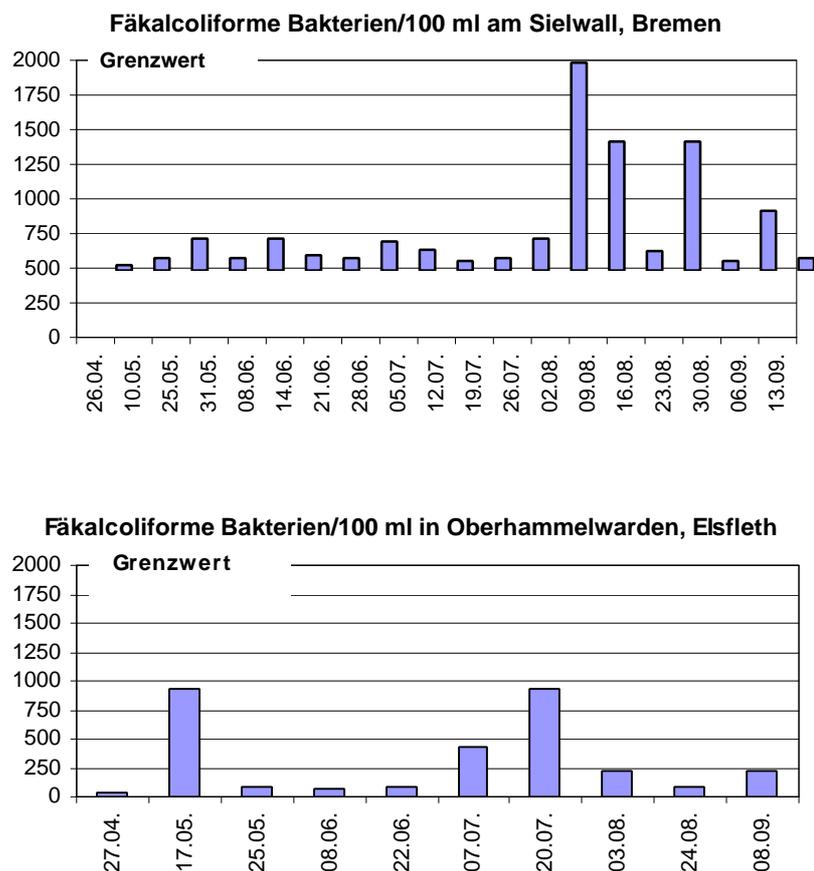
**Tab. 6.1: 1999 gemeldete und beseitigte Ölunfälle auf der Unterweser und den Hafenanlagen. Nicht aufgeführt wurden solche Ölunfälle, bei denen eine Ölbekämpfung nicht möglich war.**

## 7. Die Weser als Badegewässer

Aus den kommunalen und industriellen Kläranlagen geraten auch "Kleinstlebewesen" in den Fluss. Dies sind neben den klassischen Abwasserbakterien, Pilzen und Algen auch Viren und Krankheitskeime. Eine Folge dieses Eintrages ist die erhöhte Keimzahl im Flusswasser, welche nach der EU-Badegewässer-Richtlinie bestimmte Grenzwerte an Badestellen nicht überschreiten darf.

Sowohl im Lande Bremen als auch in Niedersachsen werden regelmäßig während der Badesaison Messungen entsprechend der Badegewässerrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft durchgeführt (z.B. am Sielwall in Bremen oder in Oberhammelwarden/Elsfleth in Niedersachsen). Bei den Darstellungen der Abbildung 8.1 wird ersichtlich, dass es im Jahr 1999 keine Grenzwertüberschreitungen gab.

Maßnahmen zur Reduzierung der Keimbelastung, die Anfang der 90er Jahre bundesweit diskutiert wurden, sind in den Kläranlagen an der Unterweser nicht durchgeführt worden. Zur Zeit werden auch keine zusätzlichen Behandlungsstufen zur Keimreduzierung vorgesehen.



**Abb. 7.1:** Belastung von Badestellen an der Unterweser mit Fäkalcoli-Keimen 1999 am Beispiel Bremen und Elsfleth (Elsfleth: Höchstwerte von jeweils mehreren Proben)

## 8. Einzelbeiträge Dritter

### 8.1 Schwermetallbelastung der Unterweserbiozönose - eine Langzeitstudie

Dipl.-Biol. S. Bischoff & Dr. M. Schirmer, Jürgen Kettler & Bernd Steinweg

#### 1. Einleitung

Das Gefahrenpotential von **Schwermetallen** besteht in ihrer Persistenz, der daraus entstehenden Anreicherung in der Nahrungskette (Biomagnifikation), sowie deren teilweise bereits in geringen Konzentrationen **hochtoxischen** Wirkung. Gewässerüberwachungen wie sie von überregionalen Arbeitsgemeinschaften wie der ARGE Weser (Aktionsprogramm Weser) oder ARGE Elbe durchgeführt werden, sind daher unerlässlich, um die in die Gewässer freigesetzten Schadstoffe zu minimieren.

Dem sich immer weiter durchsetzenden ökologischen Bewusstsein wurde in den vergangenen Jahren durch eine Verschärfung der Umweltschutzgesetze, insbesondere der Wassergesetze des Bundes und der Länder mit herabgesetzten Schadstoff-Grenzwerten Rechnung getragen.

#### 1.1 Biomonitoring

Da die Gefährdung der **Biozönose** durch die Erfassung der Schwermetallkonzentrationen in abiotischen Gewässerkompartimenten nicht befriedigend belegt werden kann, ist das Biomonitoring mit Hilfe von pflanzlichen und tierischen Organismen für eine Bewertung des ökotoxikologischen Risikos eine geeignete Methode. Bereits seit Mitte der 60er Jahre wird das Biomonitoring von Schadstoffen als Methode zur Erfassung der Gewässerbelastung angewandt. Voraussetzung für die Verwendung von Monitoring-Organismen sind neben Schadstofftoleranz, Standorttreue und weiträumiger Verbreitung besonders eine möglichst geringe Schadstoffregulation und gute Korrelationen mit den übrigen Gewässerkompartimenten (PHILLIPS 1980). Beim passiven Biomonitoring, wie in den hier geschilderten Untersuchungen, werden Organismen gesammelt und analysiert, während beim aktiven Biomonitoring die im Labor gezüchteten Biomonitoren mit bekannten Ausgangsbelastungen befristet im Freiland eingesetzt werden, unabhängig von ihrem natürlichen Vorkommen.

#### 1.2 Veranlassung/Zielsetzung

In einem vom damaligen Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) geförderten Vorhaben der Jahre 1984-86 (SCHIRMER & LIEBSCH 1988) wurde die Schwermetallbelastung in der Unterweser anhand von Biomonitoring-Organismen dokumentiert und im Rahmen zweier Diplomarbeiten im Fachbereich Biologie der Universität Bremen (MÜLLER 1990, BISCHOFF 1995) 1987/88 und 1994 weitergehend untersucht. Mit einer 1998 von der Universität Bremen durchgeführten Erhebung, die einen Einblick in die aktuelle Belastungssituation der Unterweser vermittelt, wurde diese Langzeitstudie abgeschlossen.

Von besonderem Interesse in allen 4 Untersuchungen war die räumliche und zeitliche Entwicklung der Schadstoffbelastung der tidebeeinflussten Unterweser. Mit Hilfe der thallösen Grünalge *Enteromorpha intestinalis*, deren Eignung als Biomonitoring-Organismus erstmalig für die Unterweser von SCHIRMER &

LIEBSCH (1988) bestätigt wurde, konnten in Verbindung mit den Metallkonzentrationen im Sediment Aussagen über den Belastungszustand der Unterweser getroffen werden.

Mit dem Einsatz von *Enteromorpha* als Biomonitoring-Organismus ist es mit nur geringem Aufwand möglich, die im Wasser gelösten, zumeist gering konzentrierten **Schwermetalle** zu erfassen, da diese Pflanzen die biologisch verfügbaren Schadstoffe gegenüber dem Wasser um ein Vielfaches anreichern (PHILLIPS 1980). Darüber hinaus dient diese Grünalge diversen Konsumenten (Crustaceen, Fische) als Nahrungsgrundlage.

Als benthisch lebende Organismen mit einer eingeschränkten Mobilität (ortstreu) spiegeln die 1984-86 und 1998 untersuchten Gammariden verschiedener Arten (*G. tigrinus*, *zaddachi*, *duebeni* und *salinus*) die biologisch verfügbaren Schwermetalle im Sediment und Seston wider.

Die verschiedensten **Biozöosen** Lebensraum bietenden Sedimente als weitere Untersuchungsparameter zeigen die Schadstoffbelastung eines Gewässers integrativ über längere Zeiträume an (Memory-Effekt), während Metallkonzentrationen im Wasser innerhalb kurzer Zeit um mehrere Größenordnungen variieren können und somit nur eine Momentaufnahme darstellen. Insbesondere die Feinkornfraktion < 63 µm bindet aufgrund der größeren Oberfläche verstärkt Schadstoffe (Schadstoffsinke) und unterliegt somit deutlich geringeren Konzentrationsschwankungen als das Gesamtsediment (CALMANO & WELLERSHAUS 1982, STEFFEN 1989). Darüber hinaus erfolgen im Sediment für den Stoffhaushalt des Gewässers wichtige abiotische und biotische Umsetzungsprozesse, die ebenso die Freisetzung der festgelegten Schadstoffe einschließen.

## 2. Ergebnisse

### 2.1 Makroalgen

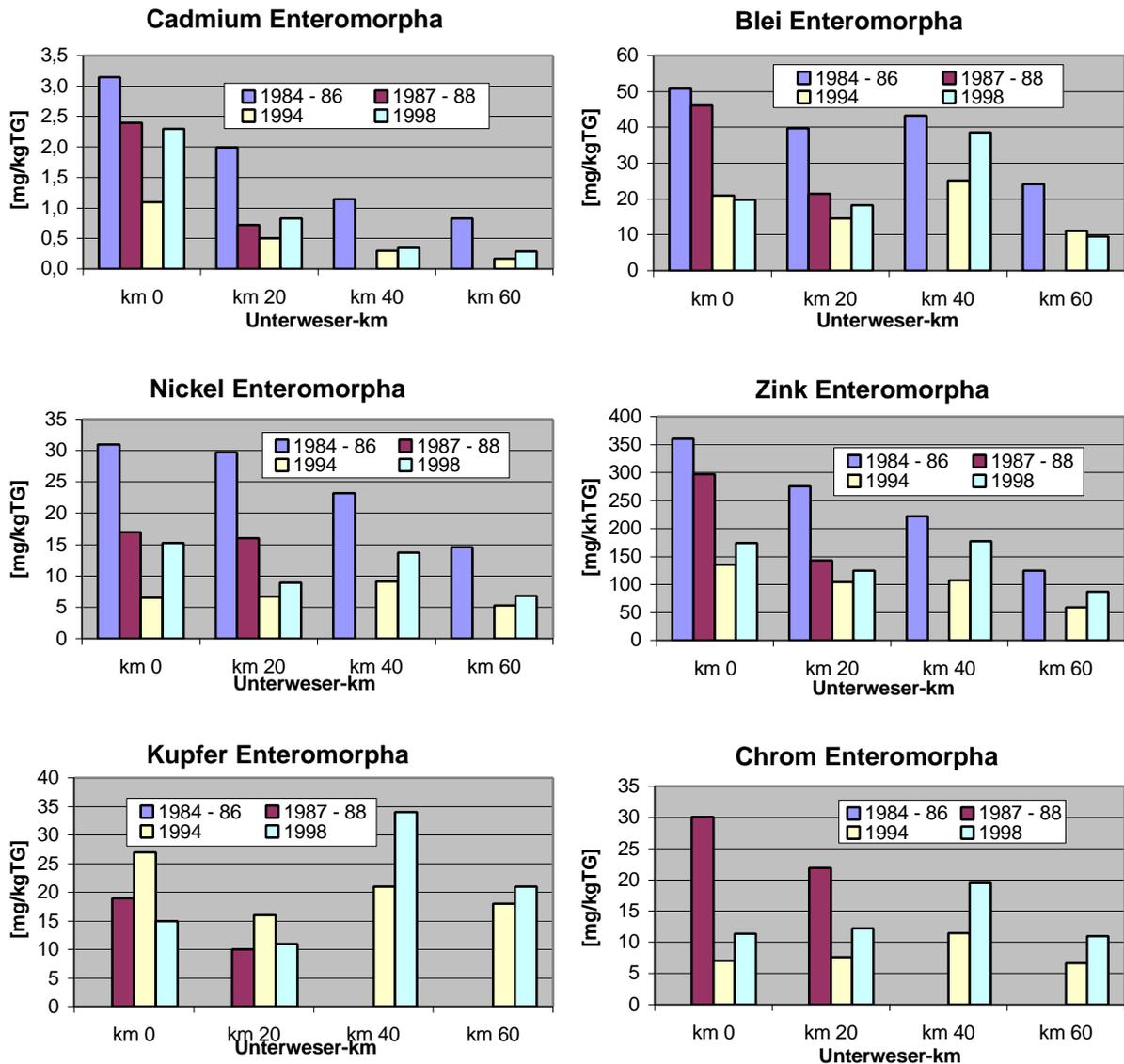
Die **Schwermetallakkumulation** in den Grünalgen entlang der Unterweser nimmt tendenziell für die Metalle Cd, Pb Ni und Zn vom Bremischen Bereich (UW km 0) seewärts ab. Dieser für den gesamten Untersuchungszeitraum zu beobachtende Trend erklärt sich durch die nach wie vor hohe Belastung bzw. Schwermetall-**Fracht** der Mittelweser und die abnehmende Bioverfügbarkeit der Metalle infolge der erhöhten Salinität und des ansteigenden Schwebstoffgehalts (Bindungskonkurrenten) im Brackwasserbereich (UW km 40 und 60) (Abb. 8.1, Tab. 8.1). Die Metalle Cu und Cr weisen demgegenüber ein uneinheitliches Längsprofil mit einer teilweise deutlichen Akkumulationsspitze bei UW km 40 (Brake) auf, die mit den an den Algen anhaftenden Schwebstoffen der Trübungswolke in Zusammenhang stehen können.

Die allgemeinen Bemühungen und Investitionen zur Reduzierung der Schadstoffbelastung und Verbesserung der Gewässergüte spiegeln sich in der kontinuierlichen Abnahme der Schwermetallkonzentrationen bis 1994 wider. Seitdem ist die Belastung der Algen jedoch wieder teilweise deutlich angestiegen, besonders im Stadtgebiet Bremens und im Bereich Brake, mitunter sogar auf das Niveau der 1987/88-Konzentrationen (Cd: km 0 & 20, Ni: km 0, Pb: km 40, Zn: km 40). Der Messpunkt UW km 40 mit teilweise sehr hohen Belastungen nimmt bedingt durch die sich bis dahin ausdehnende Trübungswolke eine Sonderstellung ein.

		UW km 0	UW km 20	UW km 40	UW km 60
Cadmium	1984 - 86	3,15	1,99	1,14	0,83
	1987 - 88	2,40	0,72		
	1994	1,09	0,50	0,30	0,17
	1998	2,30	0,83	0,35	0,29
Blei	1984 - 86	50,80	39,70	43,30	24,10
	1987 - 88	46,10	21,50		
	1994	21,00	14,60	25,10	11,00
	1998	19,70	18,20	38,60	9,60
Nickel	1984 - 86	31,00	29,70	23,20	14,60
	1987 - 88	17,00	16,00		
	1994	6,50	6,70	9,10	5,30
	1998	15,20	8,90	13,70	6,80
Zink	1984 - 86	360,00	275,00	221,00	125,00
	1987 - 88	297,00	143,00		
	1994	136,00	104,00	107,00	59,00
	1998	174,00	125,00	177,00	87,00
Kupfer	1984 - 86				
	1987 - 88	19,00	10,00		
	1994	27,00	16,00	21,00	18,00
	1998	15,00	11,00	34,00	21,00
Chrom	1984 - 86				
	1987 - 88	30,10	21,90		
	1994	7,05	7,64	11,48	6,70
	1998	11,33	12,24	19,43	10,99

**Tab. 8.1: Tabellarische Darstellung der Schwermetallbelastung [mg/kg TG] der Makroalge *Enteromorpha intestinalis* in der Unterweser**

Gegenüber dem von der ARGE Weser untersuchten unfiltrierten Flusswasser reichern die Makroalgen **Schwermetalle** um den Faktor  $10^3$  an. Der Zusammenhang zwischen den Schwermetallgehalten der Grünalgen einerseits und den abiotischen Kompartimenten Sediment und Wasser andererseits lässt sich auch statistisch absichern.



**Abb. 8.1:** Zeitliche Entwicklung der Schwermetallbelastung der Grünalge *Enteromorpha intestinalis*, dargestellt als Jahresmittelwerte, entlang der Unterweser [mg Schwermetall/kg Trockengewicht]

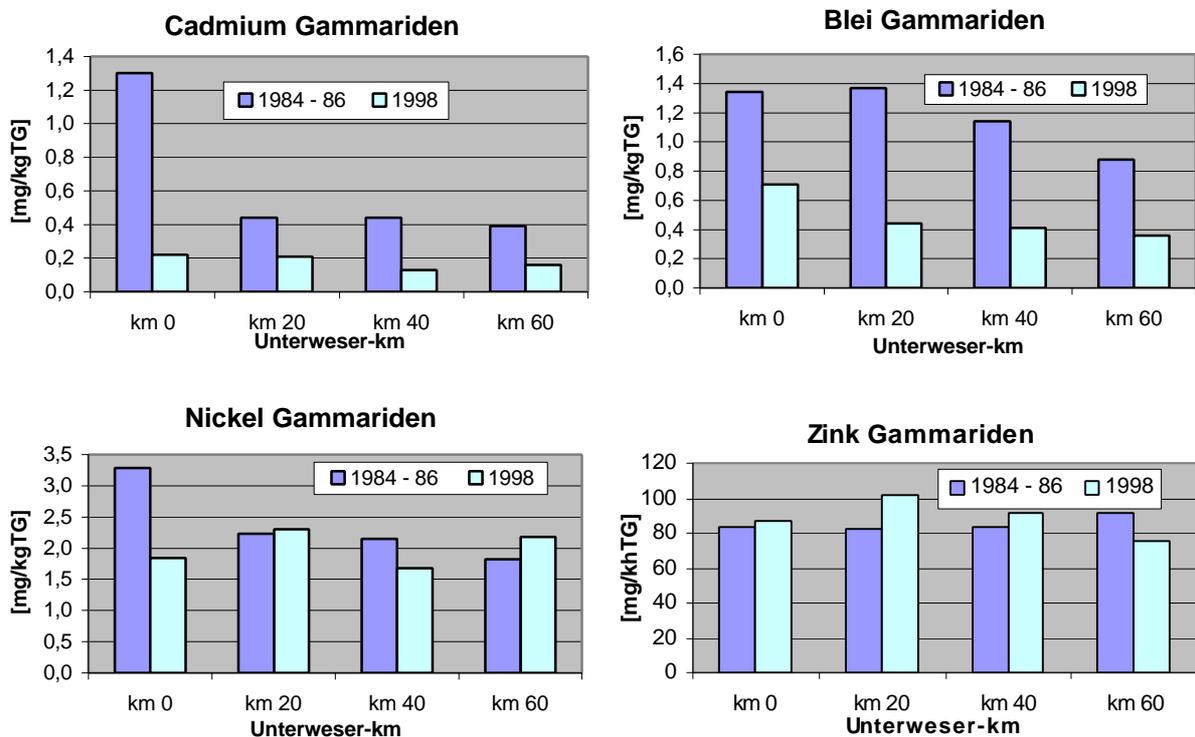
## 2.2 Gammariden

Die Verteilung und Entwicklung der 1984-86 und 1998 in den Kleinkrebsen der Unterweser untersuchten Schwermetallkonzentrationen zeigt sich im Längsschnitt der Unterweser einheitlicher als die der Grünalgen (Abb. 8.2). Der Rückgang der Metalle Cd (bis Faktor 5 an Station km 0) und Pb (bis Faktor 3) ist besonders auffällig. Die Ni-Belastung der Flohkrebse hat im Bremischen Bereich deutlich abgenommen, für die flussabwärts gelegenen Stationen sind Konzentrationen auf dem Niveau von 1984-86 zu verzeichnen. Aufgrund der Stoffwechselregulation dieses Metalls ist Zn in beiden Untersuchungen stetig mit Werten zwischen 82 und 102 mg/kg TG Gammaridengewebe entlang der Unterweser verteilt (Tab. 8.2).

Bemerkenswert ist die im Vergleich zu den Crustaceen enorm hohe **Bioakkumulation** der **Schwermetalle** in den Makroalgen, besonders bezüglich Pb (Faktor 10-20).

		km 0	km 20	km 40	km 60
Cadmium	1984 - 86	1,30	0,44	0,44	0,39
	1998	0,22	0,21	0,13	0,16
Blei	1984 - 86	1,34	1,37	1,14	0,88
	1998	0,71	0,44	0,41	0,36
Nickel	1984 - 86	3,29	2,23	2,15	1,82
	1998	1,84	2,30	1,68	2,18
Zink	1984 - 86	83,00	82,00	84,00	92,00
	1998	87,00	102,00	91,00	75,00

**Tab. 8.2:** Tabellarische Darstellung der Schwermetallbelastung der Gammariden [mg/kg TG] in der Unterweser



**Abb. 8.2:** Zeitliche Entwicklung der Schwermetallbelastung des Flohkrebse *Gammarus* in der Unterweser von 1984-1998 (Jahresmittelwerte) [mg/kg TG]

### 2.3 Sediment

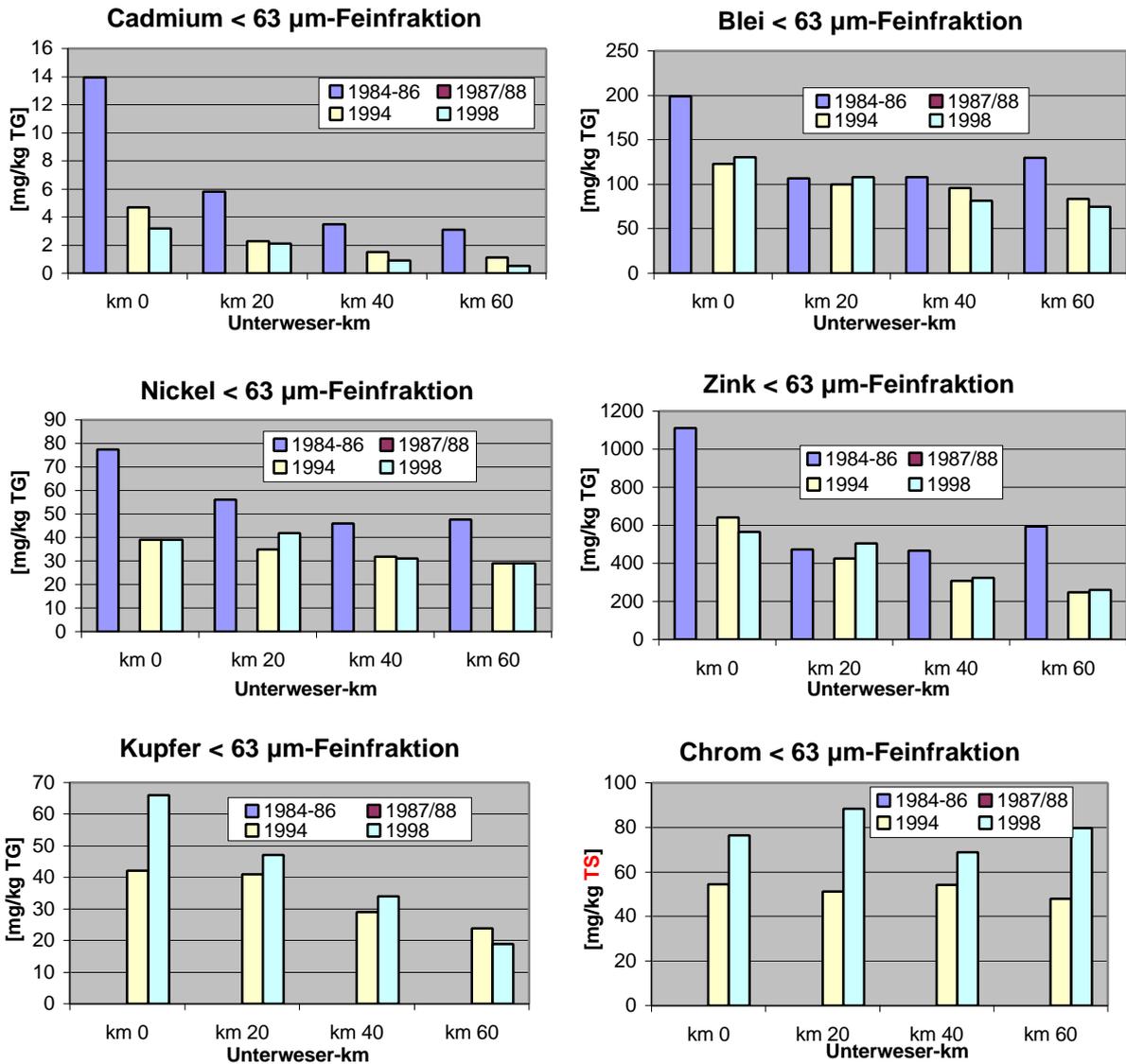
Die 1984-86, 1994 und 1998 analysierten feinkörnigen Sedimente < 63 µm zeigen bezüglich der Elemente Cd, Zn und Cu und weniger deutlich ausgeprägt für Pb und Ni ein kontinuierliches Konzentrationsgefälle in Fließrichtung (Abb. 8.3). Das in den letzten beiden Untersuchungen gemessene Cr schwankt an allen 4 Stationen gleichbleibend um 50 bzw. 70 mg/kg TG. Bis 1994 verringert sich die Belastungssituation der Sedimente, vergleichbar denen der Algen und eingeschränkt der Gammariden, im gesamten Unterwesergebiet zusehends. Seitdem stabilisieren sich die Schwermetallkonzentrationen auf dem 1994 erreichten Niveau. Ausnahmen bilden einerseits Cd mit einem weiteren Rückgang und andererseits Cu und Cr mit einem erheblichen Anstieg bis 1998.

		UW km 0	I <sub>geo</sub>	UW km 20	I <sub>geo</sub>	UW km 40	I <sub>geo</sub>	UW km 60	I <sub>geo</sub>
Cadmium	1984-86	14,0	5	5,8	4	3,5	3	3,1	3
	1987/88								
	1994	4,7	4	2,3	3	1,5	2	1,1	2
	1998	3,2	3	2,1	3	0,9	1	0,5	1
Blei	1984-86	198,9	3	106,4	2	108,2	2	130,1	3
	1987/88								
	1994	122,7	3	99,9	2	95,6	2	83,7	2
	1998	130,1	3	108,3	2	81,4	2	74,4	2
Nickel	1984-86	78	0	56	0	46	0	48	0
	1987/88								
	1994	39	0	35	0	32	0	29	0
	1998	39	0	42	0	31	0	29	0
Zink	1984-86	1111	3	473	2	468	2	595	3
	1987/88								
	1994	641	3	425	2	309	2	248	2
	1998	564	2	504	2	324	2	259	2
Kupfer	1984-86								
	1987/88								
	1994	42	0	41	0	29	0	24	0
	1998	66	0	47	0	34	0	19	0
Chrom	1984-86								
	1987/88								
	1994	54,57	0	51,27	0	54,24	0	47,96	0
	1998	76,31	0	88,31	0	68,86	0	79,81	0

**Tab. 8.3:** Tabellarische Zusammenstellung der Schwermetallbelastung feinkörniger Sedimente (< 63 µm) [mg/kg TG] in der Unterweser im Vergleich zu den I<sub>geo</sub>-Klassen (0: unbelastet, 1: unbelastet bis mäßig belastet, 2: mäßig belastet, 3: mäßig bis stark belastet, 4: stark belastet, 5: stark bis übermäßig belastet, 6: übermäßig belastet)

Eine Bewertung der Sedimentbelastung bietet die Einordnung in die I<sub>geo</sub>-Belastungsklassen (Tab. 8.3), in die neben der aktuellen Schadstoffkonzentration zusätzlich der natürliche Hintergrundwert der Sedimente eingeht. Danach schlägt sich der außerordentliche Rückgang der Cd-Belastung auch in der I<sub>geo</sub>-Klassifizierung nieder, während für Blei und Zink ein mäßig belasteter Zustand erreicht wird.

Die Nickel-, Kupfer- und Chrom-Konzentrationen bewegen sich während des gesamten Untersuchungszeitraums im Hintergrundbereich. Eine Einstufung der hier analysierten Ton- und Schluff-Fraktion in den Geoakkumulations-Index (< 20 µm-Fraktion) erscheint aufgrund der weit gefassten Konzentrationsbereiche der Klassen als sinnvoll.



**Abb. 8.3: Schwermetall-Belastung der feinkörnigen Unterweser-Sedimente (Jahresmittelwerte) von 1984-1998 [mg/kg TG]**

### 3. Fazit

Die seit Mitte der 80er Jahre unternommenen Anstrengungen und Investitionen in die Schadstoffvermeidung und -rückhaltung haben zu einem merklichen und nachhaltigen Rückgang der Schwermetallbelastung aquatischer Organismen in der Unterweser geführt. Die nach wie vor große Amplitude der Konzentrationen zeigt jedoch, dass das Ökosystem weiterhin als deutlich belastet zu bezeichnen ist. Die erneute Zunahme der Schwermetallbelastung in den Grünalgen (besonders der Elemente Cu und Cr, die sich auch im Sediment nachweisen lässt), möglicherweise infolge der aktuell wieder eklatant erhöhten Verschmutzung der Werra und Weser durch die Kali-Industrie und die Identifizierung immer neuer ökotoxikologischer Substanzen in Abwasser und Gewässern müssen als dringende Mahnung verstanden werden, Produktion und Freisetzung solcher Stoffe energisch zu reduzieren.

## Literatur

- ARGE Weser (1995): Die Unterweser. - Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser. Hrsg.: Sen. f. Umweltschutz und Stadtentwicklung, Bremen
- BISCHOFF, S. (1995): Aktuelle Schwermetallgehalte der thallosen Grünalgen *Enteromorpha intestinalis* (L.) LINK und *Blidingia minima* (NÄG. EX KÜTZ.) KYLIN in der Unterweser und Vergleich mit Daten von 1984-86. - Diplomarbeit Universität Bremen, Fachbereich Biologie
- CALMANO, W. & S. WELLERSHAUS (1982): Dredging of contaminated sediments in the Weser Estuary: chemical forms of some heavy metals. – Environmental Technology Letters Vol. 28 No. 8-9: 199-208
- DUINKER, J.C., M.T.J. HILLEBRAND, R.F. NOLTING & S. WELLERSHAUS (1982): The river Weser: processes affecting the behaviour of metals and organochlorines during estuarine mixing. - Netherlands Journal of Sea Research 15(2): 170-195
- MÜLLER, M. & M. SCHIRMER (1989): Gutachten zur Beurteilung des Gewässergütezustandes der Unterweser. Teilbericht: Biomonitoring von Schwermetallen im Ökosystem Weser mittels der Grünalge *E. intestinalis* (L)
- PHILLIPS, D.J.H. (1977): The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments - a review. - Environmental Pollution 13: 281-317
- PHILLIPS, D.J.H. (1980): Quantitative Aquatic Biological Indicators. - Applied Science Publishers LTD
- SCHIRMER, M. & H. LIEBSCH (1988): Auftreten und Verbleib von Schwermetallen im tidebeeinflussten Weserästuar. Teil 1: Untersuchungen zur Eignung ausgewählter Organismen für das passive Biomonitoring von Schwermetallen in Schwebstoffen und Sedimenten der Unterweser. - Forschungsvorhaben gefördert durch das BMFT, Kennzeichen 525 - 3891 - MFU 05330. Universität Bremen, AG Limnische Ökologie
- SEELIGER, U. & C. CORDAZZO (1982): Field and experimental evaluation of *Enteromorpha sp.* As a qualitative Monitoring organism for Copper and Mercury in Estuaries. - Environmental Pollution (Series A) 29 (3): 197-206
- SEN. F. UMWELTSCHUTZ & STADTENTWICKLUNG (1988): Gewässergütebericht des Landes Bremen, Ausgabe 1988
- Steffen, D. (1989): Richtwerte zur Beurteilung von Schwermetallen in Flusssedimenten. – Wasser und Boden 4: 240-242

## 8.2 Modellierung des TBT-Eintrages für die Häfen von Bremerhaven

Dipl.-Ing. V. Vanek, Prof. Dr.-Ing. W. Schütz (ttz Umweltinstitut, Bremerhaven)

### Einleitung

Organozinnverbindungen werden in einer Vielzahl von industriellen und landwirtschaftlichen Anwendungen eingesetzt. Vor allem die vielseitigen Einsatzmöglichkeiten sowie eine preisgünstige Produktion dieser Substanzen haben seit den ersten Anwendungen in den späten 20er Jahren zu einem raschen Anstieg der produzierten Mengen geführt. Über die letzten 30 Jahre hinweg wurde insbesondere die Organozinnverbindung TBT (Tri-Butyl-Tin) intensiv, vor allem als Biozid in Antifoulinganstrichen im Schiffsbereich, eingesetzt. Seit Mitte der 80'er Jahre können TBT-Belastungen in Sedimenten von Häfen wie auch in küstennahen Gebieten der deutschen Nordsee nachgewiesen werden. Aus der Toxizität und Persistenz von Organozinnverbindungen in der marinen Umwelt leitet sich das hohe Gefährdungspotential dieser Schadstoffgruppe ab. Dies war Anlass zu untersuchen, durch welche Quellen und in welchen Größenordnungen TBT in einen abgeschleustes Hafengebiet eingetragen wird.

### Organozinnverbindungen

Organozinn-Verbindungen sind Substanzen in denen mindestens eine direkte chemische Bindung zwischen einem Zinnatom und einer Kohlenstoffkette zu finden ist. Die allgemeine chemische Strukturformel lautet:



Organozinnverbindungen werden gemäß der Anzahl angelagerter organischer Seitenketten in die folgenden Gruppen klassifiziert:

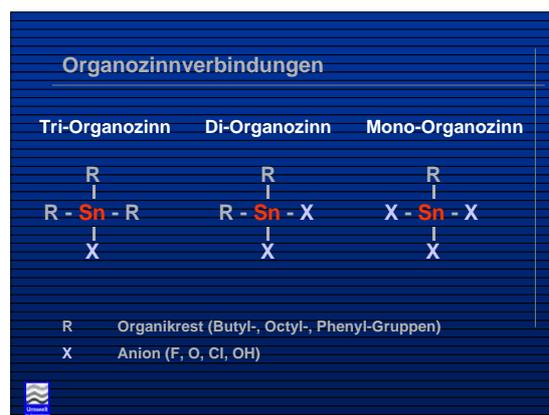


Abb. 8.4: Organozinnverbindungen

Triorganozinnverbindungen (TBT), wie sie in Antifoulinganstrichen verwendet werden, bestehen aus einem zentralen Zinn Atom (Sn), an dem kovalent drei Butyl-Gruppen ( $C_4H_9^-$ ) und ein zugeordnetes Anion gebunden sind.

Organozinnverbindungen finden sich in den folgenden Anwendungsbereichen:

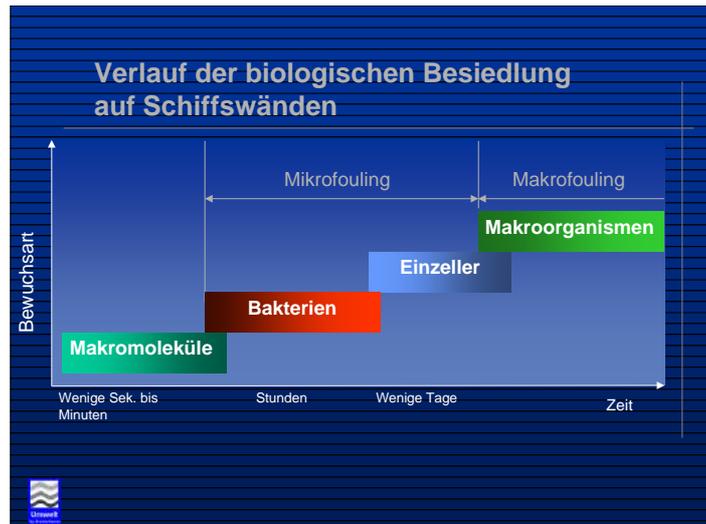
- Verwendung von TBT als Antifouling-Biozid in Schiffsanstrichen
- Verwendung von TBT als Antifouling in industriellen Kühlwasserkreisläufen
- Verwendung von TBT zur Desinfektion und Konservierung von Textilien
- Verwendung von TBT als **Insektizid** und **Fungizid**
- Verwendung von TBT als Holzschutzmittel
- Verwendung von TBT zur Konservierung mineralischer Werkstoffe
- Verwendung von TBT als Desinfektionsmittel
- Verwendung von DBT als Stabilisatoren für PVC
- Verwendung von DBT/MBT als Katalysator
- Verwendung von MBT als Ausgangsstoff zur Herstellung von SnO<sub>2</sub> Überzügen auf Glas

Die im Rahmen dieser Darstellung gemachten Betrachtungen sollen sich auf die Verwendung von TBT in Antifoulinganstrichen beschränken. Sie stellt die Haupteintragsquelle von TBT in die aquatische Umwelt dar. Eine Studie des Umweltbundesamtes (UBA) zur Klärung der TBT-Klärschlammbelastung in kommunalen Kläranlagen hat aufgezeigt, dass auch die anderen genannten Eintragsquellen eine durchaus umweltrelevante Signifikanz aufweisen. (Mittlere TBT Konzentrationen 0,2-2,0 mgTBT/kgTS)

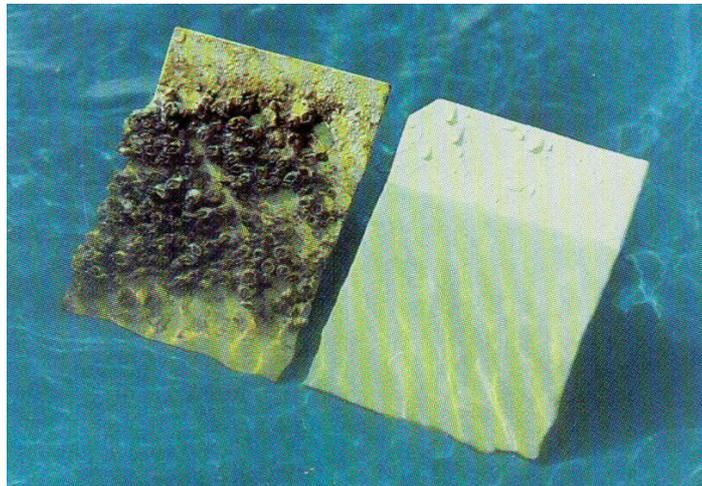
## Fouling

Oberflächen, die natürlichen Gewässern ausgesetzt werden, werden zunächst von einem Biofilm oder -schleim überzogen, welcher aus einer komplexen **Biozönose** von Bakterien, Protozoen und Mikroalgen besteht. Dieser dient höheren Organismen als Substrat auf dem sich dann die weitere Besiedlung durch Algen, Seepocken und Muscheln vollzieht. Dieses Wachstum von maritimen Organismen auf der Unterseite eines Schiffes wird als „fouling“ (engl. Verschmutzen) bezeichnet.

Schon seit den frühen Tagen der Schifffahrt ist man bemüht diesen Bewuchs zu unterdrücken, da allein das Vorhandensein einer biologischen Schleimschicht die Reibungsverluste gegenüber der Schiffsfortbewegung um bis zu 10% erhöhen kann. Als Faustregel gilt: Ein Anstieg der durchschnittlichen Rauigkeit der benetzten Schiffshülle um nur 1 µm führt zu einem Anstieg des Treibstoffverbrauches von 0.3-1.0%. Die Queen Elizabeth II - eines der größten Schiffe der Welt – hatte zwischen 1986 und 1987 einen Treibstoffverbrauch im Wert von 17 Mio. US\$. Eine Erhöhung der durchschnittlichen Oberflächenrauigkeit der Schiffshülle um 1 µm würde Kosten in Höhe von \$170.000 verursachen. Hieraus wird die enorme ökonomische Bedeutung eines effektiven und kostengünstigen Bewuchsschutzes, wie er durch TBT erzielt werden kann, deutlich.



**Abb. 8.5: Foulingprozeß**



**Abb. 8.6: Foulingschutz durch TBT-Anstriche**

### Chemische Zusammensetzung von Antifoulinganstrichen

Die meisten Antifouling-Anstriche enthalten Kupferoxide als einen der Hauptwirkbestandteile. Diese Komponente wird hauptsächlich gegen Muschelbewuchs zugesetzt. Viele Antifouling-Anstriche enthalten zusätzlich Tributylzinn-Oxid oder -Fluorid, um den Aufwuchs von Gräsern und biologischen Schleim zu unterbinden, welcher im folgenden oft zu intensiven Muschelaufwuchs führt.

### Umweltrelevanz

Aufgrund der ungewöhnlich hohen Stabilität gegenüber chemischen und biologischen Abbaureaktionen ist TBT in der Umwelt als sehr persistent einzustufen. Eine geringe Wasserlöslichkeit, verbunden mit einer hohen Lipophilie, führt zu einer potentiell hohen Biokonzentration und Biomagnifikation in den Nahrungsketten. Die TBT Konzentrationen die in Schnecken gefunden wurden, lagen bis zu 1000 mal über der TBT Konzentration des umgebenen Wassers.

Aufgrund der besonderen Sensibilität gegenüber TBT können toxikologische Effekte an Meeresschnecken besonders gut studiert werden. TBT führt bei Meeresschnecken zu Wachstumsanomalien, wie z.B. Imposex. Unter Imposex versteht man die Ausbildung männlicher Geschlechtsmerkmale (Penis und Spermienkanäle) in weiblichen Organsimen. Das Phänomen ist ferner gekennzeichnet durch ein Zusammenwachsen der weiblichen Geschlechtsöffnung, so dass Eier nicht mehr gelegt werden können und das Weibchen unfruchtbar wird.

Imposex hat einen großen Einfluss auf die **Populationsentwicklung** von Meeresschnecken. Populationen in denen vermehrt Imposex-symptome festgestellt wurden, zeigten eine stetige Abnahme in der Populationsdichte und Reproduktionskapazität. Diese Erscheinungen jedoch alleine auf TBT zurückzuführen würde den Sachverhalt jedoch zu stark vereinfachen. Auch Kupfer, „Umweltstress“ oder Überfischung haben einen Einfluss auf dieses Phänomen.

### Arten von Antifouling-Anstrichen

Ein Antifouling-Anstrich besteht aus einem Filmbildner (Matrix/ Bindemittel/Harz/Medium) und einem Pigment. Der Filmbildner und das Pigment können die Festigkeit, Flexibilität, Wasserabsorption und Farbe des Anstriches beeinflussen. Antifoulinganstriche sind jeder anderen, „normalen“ Farbe sehr ähnlich (Matrix plus Pigment), sie enthalten jedoch zusätzlich ein Biozid, welches der Matrix zugemischt wird. Der Antifoulinganstrich wirkt durch die Freisetzung kleiner Mengen Biozids an der Farboberfläche und stößt so sich ansetzende Fouling-Organismen ab. Man unterscheidet nach Art der Biozidfreisetzung drei Arten von Antifouling Anstrichen:

#### Konventionelle Anstriche (Free association, Contact Leaching)

Konventionelle Antifoulingfarbanstriche bestehen aus einem harten, wasserunlöslichem Harz, in dem die Biozide der Farbmatrix einfach zugemischt werden. Es besteht keine chemische Bindung zwischen Farbmatrix und Biozid. Die Biozide gelangen durch Diffusion aus den obersten Farbschichten aus der Farbmatrix in die aquatische Umwelt.

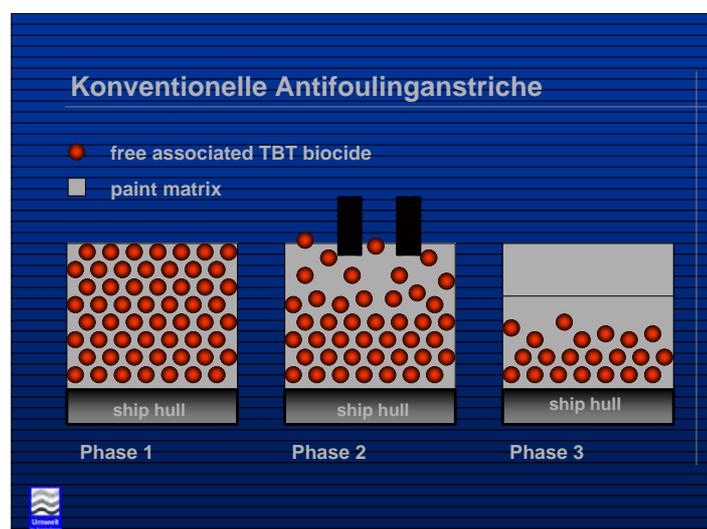


Abb. 8.7: Konventionelle Antifoulingssysteme

Die diffundierten Biozidpigmente hinterlassen mikroskopisch kleine Poren in der Farbmatrix, in die langsam umgebenes Wasser vordringt und das Auswaschen weiteren Biozids aus den tieferen Farbschichten des Anstriches bewirkt. Das Biozid entweicht mit der Zeit exponentiell aus dem Anstrich. In der Regel verstopfen die Diffusionskanäle nach etwa 2 Jahren durch Kalkablagerungen ( $\text{CaCO}_3$ ), wodurch ein weiteres Austragen von Biozid verhindert wird. Dieser Prozess wird auch als Alterung des Anstriches bezeichnet. Wie in Abb. 2 dargestellt, wird hierdurch eine vergleichsweise große Menge ungenutzten Biozides in den schiffswandnahen Farbschichten hinterlassen, so dass entstehende Farbreste nach Entfernung des Anstriches sorgfältig entsorgt werden müssen. In vielen Nationen ist der Einsatz dieser Farben bereits verboten.

### Self-polishing Copolymerfarben (SPC).

Seit Mitte der 80er Jahre sind die sogenannten self-polishing Copolymerfarben die am häufigsten angewandten Antifoulinganstriche. In Copolymerfarben ist TBT chemisch an ein Polymer gebunden. Diese Verbindung verzögert die Freisetzung von TBT in die aquatische Umwelt. Die Anstriche sind hydrophob, d.h. Seewasser gelangt nicht in die Farbmatrix. Die chemische Reaktion zwischen Seewasser und Anstrich findet an der Oberfläche des Anstriches statt. Die Farbe hat eine instabile Oberflächenschicht die gleichmäßig erodiert. Die Chemie der Beschichtung unterstützt diesen konstanten Abrieb und gewährleistet somit die ständige Erneuerung der biozidhaltigen Oberflächenschicht. Copolymerfarben sind so in der Lage, geringe Mengen Biozid an der Farboberfläche freizusetzen, während der Anstrich langsam und gleichmäßig zu Hülle hin erodiert. Diese Systeme haben Standzeiten von etwa 5 Jahren. TBT ist chemisch durch eine Esterverbindung an eine Polymerkette gebunden. Diese Verbindung wird unter leicht alkalischen Bedingungen (Meerwasser ca. pH8) hydrolytisch instabil und das Biozid wird freigesetzt.

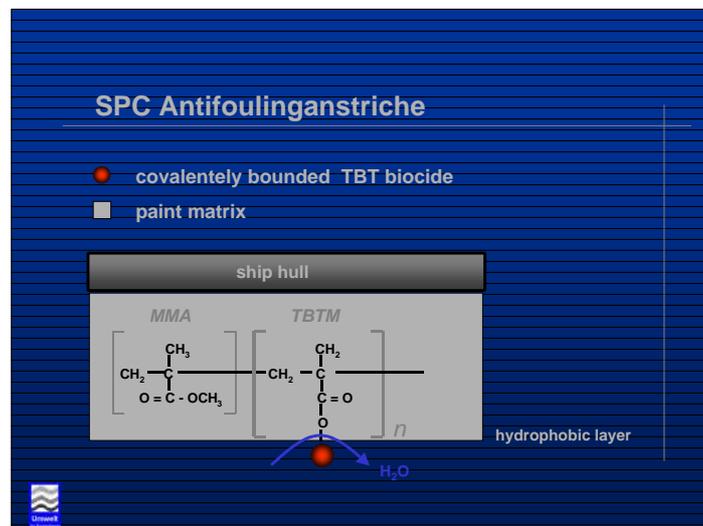


Abb. 8.8: SPC-Antifoulingssysteme

Durch eine gewisse Menge ungebundenen TBTs in der Farbe entweicht jedoch direkt nach Applikation eine erhöhte Menge TBT aus dem frischen Schiffsanstrich in das umgebende Gewässer. Copolymerfarben können direkt auf existierende SPC-Systeme aufgetragen werden, ohne vorher den vorhandenen Copolymeranstrich zu entfernen. Copolymerfarben erlauben den Farbherstellern Farben mit definierten

Freisetzungsraten von TBT aus dem Anstrich herzustellen. Der am weitesten verbreitete Copolymer ist Tributylzinn-Methacrylat (TBTM) / Methylmethacrylat (MMA). Da der Antifouling-Anstrich hydrophob ist, reagiert Seewasser ausschließlich mit der Copolymeroberfläche. Es wird eine Hydrolysereaktion initiiert, welche TBT aus dem Copolymerverbund löst, so dass TBT schließlich ins Wasser abgegeben wird.

Farbenhersteller schätzen, dass weltweit 75% der Hochsee- und Handelsflotten TBT-haltige SPC Antifoulinganstriche verwenden, wobei sich die weltweite Jahresproduktionsmenge von TBT auf ca. 3000 t für Antifoulinganstriche beläuft. Konventionelle und ablativ Farbsysteme werden von einigen Farbherstellern noch angeboten, doch ist ihre Verwendung eher von untergeordneter Bedeutung.

### Einflussparameter auf die TBT Freisetzungsrate

Einfluss auf die TBT Freisetzungsraten aus Antifoulinganstrichen haben folgende Parameter

Einflußparameter	SPC-Antifouling-Systeme	Konventionelle Antifoulingssysteme
Alter des Farbanstriches	•	•
TBT Gehalt der Farbe	•	•
pH Wert des Wassers	•	-
Mikrobieller Bewuchs	•	•
Temperatur des Wassers	•	•
Relativgeschwindigkeit von Wasser zur Oberfläche des Anstriches	•	-
TBT Konzentration des Wassers	•	•

Tab. 8.4: Einflussparameter auf die TBT Freisetzungsraten

### Alter des Farbanstriches

Frisch applizierte Antifoulinganstriche weisen zunächst eine wesentlich höhere TBT Freisetzungsraten auf, da sich auch in Copolymerfarben noch freies, nicht an Copolymeren gebundenes TBT befindet. Der Zeitraum bis zum Erreichen einer konstanten Freisetzungsraten wird auch als Konditionierung des SPC-Anstriches bezeichnet und wird in der Regel in den ersten Monaten nach zu Wasser lassen eines frisch gestrichenen Schiffes beobachtet.

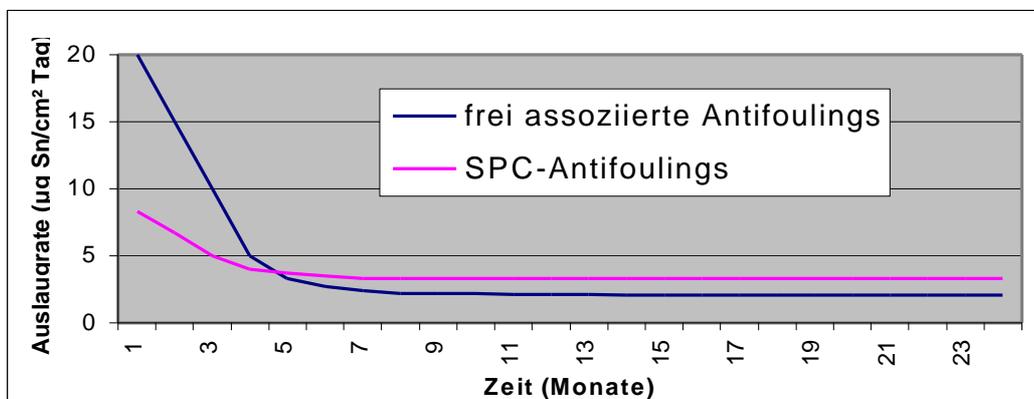
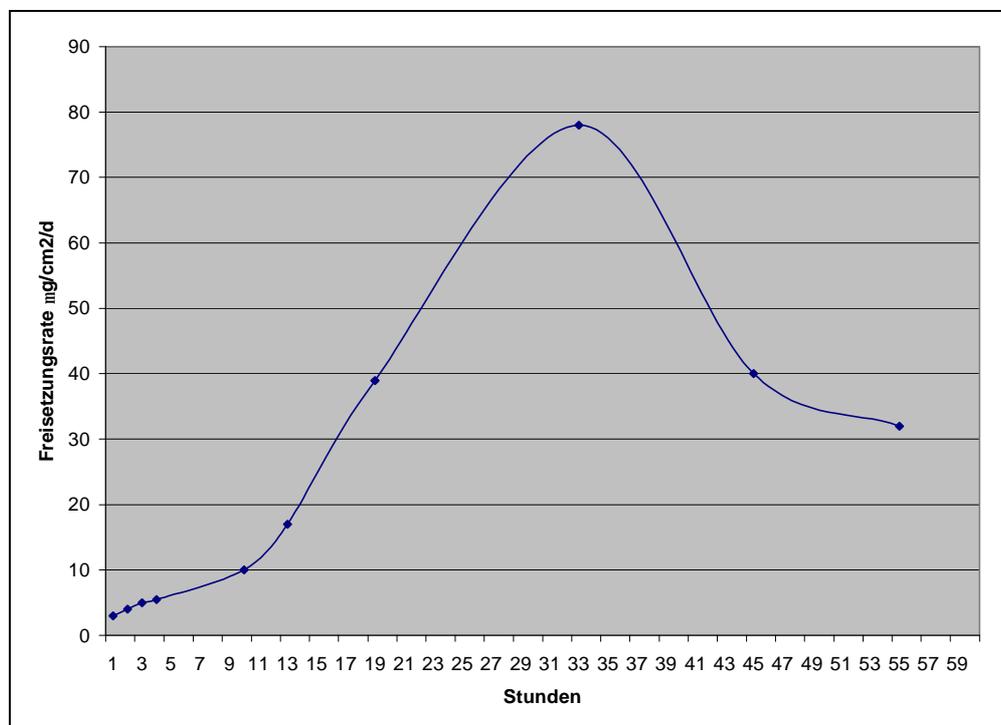


Abb. 8.9: Zeitlicher Verlauf der TBT Freisetzung aus Antifoulingssystemen

Nach der Konditionierungsphase kann die Freisetzungsrates für SPC Anstriche dann als konstant betrachtet werden. Betrachtet man das Konditionierungsverhalten von frisch applizierten SPC-Anstrichen (TBTM / MMA) innerhalb der ersten Stunden genauer, so zeigen sich noch weitaus höhere Freisetzungsrates, als sie auf Grund des Maßstabes in der oberen Graphik sichtbar gemacht werden können.

Schatzberg (1997) hat über 60 kommerzielle SPC-Anstriche bezüglich ihres TBT-Freisetzungsverhaltens untersucht, wobei ebenfalls die wesentlich höheren Freisetzungsrates frisch applizierter Farben nachgewiesen wurden. Der Mittelwert der TBT Freisetzungsrates aus verschiedenen Farbsystemen innerhalb der ersten 14 Tage lag in dieser Untersuchung bei  $113 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ , wobei die gemessenen Werte zwischen  $1 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$  und  $1128 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$  schwankten. (Schatzberg,1996) Eine exakte Aussage über das Alter und den Typ eines an einem Schiff befindlichen Antifoulinganstriches ist nicht möglich, da diesbezüglich zur Zeit keine Dokumentations- und Mitteilungspflicht für die in einen Hafen einlaufenden Schiffe existiert.



**Abb. 8.10: TBT Freisetzungsrates eines SPC-Anstriches in den ersten 60 Stunden nach Kontakt mit künstlichem Seewasser (Blair,1986)**

### Temperaturabhängigkeit

Die ausgeprägte Temperaturabhängigkeit der TBT Freisetzungsrates aus Copolymeranstrichen zeigt, dass dem Freisetzungsprozess eine chemische Reaktion (Hydrolyse) von Seewasser mit dem chemisch gebundenen Biozid zugrunde liegt. Untersuchungen zeigen, dass es zu einer Reduzierung der TBT Freisetzung um den Faktor 4 kommt, wenn die Wassertemperatur von  $25^\circ\text{C}$  auf  $10^\circ\text{C}$  fällt. Dies deckt sich mit der Faustregel, dass chemische Reaktionsrates um einen Faktor 2-3 bei einem Temperaturabfall von  $10^\circ\text{C}$  abnehmen. (Schatzberg,1996)

## pH Wert Abhängigkeit

Da der primäre Freisetzungsmechanismus des Biozids aus Copolymerfarbanstrichen auf einer hydrolytischen Reaktion beruht, ist ein Abfall der Freisetzungsrates bei einer Verringerung des pH Wertes zu beobachten. Der doch beachtliche Abfall der Freisetzungsrates mag ein Grund dafür sein, warum Farbhersteller chemisch ungebundenes TBT zusetzen, wodurch die Effektivität der Anstriche auch in Gewässern, die sich im nahezu pH-Wert neutralen Bereich befinden gewährleistet wird. (Schatzberg, 1996)

## TBT Gehalt der Farbe

Je geringer der TBT Gehalt in Copolymeranstrichen sowie in konventionellen Antifoulinganstrichen ist, desto geringer sind auch die TBT Freisetzungsrates aus diesen Farbsystemen. Da der TBT Gehalt direkt proportional zu den Abriebeigenschaften eines SPC-Anstriches (Self-Polishing-Kapazität) ist, gibt es einen unteren Schwellenwert für die TBT-Konzentration im Farbsystem. Der TBT Gehalt der derzeit verwendeten SPC-Systeme liegt zwischen 4 und 20 Gew-%. Obwohl es einige wenige nationale Verordnungen zur Begrenzung der in SPC-Systemen verwendeten TBT Menge gibt, existiert diesbezüglich kein international gültiger Grenzwert.

## Geschwindigkeitsabhängigkeit

Ein weiterer Schlüsselfaktor der Freisetzung von Bioziden aus SPC-Antifouling-Anstrichen ist die Geschwindigkeit, mit der sich ein Fahrzeug durch ein Gewässer bewegt. Wenn Schiffe in einem Hafen liegen, zeigen Copolymerfarben die geringste TBT-Freisetzungsrates aller Antifoulinganstriche. Versuchsreihen des UK Ministry of Agriculture, Fisheries and Food mit SPC Antifouling-Anstrichen unter dynamischen Bedingungen (Wasserzirkulation entsprechend 2-3 Knoten) ergaben Freisetzungsrates von TBT aus SPC-Anstrichen zwischen 4 und 10  $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ . (Waldock, 1986) Eine Übersicht über rechnerisch hergeleitete geschwindigkeitsabhängige Austragsraten liefert Tabelle 2.

Geschwindigkeit in Knoten	Abriebrate In mm/Monat	Freisetzungsrates In $\text{mg}/\text{cm}^2/\text{d}$
0	3	2,86
5	6,5	6,2
10	9	8,6
15	11,5	10,96
20	14	13,35

**Tab. 8.5: Geschwindigkeitsabhängige TBT Freisetzungsrates aus SPC-Anstrichen**

## Ausbreitung, Mobilität und Transformation von TBT in der Wasser- und Feststoffphase

TBT kann in der marinen Umwelt an partikulären Stoffen adsorbiert werden oder gelöst in wässriger Phase vorliegen. Die Wasserlöslichkeit von TBT ist sehr gering, so dass in marinen Systemen Sedimente eine signifikante Senke für TBT-Verbindungen darstellen. In Salzwasser adsorbiert TBT zu 70 bis 90% an Sediment oder Schwebstoffen. Die Affinität von TBT an Sediment kann in weiten Grenzen schwanken und wird vorrangig von der Partikelkonzentration in der Wasserphase, dem TOC des Sediments, Salzgehalt und PH-Wert bestimmt.

Der im Wasser ablaufende mikrobielle Abbau von Organozinnverbindungen, und hier im besonderen von TBT, ist der wichtigste Prozess, der die Persistenz dieser Substanzen in der aquatischen Umwelt limitiert. Photolyse und chemischer Abbau sind in natürlichen Gewässern für den Abbau von TBT von untergeordneter Bedeutung. Die biologische Abbaubarkeit von TBT in einer maritimen Umwelt hängt stark von den örtlichen Gegebenheiten und der biologischen Verfügbarkeit des TBT ab. Niedrige Temperaturen während der Wintermonate verlangsamen den Abbau von TBT. Entscheidend für die biologische Abbaurrate von TBT ist die **Populationsdichte** und Zusammensetzung der potentiell am Abbau beteiligten Mikroorganismen.

Die TBT Belastung der offenen Küstengewässer beträgt derzeit zwischen 10 und 30 ngTBT/l. In hafenerfernen Referenzgebieten liegt die TBT Belastung des Sediments zwischen 30 und 750 µg/kg **TS**.

### Modellierung des TBT Eintrages

Die Bilanzierung des Eintrages stützt sich neben den ermittelten Freisetzungsraten auf die vom HBA registrierten Schiffsbewegungen des Zeitraumes von November 1996 bis Oktober 1997. Es wurden insgesamt 12.284 gemeldete Schiffsbewegungen ausgewertet. Von diesen 12.284 Schiffsbewegungen konnten 3.178 Schiffsbewegungen (25%) dem Bilanzraum Überseehafen und 1.130 (10%) dem Bilanzraum Fischereihafen zugeordnet werden. Die verbleibenden 7976 Schiffsbewegungen (65%) wurden außerhalb des betrachteten Bilanzraumes an der Strom- oder Columbuskaje registriert.

Die übermittelten Datensätze enthielten Angaben über Länge, Breite, Konstruktionstiefgang der registrierten Schiffe sowie deren Anlegestellen, An- bzw. Ablegezeiten und Verlegeaktivitäten innerhalb des Hafens. Auf dieser Grundlage konnte für jedes in den Bilanzraum einlaufende Schiff exakte Angaben bezüglich der benetzten Schiffsoberfläche und Verbleib des Schiffes innerhalb des betrachteten Bilanzraumes gemacht werden. Aufbauend auf der Betrachtung einzelner Schiffsbewegungen wurden eine Reihe statistischer Datenanalysen durchgeführt, auf die im folgenden eingegangen wird. Folgende Eintragspfade wurden bei der Modellierung berücksichtigt.

<b>Eintrag durch Handelsschifffahrt</b>
Eintrag durch den Hafen befahrende Schiffe
Eintrag durch im Hafen festgemachte Schiffe
Eintrag durch Schlepperbewegungen
<b>Eintrag durch Werftbetriebe</b>
Eintrag durch Waschvorgänge
Eintrag durch Strahlarbeiten
Eintrag durch Farbapplikation
<b>Eintrag durch frisch gestrichene Schiffe</b>
Eintrag durch frisch applizierte Schiffe

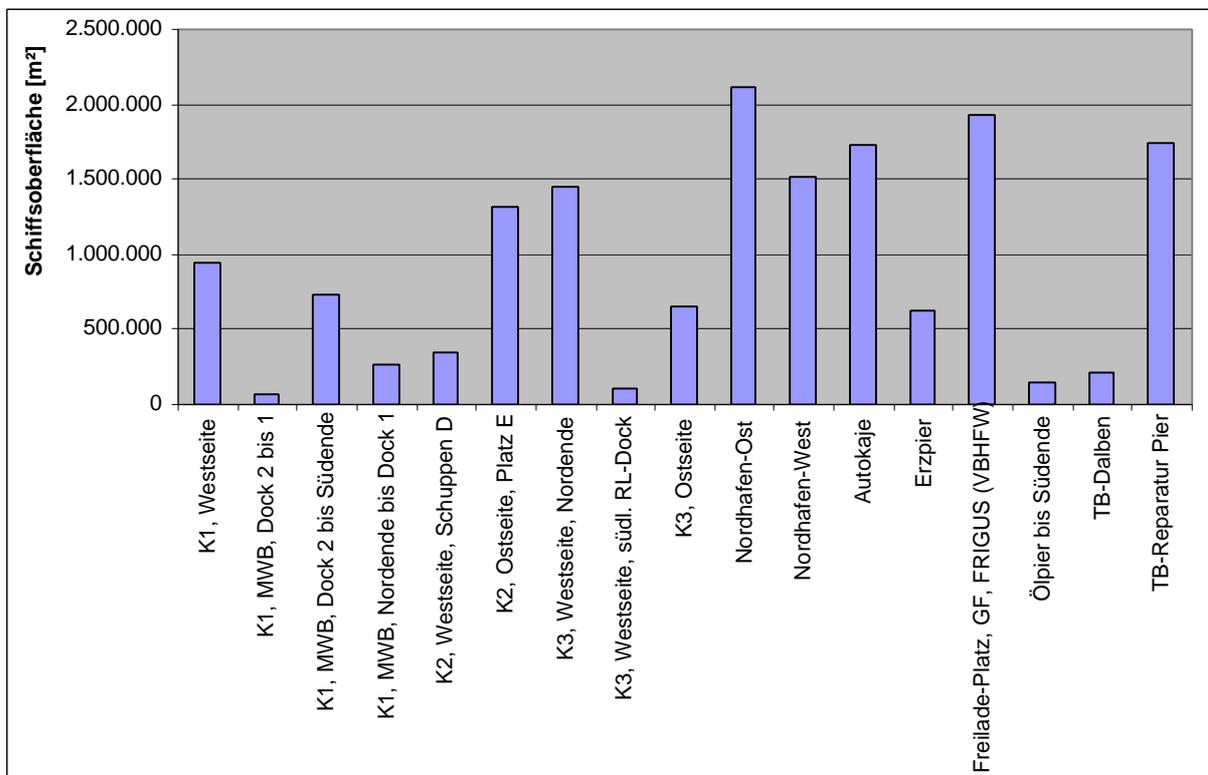
**Tab. 8.6: Eintragspfade von TBT die durch die Modellierung berücksichtigt werden.**

Eine Vielzahl der im folgenden errechneten Daten beruhen auf angenäherten, geschätzten oder Durchschnittswerten. Die berechneten Werte können somit nur die Größenordnung der zu erwartenden TBT Belastungen wiedergeben.

Daher wurde für jede betrachtete Eintragsquelle eine Sensitivitätsbetrachtung durchgeführt, in der die Auswirkung von Varianzen in den angenommenen Werten auf das Berechnungsergebnis dargestellt werden.

Zur Beurteilung des möglichen Eintragspotentials ist die effektiv benetzte Oberfläche definiert worden. Sie verbindet die wasserbenetzte Oberfläche aus der ein Biozid austreten kann, mit der Zeit, die diese Fläche in einem bestimmten Gewässer verbleibt. Die durchschnittlichen effektiv benetzten Oberflächen wurden für die in den Hafenbecken anlegenden Schiffe bestimmt.

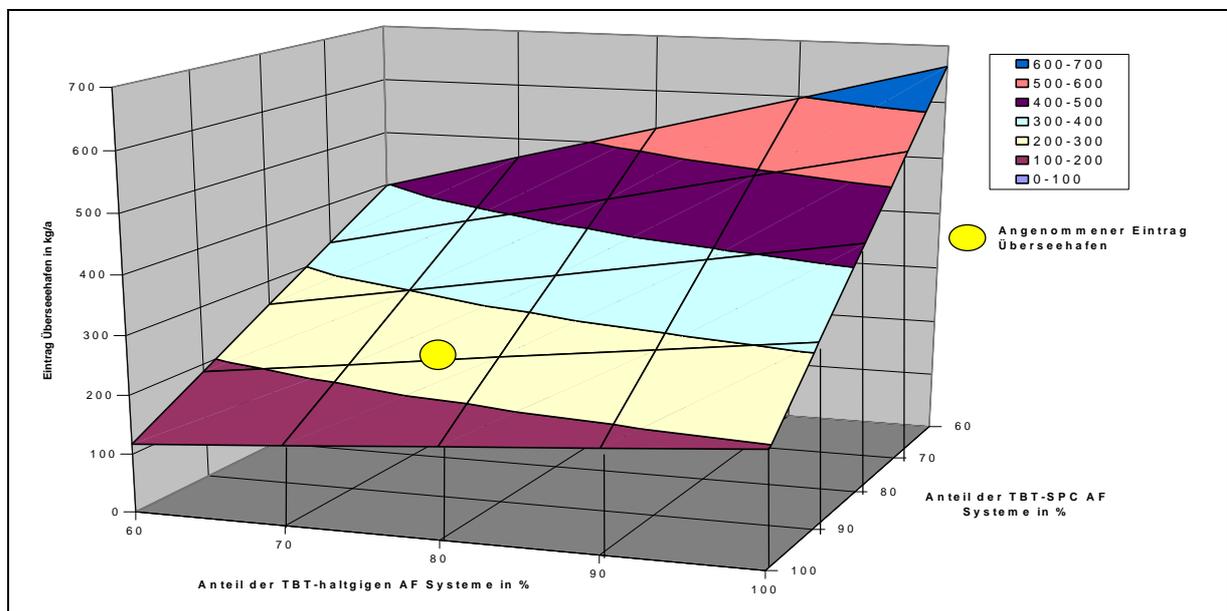
Den hier durchgeführten Berechnungen liegt die Annahme zugrunde, dass 75% der den Hafen befahrenden Schiffe einen TBT-haltigen Antifoulinganstrich besitzen, wobei es sich in 90% der Fälle um einen SPC- und in 10% der Fälle um einen konventionellen Anstrich handelt. Diese Werte beruhen auf übereinstimmenden Angaben aus Literatur, von Reederein sowie Farbenherstellern. Mit Hilfe von dem in Abb. 8.12 dargestellten Sensitivitätsdiagramm lässt sich die Sicherheit der berechneten Daten unter Berücksichtigung von Varianzen in den Ausgangsdaten abschätzen. Die Änderung des TBT-Eintrages in den Überseehafen durch ruhende Schiffe ist hier in Abhängigkeit des prozentualen Anteils von TBT-haltigen Farben sowie des prozentualen Anteils der verwendeten Farbsysteme dargestellt. Der auf der Reihenachse dargestellte Anteil der verwendeten SPC-Antifoulingssysteme gibt die prozentuale Verteilung von SPC zu konventionellen AF-Anstrichen wieder.



**Abb. 8.11: Effektiv benetzte Schiffsoberflächen**

Sollte der angenommene Anteil der konventionellen Anstriche von 10% an der insgesamt verwendeten Menge TBT-haltiger Antifoulinganstriche zu hoch angesetzt sein, kann sich der Gesamteintrag durch die ausschließliche Verwendung von SPC-Systemen bei einem gleichbleibenden Anteil von 75% TBT-haltiger Farben an der gesamt verwendeten Menge von Antifoulingfarben um etwa 100 kg/a reduzieren. Man erkennt, daß das Bilanzergebnis wesentlich stärker vom Anteil des verwendeten TBT Anstriches (SPC oder konventionell) beeinflusst wird, als vom Anteil der TBT-haltigen Farbsysteme.

Um die TBT Einträge aus dem Schiffahrtsbereich und Werftbereich vergleichbar zu machen, wird die ermittelte jährliche TBT Freisetzung jeder Dockanlage auf deren wasserbenetzte Oberfläche umgerechnet. So erhält man eine zur TBT Freisetzung aus Schiffsanstrichen analoge Größe mit der Einheit  $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ . Das Ergebnis dieser Betrachtung ist in Abb. 10 graphisch dargestellt.



**Abb. 8.12: Sensitivitätsdiagramm „Ruhende Schiffe“ im Überseehafen**

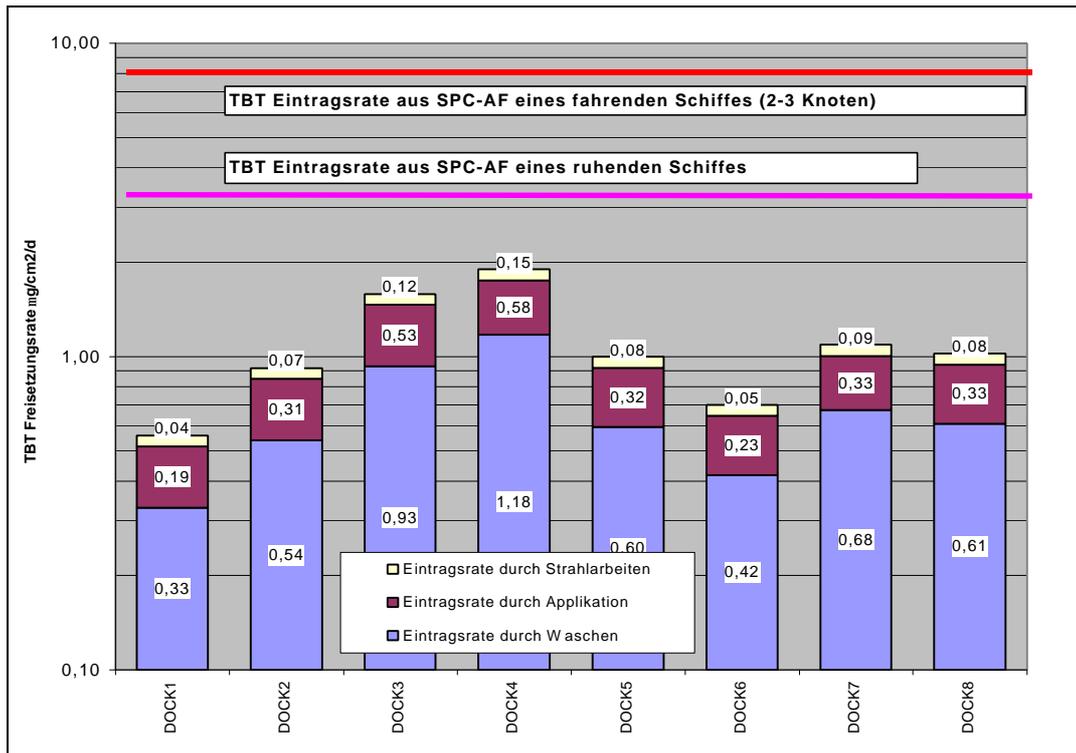


Abb. 8.13: Emissionsbezogener Vergleich des Eintrages von Werften und Schiffen

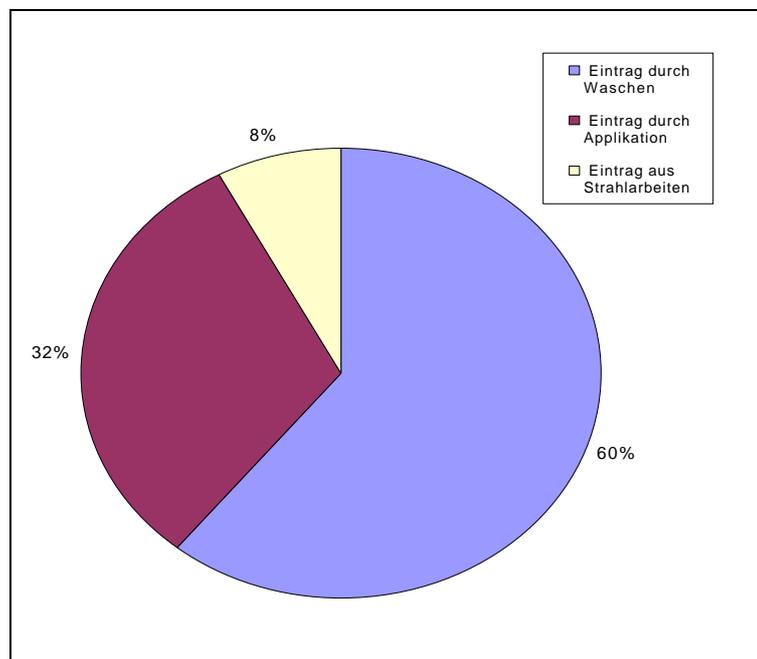


Abb. 8.14: Prozentuale Verteilung der eingetragenen TBT Mengen durch Arbeitsvorgänge auf Werften

Wie Abb. 8.14 wiedergibt, muss die Abgabe von unbehandeltem Waschwasser in die Hafenbecken als eine Hauptquelle des Eintrages aus dem Werftbereich angesehen werden. Die Anteile aus Applikation und Strahlarbeiten können vermutlich noch steigen, da eine mögliche Freisetzung von TBT aus am Dock-

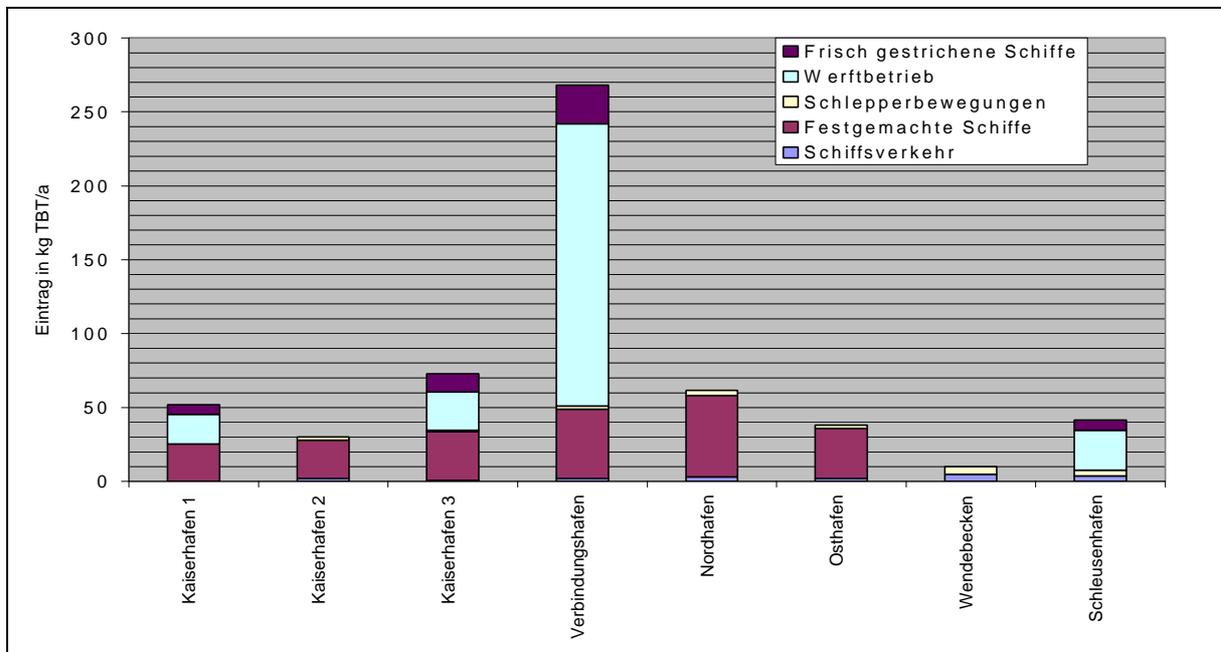
boden anhaftenden Farb-Overspray aufgrund unzureichender Datenlage unberücksichtigt bleiben musste. Eine genauere Bilanzierung ist mit der derzeit zur Verfügung stehenden Datengrundlage nicht möglich.

## Zusammenfassung der Ergebnisse

Im Folgenden werden die Teilergebnisse aus den vorangegangenen Eintragsbilanzierungen zusammengefasst. Dazu wird, wie in Tabelle 27 dargestellt, den einzelnen Hafenbecken die resultierende TBT-Gesamtbelastung aus Schifffahrtbereich, sowie Werftbetrieb zugerechnet.

Abb. 12 zeigt die Einträge in die einzelnen Hafenbecken des Überseehafens. Man erkennt die überproportionale Belastung des Verbindungshafens, welche maßgeblich durch die beiden größten Dockanlagen im gesamten Hafengebiet verursacht wird. Der durch den Schiffsverkehr verursachte Hintergrundwert liegt im Mittel etwa bei 25 kg/a. In Abb. 13 sind die einzelnen Emissionspunkte sowie deren TBT Eintrag in das umliegende Gewässers graphisch dargestellt.

Um den Eintrag in die Hafengewässer besser beurteilen zu können, sollen sie im folgenden mit dem TBT Eintrag aus dem Schiffverkehr an den Stromkajen verglichen werden. Im betrachteten Bilanzzeitraum haben etwa 4000 Schiffe an der Strom- und Columbuskaje an- und abgelegt. Die Schiffe hatten im Mittel eine benetzte Oberfläche von ca. 4400 m<sup>2</sup> und eine durchschnittliche Liegezeit von ca. 15 Stunden. Aufgrund der Fließgeschwindigkeit der Weser von ca. 5 Knoten wird eine TBT Freisetzungsrate von 8 µg/cm<sup>2</sup>/d angenommen. Aus diesen Angaben ergibt sich ein TBT Eintrag von 660 kg TBT/Jahr in die Wesermündung.



**Abb. 8.15: Einträge in die Hafenbecken des Überseehafens aus den verschiedenen TBT Quellen**

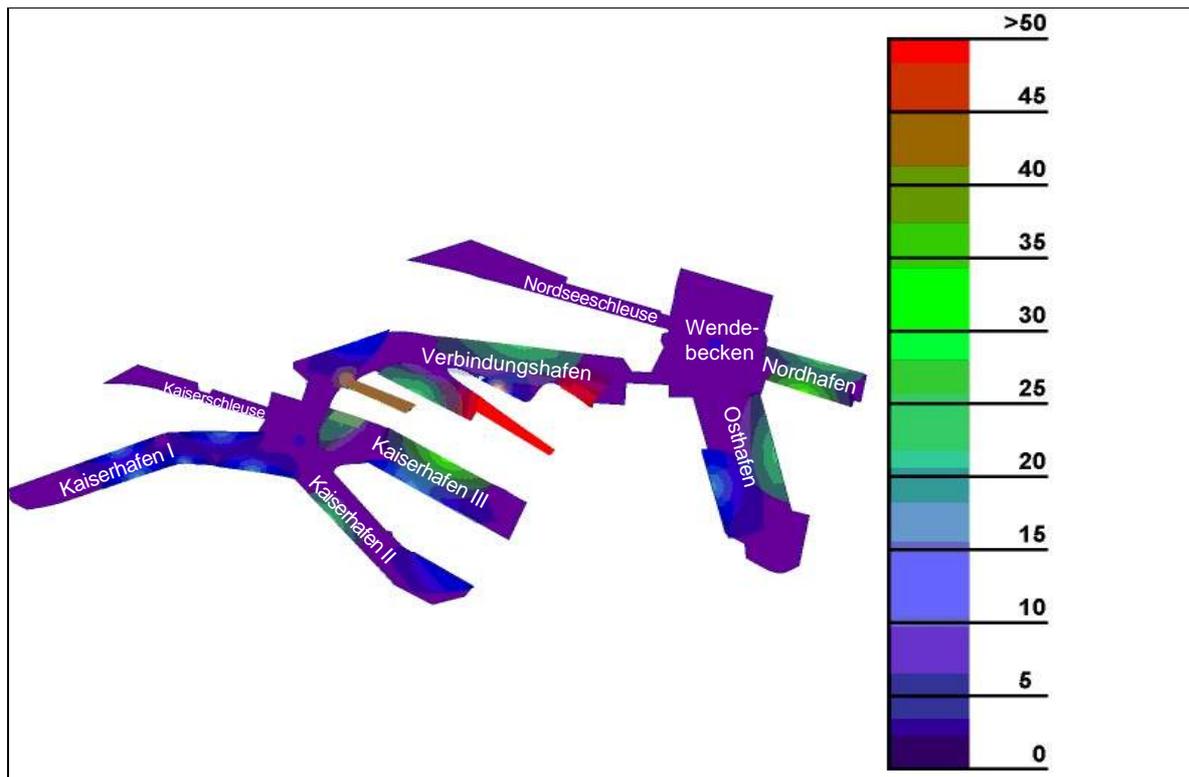


Abb. 8.16: TBT Emissionen in die Becken des Überseehafens in kg/a

## 9. Glossar

### 9.1 Wirkung der Stoffe und ihre Messgröße

#### 9.1.1 Physikalische Messgröße

Wassertemperatur und pH-Wert wirken sich auf viele andere Beschaffenheitsmerkmale und Wasserinhaltsstoffe aus und gehören deshalb zu den entscheidenden physikalischen Messgrößen zur Charakterisierung der Wasserqualität. Die Wassertemperatur unterliegt im Laufe des Tages und eines Jahres natürlichen jahreszeitlichen Schwankungen. Durch den Wärmeeintrag aus Kraftwerken und anderen Einleitungen werden diese überlagert. Eine weitere Veränderung des Wärmehaushaltes ergibt sich durch Stauhaltungen, da stehendes Wasser sich durch Sonnenenergie leichter erwärmt als fließendes. Eine übermäßige Erwärmung hat mannigfaltige Auswirkungen auf die Biozönose des Flusses und wirkt sich nachteilig auf den Wasserchemismus aus.

Unter natürlichen Verhältnissen können z.B. Phytoalgen über Massenvermehrung den pH-Wert durch ihren Stoffwechsel stark beeinflussen. Direkte Einflüsse ergeben sich durch Einleitungen saurer bzw. alkalischer Abwässer. Normalerweise sind Flüsse aber durch ihren Salzgehalt stark gepuffert, so dass in der Regel nur geringfügige pH-Wertveränderungen auftreten.

Die Leitfähigkeit ergänzt die physikalische Beschaffenheitsbeschreibung eines Gewässers. Durch die Eigenschaft von Salzen, Ionen zu bilden, stellt die Leitfähigkeit allerdings nur eine unspezifische Beschreibung des Gesamtsalzgehaltes eines Gewässers dar.

#### 9.1.2 Sauerstoffhaushalt und summarische Messgrößen

Zur Beurteilung des Sauerstoffhaushaltes eines Gewässers stehen verschiedene Messgrößen zur Verfügung: physikalisch gelöster Sauerstoff im Wasser (abhängig von der Temperatur, deshalb spricht man auch von Sauerstoffsättigungsgraden), messbar über elektrische Sonden sowie der Chemische und Biologische Sauerstoffbedarf (CSB und BSB). Während der BSB ein Maß für die Belastung mit organisch abbaubaren Stoffen ist (BSB<sub>5</sub> = Probe wird nach 5, beim BSB<sub>7</sub> nach 7 Tagen auf den Restsauerstoffgehalt untersucht), ist der CSB ein Maß für den Gesamtsauerstoffbedarf mit Kaliumdichromat oxidierbarer Stoffe. Die Differenz zwischen dem BSB<sub>5</sub> und CSB gibt einen ungefähren Überblick über das Verhältnis leicht und schwer abbaubarer organischer Verbindungen im Gewässer. Die Bestimmung des TOC (total organic carbon) dient der Erfassung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs im Gewässer.

#### 9.1.3 Organische Gruppenmessgrößen

Weitere Meßmethoden für Schadstoffgruppen sind die Bestimmung des AOX (misst die an Aktivkohle adsorbierbaren, organisch gebundenen Halogene), des EOX (die mit Hexan extrahierbaren lipophilen und bioakkumulierbaren Organohalogene) und des POX (eine bei der Untersuchung von Sedimenten und Schwebstoffen angewandte Analyse der flüchtigen Organohalogene).

#### 9.1.4 Salze

Im Wasser gelöste Mengen von Salzen können sich für die Lebensgemeinschaften des Flusses sowie für verschiedene Nutzungen nachteilig auswirken. Natürliche Salzquellen entlang des Wassereinzugsgebietes bildeten ursprünglich einen jeweils typischen Charakter ("Geschmack") des Fließgewässers bzw. seine "Härte" (° dH). Heute stellen industrielle und gewerbliche Einleitungen und im besonderen die Kalisalzgewinnung die Quellen der Salzfrachten der Flüsse dar. Wie bereits im ersten Teil beschrieben, ist die Weser mit der Werra immer noch der am stärksten mit Salzen belastete deutsche Fluss. Neben Kalium, Natrium, Magnesium und Sulfat ist es vor allem der Chloridgehalt, der die Biozönose der Werra und der Weser geradezu auf den Kopf gestellt hat. Da Salze bereits in geringen Konzentrationen den Geschmack des Wassers beeinträchtigen, ist die Trinkwassergewinnung aus der Weser weitestgehend eingestellt. Die Korrosionsförderung durch Salze zieht aber auch andere erhebliche wirtschaftliche Schäden im Verlauf der Weser nach sich. Als Summennachweis für den Gehalt dient, wie oben erwähnt, die elektrische Leitfähigkeit. Ansonsten wird der Einzelsalzgehalt über jeweils spezifische Messmethoden bestimmt.

#### 9.1.5 Pflanzennährstoffe

Phosphat, Nitrat und Ammonium gelten als klassische Pflanzennährstoffe. Sie stammen als Endprodukt des biologischen Abbaus aus Kläranlagen und industriellen Einleitungen oder von landwirtschaftlichen Flächen und bilden als "Nährstoffe" eine Grundlage für die Entwicklung von Algen und Wasserpflanzen. Hohe Ammoniumgehalte wirken auf Fische (über den Umbau zu Ammoniak) giftig, während starke Algenblüten den pH-Wert des Gewässers erhöhen und damit ebenfalls negative Auswirkungen auf Fische haben. Durch die Beschleunigung des Stoffwechsels durch Nährstoffe wird auch mehr Sauerstoff verbraucht, ein ungünstiger Effekt für die Lebensgemeinschaft des Flusses. Bei kleineren Gewässern führt eine Eutrophierung (Überdüngung mit Nährstoffen) zu einer übermäßigen Verkrautung, was die Abflussfähigkeit des Gewässers stark einschränken kann.

#### 9.1.6 Schwermetalle

Ähnlich den Salzgehalten sind auch die natürlichen Schwermetallgehalte der Flüsse bestimmt durch die durchflossenen geogenen Erzvorkommen. Bereits im Mittelalter wurden leicht erreichbare Erzlagerstätten von den Menschen abgebaut und verhüttet, mit dem Ergebnis zusätzlicher Schwermetalleinträge in die Gewässer. Schwermetalle reichern sich über die Nahrungskette der Flusslebensgemeinschaft an und können z.B. in Muscheln eine tausendfache Aufkonzentration zum Flusswasser erreichen. Ihre Wirkungen auf Lebewesen sind sehr komplex, die meisten Schwermetalle gelten als giftig, stoffwechselschädigend, mutagen oder gar krebserregend. Von besonderer Bedeutung sind Quecksilber, Cadmium, Arsen und Chrom (VI), die bereits in geringen Konzentrationen toxisch wirken. Aber auch Nickel, Kupfer und Zink zeigen ab gewissen Konzentrationen Auswirkungen auf die Wasserlebewelt. Zu stark mit Schwermetallen belastetes Flusswasser lässt sich nicht zur Trinkwassergewinnung nutzen, da Gesundheitsgefahr für den Menschen besteht.

Hauptquellen von Schwermetallen sind neben den alten Erzabbaustätten mit ihren großen Halden und Abraumflächen industrielle Einleiter und kommunale Kläranlagen. Da sich Schwermetalle nicht wie andere organische Schadstoffe biologisch abbauen, verbleiben sie für lange Zeit im Gewässersystem, bis sie irgendwann in den Ozeanen landen. Der Nachweis von Schwermetallen in geringen Konzentrationen ist mit gewissen Unwägbarkeiten behaftet, da bereits kleinste Verunreinigungen bei der Probenahme (z.B. Zigarettenasche) zu großen Messfehlern führen können.

### 9.1.7 Organische Einzelstoffe und Stoffgruppen

Die Entwicklung der chemischen Industrie in den letzten hundert Jahren hat eine Fülle von organischen Schadstoffen produziert, die über Abwässer auch in die Flüsse geraten. Eine besonders problematische Gruppe stellen dabei die organischen Halogenverbindungen dar. Als Lösemittel, Pestizide und chemische Produktzusätze sind vor allem die chlorierten (Chloratome sind an den Wasserstoffpositionen substituiert) Kohlenwasserstoffe (CKWs) weit verbreitet. Diese Chlorverbindungen bilden eine Untergruppe der halogenierten Kohlenwasserstoffe (HKWs), die an Stelle des Chlors auch andere Elemente der Periodensystemgruppe (z.B. Fluor) aufweisen.

Ähnlich den Schwermetallen reichern sich organische Halogenverbindungen in Lebewesen (oftmals besonders stark im Fettgewebe) zum Teil um den Faktor 1000 an, auch an Schwebeteilchen finden Anreicherungsprozesse statt. Die Wirkung dieser Verbindungen ist sehr komplex, viele Einzelstoffe gelten mittlerweile als krebserregend und mutagen für Mensch und Tier. Der analytische Nachweis dieser Verbindungen ist aufwendig und erfordert ebenfalls den Einsatz organischer Halogenverbindungen zur Reinigung und Extraktion der Probe.

Als summarischer Nachweis dient (wie oben beschrieben) die Bestimmung des AOX-, EOX- und POX-Gehaltes, der Einzelnachweis geschieht meist über gaschromatographische Methoden. Da die organischen Halogene in kleinsten Konzentrationen bereits Wirkung zeigen, hat ihr Nachweis an die Analytik hohe Anforderungen gestellt. Als Beispiel seien erwähnt die Nachweismethoden für Dioxine und für Tributylzinnverbindungen im Nanogrammbereich. Letztere werden immer noch als Antifoulingfarben im Schiffsanstrich eingesetzt, um die in kleinsten Dosen vorhandene Giftigkeit als "Schutz" gegen unerwünschte Besiedlung des Unterwasserrumpfes einzusetzen. Der tatsächliche Nachweis von Spuren (im untersten Nanogrammbereich) dieser Antifoulingfarben im Wasserkörper um ein Schiff herum wurde erst durch die Entwicklung spezieller Analytik möglich. Eine erste Wirkschwelle dieser Stoffe auf Wasserorganismen, so konnte mit der neuen Analytik auch ermittelt werden, liegt ebenfalls im untersten Nanogrammbereich.

Eine weitere Gruppe organischer Schadstoffe stellen die Phosphorsäureesterverbindungen dar, die wegen ihrer Wirksamkeit auf Lebewesen als Schädlingsbekämpfungsmittel eingesetzt werden und die schwer abbaubaren CKW-haltigen Pestizide ersetzen sollen. Wegen ihrer Toxizität sind in Deutschland eine Reihe dieser Stoffe ähnlich einigen CKW's mit Anwendungs- bzw. sogar Produktionsverboten belegt.

Ebenfalls zu den organischen Einzelstoffen zählen Ersatzstoffe für Phosphate in Waschmitteln (NTA = Nitritotriessigsäure und EDTA = Ethylendiamintetraessigsäure). Ihre Anwesenheit in Gewässern schafft Probleme durch ihre Wirkung auf die Löslichkeit von Schwermetallen, die an Feststoffe gebunden sind. Darüber hinaus wird für EDTA ein Stimulieren des Algenwachstums ab 20 bis 40 µg/l angenommen. Obwohl dieser Stoff als biologisch abbaubar gilt, lassen sich geringe Konzentrationen in den Flüssen nachweisen, da ein steter Input aus den Kläranlagen vorliegt. Einige Abbauprodukte von NTA und EDTA gelten ebenfalls als problematisch.

## 9.2 Messgrößen

Nachweisgrenzen sind aufgrund des technischen Fortschritts in der Analytik nach unten fließend. So sind Messgrößen wie Nanogramm bei der Beschreibung besonders giftiger Stoffe selbst im Alltagssprachgebrauch verbreitet, auch wenn niemand mehr in der Lage wäre, ein Mikrogramm Ziegenkäse auf seinem Teller wiederzufinden, da es verschwindend klein ist. Immerhin ist ein Mikrogramm, wie aus der folgenden Auflistung ersichtlich, lediglich der millionste Teil eines Gramms:

- 1 Kilogramm (kg)
- = 1.000 Gramm (g)
- = 1.000.000 Milligramm (mg)
- = 1.000.000.000 Mikrogramm (µg)
- = 1.000.000.000.000 Nanogramm (ng)

## 9.3 Chemisch-physikalische Analyseverfahren

Messgröße	Analyseverfahren	Bestimmungsgrenze (*)
pH-Wert	DIN 38 404-C 5	Rundung: 0,1
Leitfähigkeit	DIN 38 404-C 8	1 mS/m
Temperatur	DIN 38 404-C 4-2	Rundung: 0,1°C
Sauerstoffgehalt	DIN 38 408-G 22	0,1 mg/l
Absetzbare Stoffe	DIN 38 409-H 9-2	0,1 ml/l
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	DIN 38 409-H 41	15 mg/l
Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB <sub>5</sub>	DIN 38 409-H 51	3 mg/l
Kohlenwasserstoffe, IR	DIN 38 409-H 18	0,05 mg/l
Gesamt-Stickstoff	DIN 38 409-H 12	
Ammonium-Stickstoff	DIN 38 406-E 5	0,01 mg/l
Nitrat-Stickstoff	DIN 38 405-D 9-3	0,02 mg/l
Nitrit-Stickstoff	DIN 38 405-D 10	0,004 mg/l
Organisch gebundener Stickstoff	DIN 38 409-H 11	2 mg/l
Gesamt-Phosphor	DIN 38 405-D 11-4	0,01 mg/l
Phosphat (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	DIN 38 405-D 11	0,01 mg/l
Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)	DIN 38 409-H 14	0,01 mg/l
Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)	DIN 38 409-H 3	0,4 mg/l
Cadmium	DIN 38 406-E 19-3	0,0002 mg/l
Quecksilber	DIN 38 406-E 12-3	0,0001mg/l
Chrom	DIN 38 406-E 10-2	0,002mg/l
Kupfer	DIN 38 406-E 22	0,001mg/l
Nickel	DIN 38 406-E 11-2	0,003mg/l
Blei	DIN 38 406-E 6-3	0,001 mg/l
Zink	DIN 38 406-E 22	0,01 mg/l

**Tab. 10.1: Übersicht über die Analysemethoden. (\*) die Bestimmungsgrenze ist u.a. matrixabhängig und kann je nach Matrix von dem angegebenen Wert abweichen**

## 9.4 Erklärung im Text benutzter Fachbegriffe

50/90-P	s. Perzentil
Ästuar	Übergangsbereich von Süß- zu Salzwasser im Mündungsbereich von Flüssen
Akkumulation	Anreicherung
anthropogen	durch menschliche Aktivitäten verursacht
AOX	adsorbierbare organisch gebundene Halogene
barokline Zirkulation	durch unterschiedliche Salzgehalte hervorgerufene vertikale Strömungen im Ästuar
Benthon, Benthos	Lebensgemeinschaft am Gewässergrund
beta-alpha-mesosaprob	Gewässergüteklasse II-III
beta-mesosaprob	Gewässergüteklasse II
Bioakkumulation	biologische Anreicherung
Biozönose	Lebensgemeinschaft
BSB <sub>5/7</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf während 5 bzw. 7 Tage
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff
euryhalin	an verschiedene und wechselnde Salzgehalte anpassungsfähig
EW	Einwohnergleichwert (alte Abkürzung EGW), Maß zur Bewertung von gewerblichem und industriellem Abwasser. Abwasser mit 1 EW enthält so viele leicht abbaubare Stoffe (bestimmt als BSB <sub>5</sub> ) wie das ungeklärte Abwasser eines Einwohners
Eutrophierung	verstärkte Produktion von Biomasse im Gewässer, die in der Regel durch vermehrte Zufuhr von mineralischen Nährstoffen (vor allem Phosphor- und Stickstoffverbindungen) bedingt wird
Fauna	Tierwelt eines Gebietes
Fracht	über ein bestimmtes Zeitintervall durch einen Kanal- oder Gewässerquerschnitt geleitete Stoffmenge als Produkt aus der Stoffkonzentration und der im Zeitintervall durchgeflossenen Wassermenge (Abfluss)
Fungizid	Pilzbekämpfungsmittel
Härte	Eigenschaft des Wassers, die durch seine Gehalte an Calcium- und Magnesiumsalze, meist als Hydrogencarbonate, bestimmt ist. Die Härte wird angegeben in "deutschen Härtegraden (°dH)"
Halogene	Salzbildner, Sammelbezeichnung für die Vertreter der 7. Hauptgruppe des Periodensystems der Elemente: Fluor, Chlor, Brom, Jod
halophil	salzliebend
Herbizid	Pflanzenbekämpfungsmittel
Insektizid	Insektenbekämpfungsmittel
Isomere	Verbindungen mit gleicher Summenformel aber verschiedenem Molekülbau
karzinogen	krebserzeugend (auch: kanzerogen, cancerogen)
Kontamination	Verunreinigung, Belastung durch Schadstoffe
Litoral	im Wasser befindlicher Uferbereich
Makrophyten	Gefäßpflanzen
Makrozoobenthon	auf dem Gewässergrund lebende wirbellose Tiere
Median	Statistische Kenngröße, der M. findet als Mittelwert für schiefe Verteilungen Verwendung. Er ist derjenige Wert, der die nach Größe geordnete Beobachtungsreihe halbiert (auch 50 Perzentil genannt)

Mesolithoral	Uferbereich, der bei Ebbe trocken fällt und bei Flut überspült ist
mutagen	erbgutschädigend, erbgutverändernd
PCB	polychlorierte Biphenyle (Erklärung s. Text)
Perzentil	z.B. (90 Perzentil), derjenige Wert, unter dem 90 % aller gemessenen Werte liegen
Pestizid	Schädlingsbekämpfungsmittel
Phytoplankton	im Wasser schwebende pflanzliche Organismen
Population	Bestand
ppb	parts per billion; z.B. 1 Mikrogramm pro Liter oder pro kg
ppm	parts per million; z.B. 1 Milligramm pro Liter oder pro kg (1 kg = 1.000g = 1.000.000 mg)
SCKW	Schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
Schwermetalle	Metalle mit einem größeren spezifischen Gewicht als Eisen, z.B. Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink
Taxon	Art
TOC	gesamter organisch gebundener Kohlenstoffgehalt
toxisch	giftig
TS	Trockensubstanz
Überwachungswert	ein Überwachungswert nach dem Abwasserabgabengesetz gilt als eingehalten, wenn die Ergebnisse der letzten 5 Überprüfungen in 4 Fällen diesen Wert nicht überschreiten und kein Ergebnis diesen Wert um mehr als 100% übersteigt. Überprüfungen, die länger als 3 Jahre zurückliegen, bleiben unberücksichtigt.
Vorfluter	Gewässer, das zur Aufnahme von Abwasser genutzt wird

## 10. Anhang

Um den Bericht nicht mit Tabellen zu überfrachten, werden die zusätzlich vorliegenden Daten aus Messungen bei den Direkteinleitern hier im Anhang dargestellt. Dabei sind die Einleitungsfrachten der relevanten Direkteinleiter in die Unterweser nach Schadstoffen geordnet. Es handelt sich dabei um Mittelwertberechnungen aus den behördlichen Kontrollmessungen (4 bis 8 Messungen p.a.) bzw. wo diese fehlen, aus der Eigenüberwachung. Bei Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde diese Bestimmungsgrenze als Grundlage der Frachtberechnung eingesetzt; lagen die Messungen überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden keine **Frachten** berechnet. Lagen für Direkteinleiter keine Messwerte vor, verbleiben die Tabellen lückenhaft.

Wie schon im Text erwähnt, werden die Frachttabellen als Summe der Einleitungen von Bremen bis Bremerhaven zusammengefasst. Nach der Pariser Konvention (PARCOM) wäre allerdings eine Einleitung unterhalb der Brackwasserzone (Brake) als Einleitung in das **Ästuar** (nicht mehr in den Fluss) zu zählen. Diese Definition ist mit Blick aus der Nordsee (mitsamt der Küstengewässer) in die Flussmündungen hinein gefasst worden (daher als Grenze der Betrachtung die obere Brackwasserzone). Betrachtet man dagegen die Unterweser als Bezugssystem eines ins Meer fließenden Flusses (mit periodischem Richtungswechsel), so haben auch die Einleitungen unterhalb der Brackwasserzone Bedeutung, da selbst Abwasserfahnen aus dem unmittelbaren Mündungsbereich mit der Flut den Unterlauf hoch transportiert werden. Über diesen Tidetransport geraten natürlich auch Nähr- und Schadstoffe sowie Schwebeteilchen aus der Nordsee in den Flusslauf hinauf.

Betriebe u. KAs	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<b>AOX<sub>ges.</sub> in kg/a</b>										
Stahlwerke Bremen	349	727	336	281	262	248	48	93	332	453
Bremer Wollkämmerei	201	198	235	138	258	162	163	200	157	127
Omni Pac Elsflth	16	10		9	11	8	5	7	3	1
Metaleurop Nordenham	93	48	76	43	34	53	12	12	9	3
Kronos Titan					706	686	347	219	333	473
KA Seehausen	5.287	3.402	2.628	2.394	1.766	2.257	2.098	1.807	1.849	1.872

**Tab. 10.1: AOX-Jahresfrachten der für diesen Parameter relevanten Direkteinleiter in kg p.a.**

<b>BSB<sub>5</sub> in kg</b>	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Bremer Wollkämmerei	5.318	4.031	6.104	3.014	67.385	2.400	2.701	1.886	1.942	2.385
Fettraffinerie Brake	217.051	279.207	97.650	159.600	104.900	55.949	51.937	52.051	51.352	50.902
KA Seehausen	554.302	574.170	473.615	282.559	734.000	644.000	537.000	380.000	158.219	178.456
KA Osterholz	24.808	23.656	16.989	17.301	11.344	13.681	12.478	2.815	2.339	2.858
KA Farge	18.028	26.286	25.443	37.102	30.834	23.573	13.549	14.328	12.036	9.329
KA Delmenhorst	32.049	35.883	27.679	23.686	44.325	33.430	34.427	30.167	22.311	22.127
KA Lemwerder	4.700	5.300	1.700	2.225	2.194	3.306	3.375	3.495	2.042	außer Betrieb
KA Ganspe	2.500	3.500	1.600	2.108	3.083	2.377	3.218	1.941	4.469	außer Betrieb
KA Ranzenbüttel	4.500	300	400	390	502	668	457	620	503	1.005
KA Oldenburg	126.346	203.200	205.751	51.170	98.000	74.873	100.115	99.265	95.253	84.608

**Tab. 10.2: BSB<sub>5</sub>-Jahresfrachten der für diesen Parameter relevanten Direkteinleiter in kg p.a.**

Betriebe u. KAs CSB in 1000 kg/a	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Bremer Wollkammerei	70,2	76,7	86,8	70,6	382,9	90,3	57,3	68,6	53,1	41,1
Omni Pac Elsfleth	22,3	25,3	0	26,0	28,0	20,8	18,8	5,51	4,06	2,93
Fettraffinerie Brake	312	445	66	239	636	300	226	371	335	371
Metaleurop Nordenham	155	184	103	110	61,3	89,6	7,75	29,6	24,2	23,2
DA Einswarden	1,65	1,65	0	2,99	0	0	1,40	3,90	0,0	2,30
Kronos Titan	0	0	0	0	388	551	355	500	175	369
KA Seehausen	3.806	3.243	2.844	3.090	3.876	4.229	3.247	2.115	1.592	1.923
KA Osterholz	111	127	88,1	103	91,2	90,0	114	44,5	42,6	47,0
KA Farge	227	240	263	289	315	298	202	254	159	200
KA Delmenhorst	333	341	306	315	328	316	320	308	328	312
KA Lemwerder	32,0	32,9	20,4	20,0	20,5	22,7	25,8	23,1	29,6	0
KA Ganspe	10,4	13,3	8,80	9,92	12,9	10,2	11,9	7,26	15,2	0
KA Ranzenbüttel	14,7	4,40	4,20	4,94	5,55	6,35	5,26	4,82	5,03	8,97
KA Oldenburg	764	1.107	1.202	583	774	809	706	598	883	675
KA Elsfleth	17,3	14,0	18,1	25,7	24,6	16,3	17,2	42,4	17,2	17,3
KA Brake	47,1	44,7	41,2	72,7	75,8	72,7	52,3	44,1	54,2	44,8
KA Rodenkirchen	12,1	11,4	10,1	12,4	11,3	13,6	11,0	11,1	12,4	9,40
KA Nordenham	96,3	131	194	175	83,7	104	94,2	87,1	115	90,4
ZKA Bremerhaven	710	719	583	634	696	572	388	379	365	368
Summe ges. bis Brhv	6.742	6.763	5.839	5.783	7.811	7.611	5.861	4.898	4.208	4.505

**Tab. 10.3: CSB-Jahresfrachten der für dieser Parameter relevanten Direkteinleiter in kg p.a.**

Betriebe u. KAs N <sub>ges.</sub> in kg/a	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Bremer Wollkammerei	167.356	129.936	93.688	85.264	66.233	59.926	12.882	6.599	12.178	7.327
Fettraffinerie Brake					10.229	13.658	14.280	13.884	13.197	18.165
Metaleurop Nordenham			7.936	27.365	15.359	12.173	1.257	3.129	2.416	1.826
DA Einswarden		13.420			15.921	14.542	24.316	47.125		18.546
Kronos Titan					34.717	35.304	36.343	28.088	37.691	28.842
KA Seehausen	2.137.381	1.765.194	1.480.801	1.563.045	1.904.212	1.527.061	1.679.136	402.147	357.527	293.520
KA Osterholz	78.367	73.059	63.240	65.735	71.025	68.835	47.036	11.418	10.952	12.276
KA Farge	170.026	216.009	171.903	198.307	143.663	67.412	57.125	37.128	20.101	37.993
KA Delmenhorst	174.279	141.624	61.126	38.602	77.168	63.329	60.317	78.838	32.527	47.510
KA Lemwerder	12.600	13.500	13.500		15.650	12.909	17.044	15.947	19.613	außer Betrieb
KA Ganspe	5.000	5.400	4.300		5.055	4.432	5.938	6.065	5.304	außer Betrieb
KA Ranzenbüttel	5.600	800	200		92	110	999	341	92	201

**Tab. 10.4: N<sub>ges.</sub>-Jahresfrachten der für dieser Parameter relevanten Direkteinleiter in kg p.a.**

Betriebe u. KAs NH <sub>4</sub> -N in kg/a	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Bremer Wollkammerei	76	447	6.086	371	14.935	365	321	176	311	265
Omni Pac Elsfleth	343	213	< 55		541	913	152	60	14	19
Fettraffinerie Brake					949	64	1.055	671	381	
Metaleurop Nordenham			7.866	26.910	14.076	11.989	203	490	230	284
DA Einswarden					0	0	158	113		137
Kronos Titan					0	0	9.086	1.931	4.646	2.658
KA Seehausen	1.712.051	1.709.519	1.361.571	1.505.324	1.833.002	1.509.347	1.529.465	149.672	167.583	97.853
KA Osterholz	68.090	63.001	44.584	62.757	62.444	58.305	44.567	2.094	713	368
KA Farge	142.670	138.512	84.441	117.796	53.278	16.516	7.646	4.826	3.447	2.691
KA Delmenhorst	88.660	84.766	19.936	18.338	35.404	33.574	44.085	47.684	21.598	23.723
KA Lemwerder					3.053	3.401	9.835	14.199	4.030	außer Betrieb
KA Ganspe					4.801	3.552	5.405	4.682	5.292	außer Betrieb
KA Ranzenbüttel					53	60	740	607	56	181

**Tab. 10.5: NH<sub>4</sub>-N-Jahresfrachten der für dieser Parameter relevanten Direkteinleiter in kg p.a.**

Betriebe u. KAs P <sub>ges.</sub> in kg/a	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Bremer Wollkämmerei	4.047	6.339	9.577	7.044	5.954	2.287	546	817	846	354
Omni Pac Elsfleth	231	183		123	260	54	62	35	74	13
Fettraffinerie Brake	9.677	7.342	4.914	10.568	19.004	17.542	9.595	7.276	4.096	3.246
Kronos Titan					431	632	1.404	1.229	1.403	851
KA Seehausen	34.811	28.939	25.041	18.905	21.195	18.429	23.436	11.095	9.768	9.824
KA Osterholz	3.856	2.360	1.348	1.326	2.350	1.782	1.725	710	779	881
KA Farge	6.532	3.783	4.638	3.661	2.597	1.779	2.025	1.277	1.363	1.012
KA Delmenhorst	2.436	3.366	2.735	2.460	4.655	3.160	2.459	3.179	2.873	2.602
KA Lemwerder	1.800	1.500	500	463	405	368	417	437	537	außer Betrieb
KA Ganspe	400	500	300	410	569	350	1.560	485	606	außer Betrieb
KA Ranzenbüttel	1.100	300	300	185	159	284	206	124	281	301
KA Oldenburg	18.364	24.384	22.957	6.652	9.114	6.888	7.701	4.963	17.146	8.150
KA Elsfleth	1.100	300	300	357	347	408	430	378	387	432
KA Brake	2.400	2.600	1.100	1.483	1.222	1.554	1.245	1.385	1.863	1.629
KA Rodenkirchen	1.100	400	200	242	225	342	379	155	413	398
KA Nordenham	1.100	1.700	3.800	2.858	2.421	2.651	2.238	2.353	2.587	1.783
ZKA Bremerhaven	2.870	5.734	3.123	2.374	2.401	3.649	2.048	2.380	4.908	1.412
Summe ges. bis Brhv	91.824	89.730	80.833	59.111	73.307	62.159	57.477	38.278	49.930	32.888

**Tab. 10.6: P<sub>ges.</sub>-Jahresfrachten der für dieser Parameter relevanten Direkteinleiter in kg p.a**

Betriebe u. KAs Cr <sub>ges.</sub> in kg/a	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Stahlwerke Bremen	26.715	7.430	386	238	21	155	271	232	43	98
Kronos Titan	2.687	2.118	1.809	2.056	2.240	2.618	3.056	2.545	2.647	2.837
Summe ges. bis Brhv	29.402	9.548	2.195	2.294	2.261	2.773	3.327	2.777	2.690	2.935

**Tab. 10.7: Cr<sub>ges.</sub>-Jahresfrachten der für diesen Parameter relevanten Direkteinleiter in kg p.a.**