

## 4 Ergebnisse der Untersuchungen

In den folgend aufgeführten Abbildungen sind sämtliche Befunde, bei denen die jeweilige Bestimmungsgrenze unterschritten wurde, näherungsweise = 0 gesetzt, d.h. bei diesen Werten ist keine Säule oder Linie vorhanden.

Bei einigen Grafiken wurden die Organozinnkonzentrationen normiert und dargestellt. Die normierten Werte wurden errechnet, indem die Organozinngelalte der betrachteten Spezies (siehe z.B. Abb. 4.4.2.2) einer Probe addiert und = 1 gesetzt wurden (z.B. Summe von TBT, DBT und MBT einer Probe). Die jeweiligen Gehalte der betrachteten Spezies wurden durch die Summe dividiert (z.B. Konzentration von TBT dividiert durch die Summe der Konzentrationen der betrachteten Spezies). Diese Normierungswerte sind dimensionslos und geben das Verhältnis der betrachteten Spezies innerhalb einer Probe wider. Durch die Betrachtung der Normierungswerte können auch Datensätze miteinander verglichen werden, die sonst nicht aufgrund von großen Konzentrationsunterschieden übersichtlich dargestellt werden könnten.

### 4.1 Wasser

#### 4.1.1 Triphenylzinn

Die in den Jahren 1993 bis 2000 jeweils monatlich ermittelten TPT-Konzentrationen sind sowohl für Farge als auch Herbrum in Abb. 4.1.1.1 und Abb. 4.1.1.2 aufgeführt.

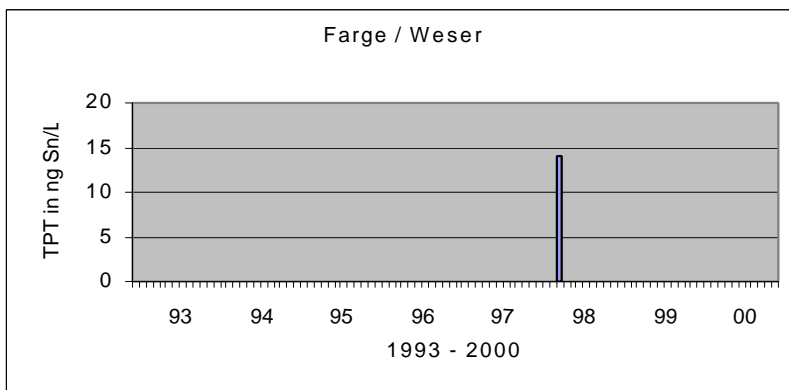


Abb. 4.1.1.1: TPT-Konzentrationen in Wasser (einschl. der Schwebstoffe) [ng Sn/L]: Farge/Weser von 1993 bis 2000

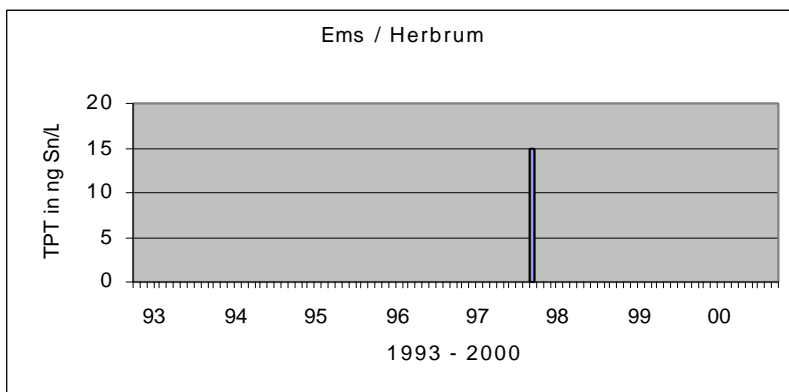


Abb. 4.1.1.2: TPT-Konzentrationen in Wasser (einschl. der Schwebstoffe) [ng Sn/L]: Herbrum/Ems von 1993 bis 2000

Wie diesen Abbildungen entnommen werden kann, ist in den sowohl in Farge als auch Herbrum monatlich untersuchten Wasserproben über den Zeitraum von 1993 bis 2000 (also jeweils 96 Wasserproben) TPT nicht nachgewiesen worden, die ermittelten Konzentrationen lagen durchweg unter der Bestimmungsgrenze von < 1 bzw. < 3 ng Sn/L. Lediglich bei 2 Untersuchungen konnte TPT nachgewiesen werden: In der am 14.04.1998 aus der Weser entnommenen Probe, mit 14 ng Sn/L, und in der aus der Ems stammenden Probe vom 09.12.1997 (15 ng Sn/L). Eine Erklärung hierfür kann nicht gegeben werden.

#### 4.1.2 Butylzinnverbindungen

Hinsichtlich des TBT sind in den Jahren 1993 bis 2000 folgende, in den Abb. 4.1.2.1 für Farge und in Abb. 4.1.2.2 für Herbrum dargestellte, Konzentrationen registriert worden.

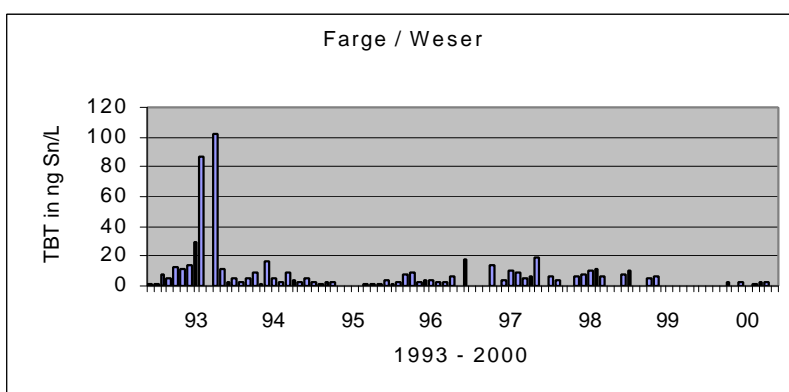


Abb. 4.1.2.1: TBT-Konzentrationen in Wasser (einschl. der Schwebstoffe) [ng Sn/L]: Farge/Weser von 1993 bis 2000

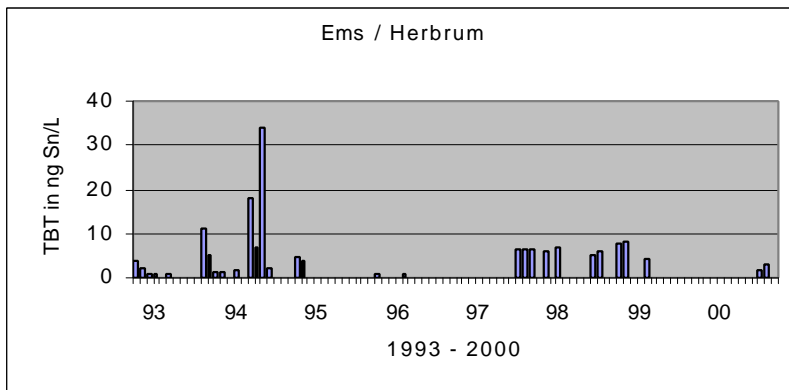


Abb. 4.1.2.2: TBT-Konzentrationen in Wasser (einschl. der Schwebstoffe) [ng Sn/L]: Herbrum/Ems von 1993 bis 2000

Im Vergleich zum TPT ergibt sich beim TBT ein anderes Bild. Die Bestimmungsgrenze von < 0,8 bzw. 4 ng Sn/L wurde beim TBT wesentlich häufiger überschritten als beim TPT. In Tabelle 4.1.2.1 sind die wichtigsten statistischen Kenngrößen hinsichtlich des TBT aufgeführt.

Tab. 4.1.2.1: Statistische Kenngrößen für TBT in Wasser

Messstelle	Jahr	Anzahl Messwerte	Anzahl der Messwerte < BG	Bestimm.-Grenze in ng Sn/L	Max. in ng Sn/L
Farge / Weser	1993	12	1	1,0	102
	1994	12	0	1,0	17
	1995	12	3	1,0	4,9
	1996	12	1	1,0	9,0
	1997	12	4	4,0	19
	1998	12	5	4,0	12
	1999	12	8	4,0	9,8
	2000	12	7	2,0	2,5
Herbrum / Ems	1993	12	5	1,0	11
	1994	12	5	1,0	34
	1995	12	10	1,0	4,9
	1996	12	10	1,0	1,0
	1997	12	9	4,0	6,5
	1998	12	8	4,0	6,9
	1999	12	9	4,0	8,2
	2000	12	10	2,0	2,9

### 4.1.3 Jahresfrachten der Weser und Ems

Die Errechnung von Triphenylzinnfrachten ist nicht sinnvoll, da in etwa 99 % der untersuchten Proben die Bestimmungsgrenze unterschritten wurde.

Die Datenlage beim TBT erlaubt schon eher die Errechnung von Frachten. Da jedoch lediglich 12 Messungen pro Jahr durchgeführt wurden und teilweise, bei einer Unterschreitung der Bestimmungsgrenze, näherungsweise mit der halben Konzentration der Bestimmungsgrenze gerechnet wurde (wie innerhalb der LAWA üblich), sind die folgenden Jahresfrachten als Abschätzungen zu verstehen.

$$F = \frac{\sum_{i=1}^n (c_i \cdot Q_i)}{n} \quad (\text{Gl. 4.1.3})$$

F: Fracht

$c_i$ : Stoffkonzentration  $c$  in der Probe  $i$

$Q_i$ : mittlerer Tagesabfluss am Tag der Probenahme  $i$

$n$ : Anzahl der Messwerte pro Jahr

Für die Untersuchungsjahre 1993 bis 2000 ergeben sich folgende TBT-Jahresfrachten, die in Abb. 4.1.3.1 und Tabelle 4.1.3.1 sowohl für die Weser als auch Ems aufgeführt sind.

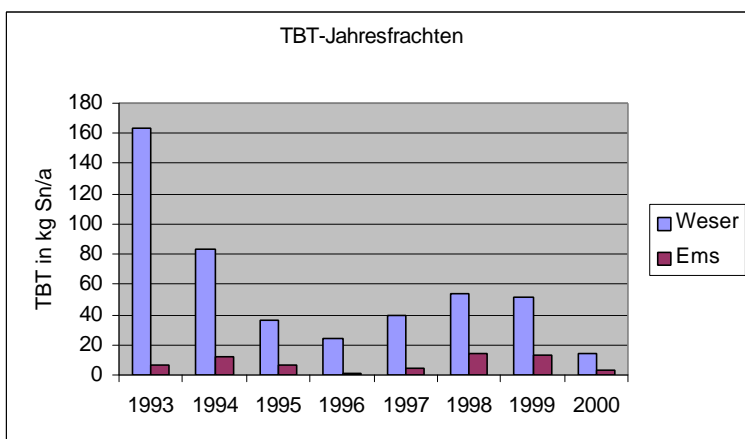


Abb. 4.1.3.1: TBT-Jahresfrachten [kg Sn/a] der Weser und Ems im Zeitraum von 1993 bis 2000 (ggf. näherungsweise mit der halben Bestimmungsgrenze)

Tab. 4.1.3.1: TBT-Jahresfrachten [kg Sn/a] mit den dazugehörigen mittleren Jahresabflüsse [m<sup>3</sup>/s] der Weser und Ems im Zeitraum von 1993 bis 2000

Jahr	Weser/Farge		Ems/Herbrum	
	TBT [kg Sn/a]	Abfluss [m <sup>3</sup> /s]	TBT [kg Sn/a]	Abfluss [m <sup>3</sup> /s]
1993	163	368	6,6	112
1994	83,6	561	12,3	144
1995	36,7	458	7,1	111
1996	24,3	198	0,84	49,8
1997	39,1	291	4,7	63,3
1998	53,8	440	14,0	131
1999	51,7	378	12,9	95,7
2000	14,5	338	3,4	92,2

Diesen Darstellungen kann entnommen werden, dass bei der Weser ein signifikanter Rückgang der TBT-Frachten von 1993 bis 1995 zu verzeichnen war, in den Folgejahren bewegte sich das Frachtniveau in annähernd gleichbleibender Größenordnung. Im Jahr 2000 konnte allerdings die geringste Jahresfracht von 14,5 t/a registriert werden.

Ein anderes Bild ergibt sich hinsichtlich der Ems: Ein Trend läßt sich hier nicht abschätzen. Die Abflussverhältnisse dieser beiden Gewässer betragen etwa 3 bis 4 (Weser) zu 1 (Ems). Es ist festzuhalten, dass die Ems in den Jahren 1993 bis 1997 deutlich geringer als die Weser mit TBT belastet war. Ab 1998 liegen die Frachtenverhältnisse in der gleichen Größenordnung wie die Verhältnisse der Abflüsse beider Gewässer.

## 4.2 Schwebstoffe

### 4.2.1 Triphenylzinn

Die TPT-Untersuchungsbefunde des Jahres 2000 sind in Abb. 4.2.1.1 für Drakenburg/Weser (26 Untersuchungen) und in Abb. 4.2.1.2 für Hemeln/Weser, Farge/Weser, Verden/Aller und Herbrum/Ems mit jeweils 2 Untersuchungsperioden dargestellt.

Bei nur 2 von insgesamt 26 in Drakenburg durchgeführten Untersuchungen wurde TPT in Gehalten von lediglich 1,1 µg Sn/kg TS nachgewiesen, und das in Schwebstoffproben, die Mitte Oktober und Ende November 2000 entnommen worden sind.

In Hemeln konnte TPT in keiner der beiden Proben nachgewiesen werden, während in Herbrum, Farge und Verden in den Proben der 2. Untersuchungsperiode TPT, wenn auch in relativ geringen Konzentrationen von 1,5 bis 3,2 µg Sn/kg TS, ermittelt werden konnte. Auch hier wurden die positiven Befunde, ähnlich wie in Drakenburg, im 4. Quartal 2000 registriert.

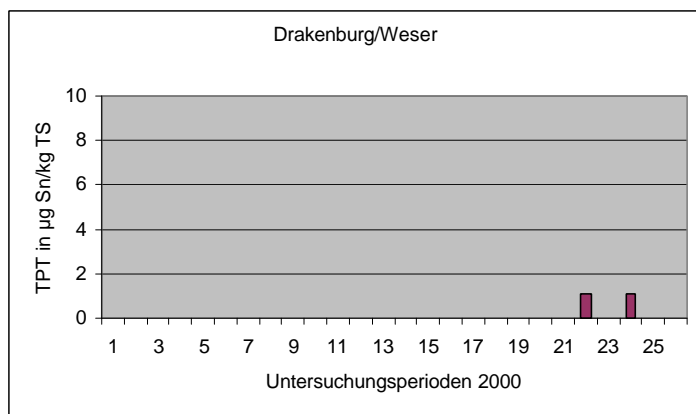


Abb. 4.2.1.1: TPT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] in Schwebstoffen 2000: Drakenburg/Weser

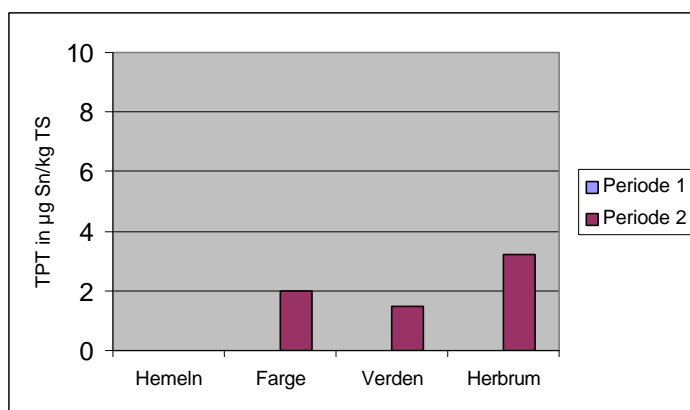


Abb. 4.2.1.2: TPT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] in Schwebstoffen 2000: Hemeln/Weser, Farge/Weser, Verden/Aller und Herbrum/Ems

## 4.2.2 Butylzinnverbindungen

### Tributylzinn

Die TBT-Untersuchungsbefunde des Jahres 2000 sind in Abb. 4.2.2.1 dargestellt.

Der Abb. 4.2.2.1 ist zu entnehmen, dass TBT – im Gegensatz zum TPT - in sämtlichen der 26 in Drakenburg untersuchten Schwebstoffproben nachgewiesen werden konnte. Die TBT-Gehalte schwankten zwischen 0,5 und 9  $\mu\text{g Sn/kg TS}$ . Bemerkenswert ist, dass die höchsten TBT-Gehalte in der 2. Jahreshälfte ermittelt wurden. Im Folgenden wird geprüft, ob es einen Zusammenhang gibt zwischen der Chlorophyll a- bzw. der TOC-Konzentration und den TBT-Gehalten in den Schwebstoffproben.

Die höchsten TBT-Gehalte wurden mit 47 und 79  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  in der Weser bei Farge gemessen. In den übrigen in Hemeln, Verden und Herbrum untersuchten Schwebstoffproben

schwankten die TBT-Gehalte zwischen  $< 1$  (Hemeln, Periode 1) und  $6,3 \mu\text{g Sn/kg TS}$  (Verden, Periode 2).

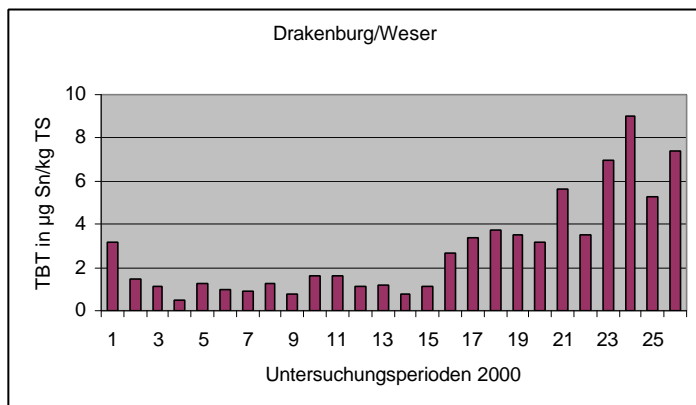


Abb. 4.2.2.1: TBT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] in Schwebstoffen 2000: Drakenburg/Weser

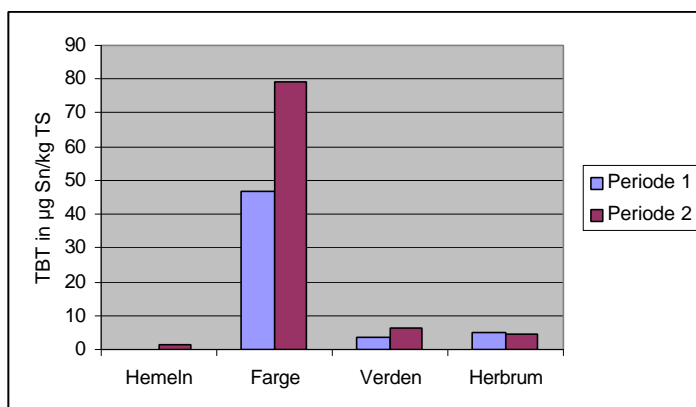


Abb. 4.2.2.2: TBT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] in Schwebstoffen 2000: Hemeln/Weser, Farge/Weser, Verden/Aller und Herbrum/Ems

### Zusammenhang von TBT und Chlorophyll a

Begleitend zu den Schwebstoffprobenahmen in der Weser bei Drakenburg wurden in den Untersuchungsperioden 8 bis 20 (Anfang April bis Ende September) Wasserproben auf Chlorophyll a untersucht. Während die Schwebstoffprobenahme über 48 Stunden erfolgte, wurde innerhalb dieses Zeitraumes (etwa 24 Stunden nach Beginn der Schwebstoffprobenahme) eine Stichprobe zur Chlorophyll a-Untersuchung entnommen. In diesem Zeitraum ist in den Gewässern mit einer erhöhten Primärproduktion zu rechnen, was mit einem Anstieg der Algenpopulation (Chlorophyll a) und damit der organischen Substanz (TOC) verbunden ist (siehe unten). In den Abb. 4.2.2.3 und 4.2.2.4 sind die in diesen Untersuchungsperioden gemessenen TBT-Gehalte den Chlorophyll a-Konzentrationen gegenübergestellt.

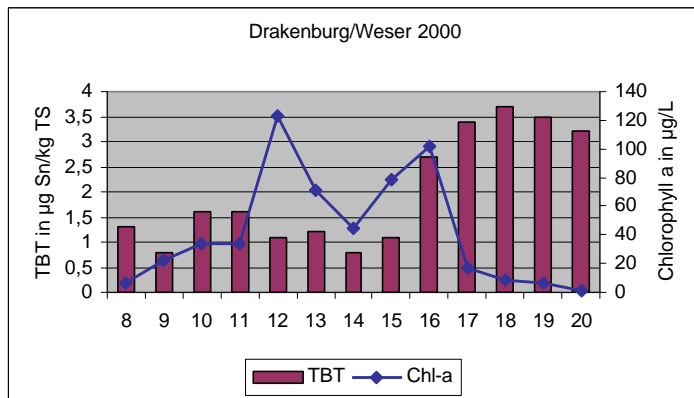


Abb. 4.2.2.3: Zusammenhang zwischen Chlorophyll a-Konzentration [ $\mu\text{g/L}$ ] im Wasser und TBT-Gehalt [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] der Schwebstoffe, Weser/Drakenburg 2000

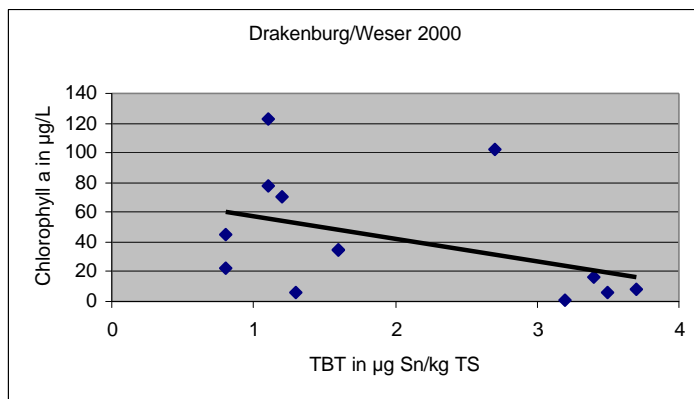


Abb. 4.2.2.4: TBT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] in Schwebstoffen der Weser/Drakenburg in Abhängigkeit von den dazugehörigen Chlorophyll a-Konzentrationen [ $\mu\text{g/L}$ ]

Die Abbildung 4.2.2.3 verdeutlicht, dass im Zeitraum von Ende Mai bis Ende Juli (Perioden 12 bis 16) in der Weser/Drakenburg erhöhte Chlorophyll a-Gehalte zu verzeichnen waren. Aus beiden Abbildungen, insbesondere 4.2.2.4, geht hervor, dass keine signifikante Abhängigkeit der 2000 im Schwebstoff gemessenen TBT-Gehalte zum Chlorophyll a vorhanden ist (Bestimmtheitsmaß von lediglich 0,190).

#### Zusammenhang von TBT und TOC

In den in Drakenburg/Weser im Jahr 2000 entnommenen 26 Schwebstoffproben wurde darüber hinaus der TOC bestimmt. In den Abb. 4.2.2.5 und 4.2.2.6 sind die TBT-Gehalte und die dazugehörigen TOC-Gehalte dargestellt.



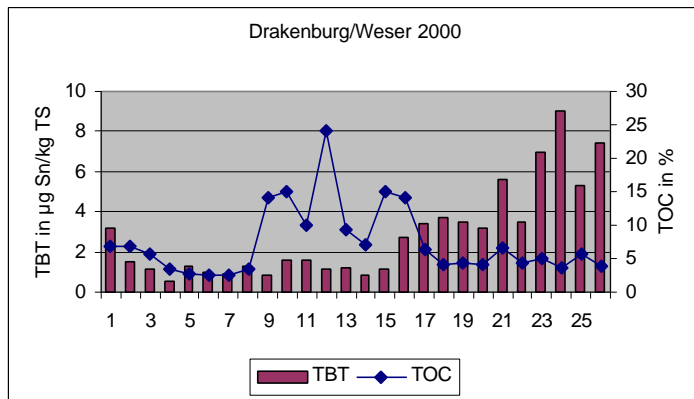


Abb. 4.2.2.5: Zusammenhang zwischen TOC-Gehalt [%] und TBT-Gehalt [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] der Schwebstoffe, Weser/Drakenburg 2000

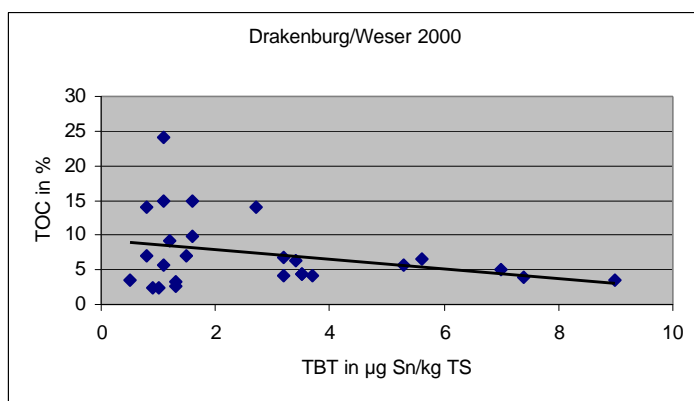


Abb. 4.2.2.6: TBT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] in Schwebstoffen in Abhängigkeit von den dazugehörigen TOC-Gehalten [%] der Weser/Drakenburg 2000

Aus der Abb. 4.2.2.5 geht hervor, dass während der Perioden 9 (Mitte April) bis 16 (Mitte Juli) erhöhte TOC-Gehalte von bis zu 25 % in der Weser registriert wurden. Mit den erhöhten TOC-Gehalte ist jedoch kein Anstieg der TBT-Gehalte verbunden. Schaut man sich die gegenübergestellten Gehalte an (Abb. 4.2.2.6), so wird deutlich, dass eine signifikante Abhängigkeit des TBT zum TOC nicht vorhanden ist. Dies wird durch das Bestimmtheitsmaß von lediglich 0,092 statistisch belegt.

#### Zusammenhang von TOC und Chlorophyll a

Zur Beantwortung der Frage, ob sich die in der Wasserprobe ermittelten erhöhten Chlorophyll a-Konzentrationen auch auf den in den Schwebstoffen gemessenen TOC auswirkt, sind in Abb. 4.2.2.7 die jeweiligen Befunde in Form eines xy-Diagrammes gegenübergestellt.

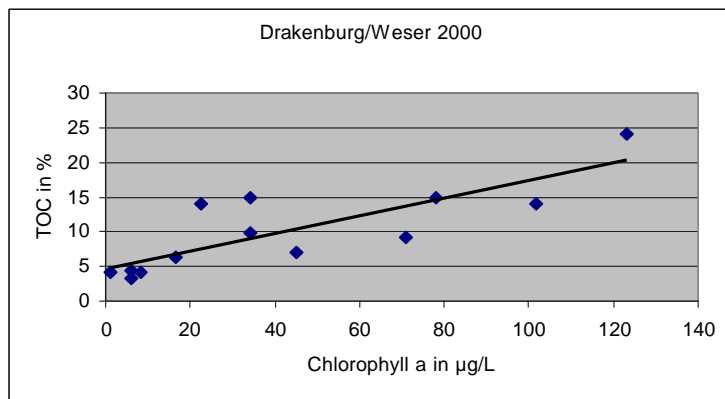


Abb. 4.2.2.7: Zusammenhang zwischen TOC-Gehalt [%] der Schwebstoffe und Chlorophyll a-Konzentration [µg/L] im Wasser, Weser/Drakenburg 2000

Diese Befunde lassen einen linearen Zusammenhang von Chlorophyll a und TOC, mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,68, erkennen. Eine erhöhte Chlorophyll a-Konzentration hat auch einen erhöhten TOC im untersuchten Schwebstoff zur Folge.

#### Verteilung der Butylzinnspezies

Die Verteilung der Butylzinnspezies Tri-, Di- und Monobutylzinn kann exemplarisch am Beispiel der in Drakenburg erhobenen Befunde betrachtet werden (Abb. 4.2.2.8).

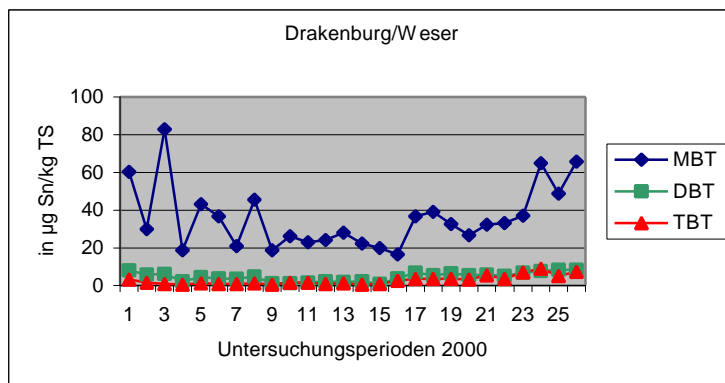


Abb. 4.2.2.8: Verteilung der Butylzinnspezies [in µg Sn/kg TS] am Beispiel der Schwebstoffproben der Weser bei Drakenburg

Aus dieser Grafik geht hervor, dass die höchsten Gehalte durchweg beim MBT zu verzeichnen waren., während DBT und TBT eine eher untergeordnete Rolle spielen.

### 4.2.3 Frachten partikulär gebundener Zinnorganika in Weser und Aller

Die Errechnung partikulär gebundener Frachten ist nur über Schwebstoffproben möglich, die mittels einer Durchlaufzentrifuge entnommen worden sind. In Tab. 7.1.4 sind die detaillierten Untersuchungsbefunde dieser Schwebstoffproben aufgeführt, mit denen die Errechnung von Frachten möglich ist.

#### TPT

TPT wurde in Drakenburg/Weser (Abb. 4.2.1.1) in lediglich 2 der insgesamt 26 durchgeführten Schwebstoffuntersuchungen des Jahres 2000 in relativ geringen Gehalten von jeweils 1,1 µg Sn/kg TS nachgewiesen. Eine Angabe von verlässlichen Jahresfrachten ist daher nicht möglich. Trotzdem wird im Folgenden versucht, zumindest eine Schätzung der Größenordnung der TPT-Fracht vorzunehmen. Da sich die Probenahme über jeweils 48 Stunden erstreckte, kann über die zudem mitbestimmten Schwebstoffgehalte und die dazugehörigen Abflüsse die Fracht an TPT ausgerechnet werden, die in diesem Zeitraum die Weser passierte.

Für Drakenburg ergibt sich eine TPT-Fracht von 0,33 g Sn in 2 mal 48 Stunden. In Verden wurden im Jahr 2000 lediglich 2 Schwebstoffproben mittels einer Durchlaufzentrifuge entnommen, wobei in einer ein TPT-Gehalt von 1,5 µg Sn/kg TS analysiert wurde (siehe Abb. 4.2.1.2). Die aus dieser Probe errechnete Fracht beträgt 0,08 g Sn in 48 Stunden.

Da in den übrigen untersuchten Proben von Drakenburg und Verden TPT nicht nachgewiesen werden konnte, können diese lediglich mit einem Zahlenwert von 0 hinzugezählt werden. Es ergibt sich somit als Summe von Weser und Aller eine jährliche Fracht für 2000 von 0,41 g Sn pro Jahr (Tab. 4.2.3.1). Dies ist die grob geschätzte partikulär gebundene Mindestmenge an TPT, die 2000 in Richtung Unterweser/Bremen transportiert wurde.

Tab. 4.2.3.1: Geschätzte partikulär gebundene TPT-Frachten [g Sn/a] des Jahres 2000 von Weser und Aller

Messstelle	Partikulär gebundene TPT-Fracht [g Sn/a]
Drakenburg/Weser	0,33
Verden/Aller	0,08
Summe von Weser und Aller	0,41

#### TBT

In Abb. 4.2.3.1 sind die für die einzelnen Untersuchungsperioden errechneten TBT-Frachten mit den dazugehörigen Abflüssen dargestellt.

Für das Jahr 2000 ergeben sich für die Weser/Drakenburg und die Aller/Verden die in Tab. 4.3.2.2 aufgeführten Frachten (Berechnung nach Gleichung 4.1.3), die in der Summe die partikulär gebundenen TBT-Frachten darstellen, die in Richtung Unterweser/Bremen transportiert wurden.

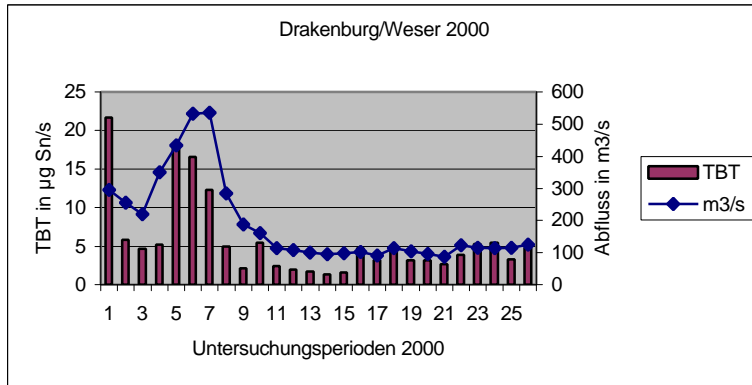


Abb. 4.2.3.1: TBT-Frachten [ $\mu\text{g Sn/s}$ ] mit den dazugehörigen Abflüssen [ $\text{m}^3/\text{s}$ ] der Untersuchungsperioden 2000: Weser/Drakenburg

Tab. 4.3.2.2: Partikulär gebundene TBT-Frachten [ $\text{g Sn/a}$ ] des Jahres 2000 von Weser und Aller

Messstelle	Partikulär gebundene TBT-Fracht [ $\text{g Sn/a}$ ]
Drakenburg/Weser	182
Verden/Aller	54
Summe von Weser und Aller	236

### 4.3 Sedimente

Während Schwebstoffe aktuelle Informationen über die Belastung eines Gewässers mit Schadstoffe beinhalten, haben Sedimente eine integrierende Funktion. Sie werden deshalb auch als „Langzeitgedächtnis“ eines Gewässers bezeichnet (STEFFEN 1995). Sedimentuntersuchungen werden deshalb i.d.R. nur ein bis zwei mal pro Jahr durchgeführt.

#### 4.3.1 Sedimentuntersuchungen im Binnenbereich

##### 4.3.1.1 Triphenylzinn

Von den insgesamt 188 in den Jahren 1992, 1996 und 2000 untersuchten Sedimenten konnte in lediglich 8 Proben (dies entspricht einem Anteil von etwa 4 %) Triphenylzinn nachgewiesen werden (siehe Tab. 4.3.1.1).

Die in den übrigen 181 Sedimentproben ermittelten TPT-Gehalte lagen unter der Bestimmungsgrenze von  $< 1 \mu\text{g Sn/kg TS}$ .

Tab. 4.3.1.1: Messstellen, an denen in den Sedimenten TPT nachgewiesen wurde

Messstelle	Gewässer	Datum	TPT-Gehalt [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ]
Hafen Süd-west II	Zwischenahner Meer	19.09.2000	29
Hafen Süd-west III	Zwischenahner Meer	19.09.2000	5,8
Hafen Süd-west I	Zwischenahner Meer	19.09.2000	3,1
Brake	Weser	26.09.2000	3,0
Schleuse Fahrenholz	Ilmenau	28.09.2000	2,3
Tietjens Hütte	Hamme	21.09.2000	1,7
Seemitte	Wollingster See	30.11.2000	1,3
Weißes Moor/ Westerb.	Elbe-Seiten-Kanal	16.12.2000	1,1

#### 4.3.1.2 Butylzinnverbindungen

Die Belastungssituation hinsichtlich des TBT unterscheidet sich gravierend im Vergleich zum TPT. Tributylzinn konnte in den Sedimentproben wesentlich häufiger nachgewiesen werden: 1996 in 76 von 126 und 2000 in 74 von 124 Proben (entsprechend jeweils 60 %). Sämtliche Butylzinnbefunde aus den Jahren 1996 und 2000 sind im Anhang 8.1.1 tabellarisch aufgeführt.

In Tab. 4.3.1.2 sind die 25 Messstellen aufgeführt, in denen in 2000 die höchsten TBT-Gehalte ermittelt worden sind. Vergleichend hierzu sind in der Tabelle die im Jahr 1996 erhobenen Gehalte enthalten.

Die höchsten TBT-Gehalte von 650 bis 4.300  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  wurden in den süd-westlich gelegenen Bereichen des Zwischenahner Meeres ermittelt (Nr. 1-3). Was ist die Ursache für diese sehr hohen TBT-Belastungen?

Bei der Entnahme von Sedimentproben ist es erforderlich, dem Gewässer möglichst feinkörniges Material zu entnehmen, da die Gesamtproben auf zinnorganische Verbindungen untersucht wurden. In bestimmten Regionen ist es jedoch praktisch unmöglich eine geeignete Sedimentprobe zu bekommen, z.B. weil an der Probenahmestelle nur Sand vorhanden ist oder die Uferbefestigung aus groben Wasserbausteinen besteht. In diesen (wenigen) Fällen wird auf in der Nähe der Messstellen gelegene Sedimentationsräume ausgewichen, wie z.B. Häfen, in denen sich feinkörniges Sediment bevorzugt absetzt. Während die Messstelle Zwischenahner Meer/Bereich Nord lediglich dem Einfluß des Schiffverkehrs ausgesetzt ist (Sportboote, Fähren), stammen die Sedimentproben der 3 Messstellen I bis III aus verschiedenen im Süd-westen gelegenen Sportboothäfen.

Als ein weiteres Beispiel sei die Aller bei Verden genannt (Nr. 16), auch hier wurden die Sedimentproben aus einem Hafenbecken entnommen. Während 1996 in der aus dem Hafenbereich stammenden Sedimentprobe ein TBT-Gehalt von 270  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  ermittelt wurde, konnte in einer Schwebstoffprobe, die 1997 in der etwa 1 km weiter oberhalb gelegenen Gütemessstation mittels einer Durchlaufzentrifuge direkt aus der Aller entnommen wurde (STEFFEN 1997), ein TBT-Gehalt von lediglich 4,2  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  festgestellt werden. Zudem erfolgte im Oktober 1998 eine Sedimentprobenahme aus der Aller oberhalb des Hafens. In dieser Probe wurde ein TBT-Gehalt von ebenfalls lediglich 4,3  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  ermittelt.

Tab. 4.3.1.2: TBT-Gehalte in Sedimenten [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ], geordnet nach der im Jahr 2000 gemessenen Höhe der Belastung

Nr.	Messstelle	Gewässer	Jahr: 1996	Jahr: 2000
1	Bereich Süd-West II	Zwischenahner Meer	--	4.300
2	Bereich Süd-West I	Zwischenahner Meer	650	1.400
3	Bereich Süd-West III	Zwischenahner Meer	--	820
4	Steinhude	Steinhuder Meer	52	180
5	Schnackenburg	Elbe	42	130
6	Farge	Weser	--	110
7	Bevensen	Elbe-Seitenkanal	100	74
8	Mittelnkirchen	Lühe	98	59
9	Königreich	Este	260	52
10	Brake	Weser	68	51
11	Nordenham	Weser	51	49
12	Bereich Nord	Zwischenahner Meer	150	48
13	Grauerort	Elbe	110	45
14	Nähe Winzl.Grenzgr.	Steinhuder Meer	99	42
15	Hajen	Weser	150	40
16	Verden	Aller	270	37
17	Reithörne	Hunte	170	33
18	Büntelsweg	Knockster Tief	8,0	30
19	Groß Schwülper	Oker	<1	30
20	Geesthacht	Elbe	24	27
21	Cuxhaven	Elbe	18	25
22	Probsteiburg	Oker	10	19
23	Oldersum	Fehntjer Tief	<1	18
24	Weißes Moor/Westerb.	Elbe-Seitenkanal	19	16
25	Leer	Leda	6,0	14

Zudem ist Tab. 4.3.1.2 zu entnehmen, dass zwischen den 1996 und 2000 untersuchten Messstellen teilweise sehr große Konzentrationsunterschiede auftreten. In einigen Fällen konnte eine deutliche Abnahme der TBT-Gehalte innerhalb dieses Zeitraumes beobachtet werden. Als Beispiel sei die Aller bei Verden genannt. Die aus einem Hafen entnommenen Sedimentproben waren 1996 noch mit 270  $\mu\text{g Sn/kg TS}$ , im Jahr 2000 mit lediglich mit 37  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  belastet. Teilweise konnte auch eine deutliche Zunahme der TBT-Gehalte registriert werden. Hier ist das Steinhuder Meer zu nennen. An der Messstelle Steinhude (Nr. 4) stieg die TBT-Belastung im Sediment von 52 auf 180  $\mu\text{g Sn/kg TS}$ .

Es läßt sich zusammenfassen, dass auf der Basis von Sedimentuntersuchungen im Binnenbereich eine verlässliche Trenderaussage nur sehr schwer möglich ist (STEFFEN 2001b).

Das Verhältnis der Butylzinnverbindungen MBT, DBT und TBT zueinander ist in Abb. 4.3.1.2 grafisch dargestellt. Exemplarisch sind die normierten Anteile der aus den Häfen des

Zwischenahner Meeres resultierenden Ergebnisse dem arithmetischen Mittel der übrigen untersuchten Messstellen gegenübergestellt.

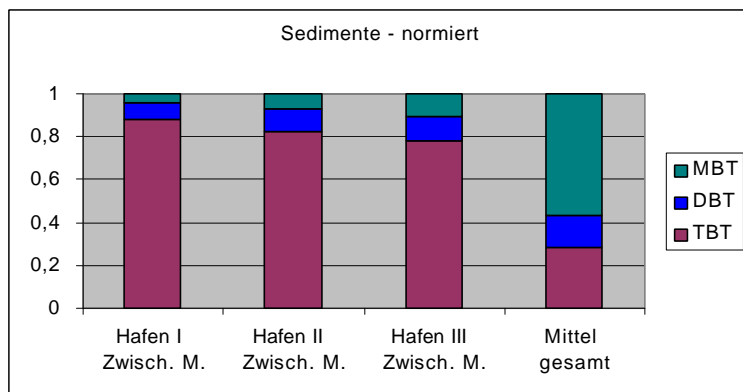


Abb. 4.3.1.2: Verteilung der Butylzinnspezies MBT, DBT und TBT (normiert) in Sedimenten des Zwischenahner Meeres (Häfen) und im Vergleich zu den gesamten übrigen Messstellen (arithmetisches Mittel) des Jahres 2000

Während in den Sedimenten der Häfen des Zwischenahner Meeres TBT absolut dominierend war (Normierungsfaktor um 0,8), ergibt sich bei den übrigen untersuchten Messstellen im Mittel ein anderes Bild: Die Dominanz geht hierbei von MBT (Normierungsfaktor von etwa 0,6) aus, gefolgt von TBT und DBT.

### 4.3.2 Sedimentuntersuchungen im Küstenbereich

#### 4.3.2.1 Triphenylzinn

In den Abb. 4.3.2.1.1 und 4.3.2.1.2 sind die in den Jahren 1997 und 2000 analysierten TPT-Gehalte grafisch dargestellt.

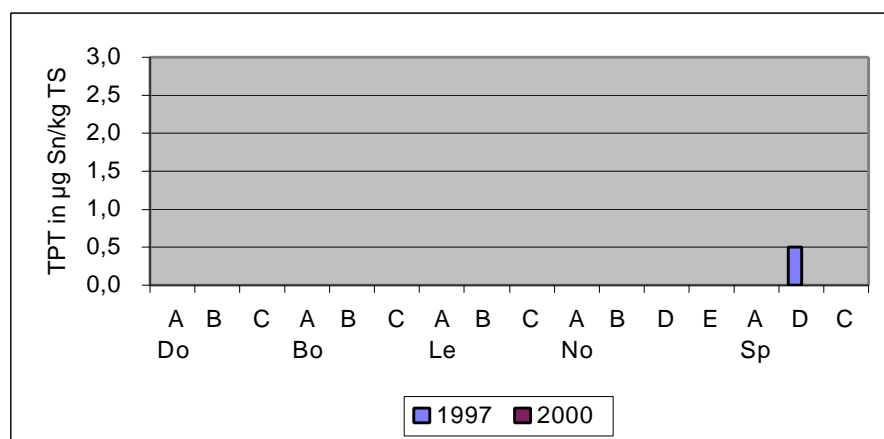


Abb. 4.3.2.1.1: TPT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] in Sedimenten der Untersuchungsprofile Gebiet 1: Dollart (Do), Borkum (Bo), Leybucht (Le), Norderney (No) und Spiekeroog (Sp) der Jahre 1997 und 2000

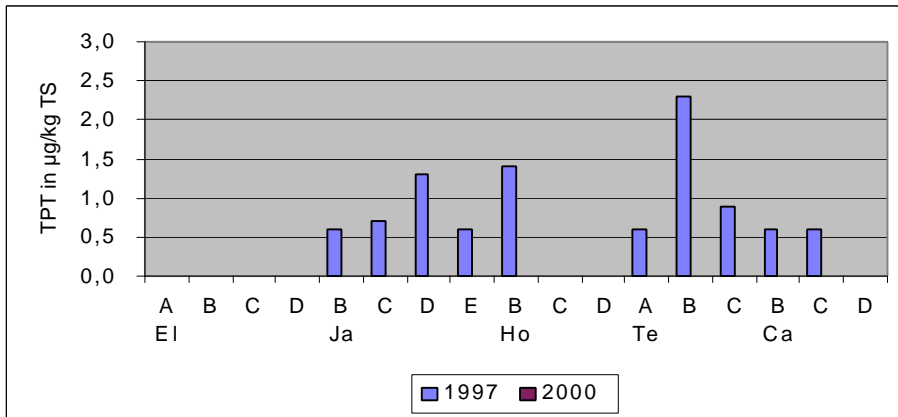


Abb. 4.3.2.1.2: TPT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] in Sedimenten der Untersuchungsprofile Gebiet 2: Elisabeth-Groden (El), Jadebusen (Ja), Hoher Weg (Ho), Tettens/Weser (Te) und Cappel (Ca) der Jahre 1997 und 2000

Auffallend bei diesen Befunden ist, dass im Untersuchungsjahr 1997 TPT in den weiter östlich gelegenen Gebieten des niedersächsischen Wattenmeeres, nämlich im Jadebusen (max.  $1,3 \mu\text{g Sn/kg TS}$ ), Hohen Weg (max.  $1,4 \mu\text{g Sn/kg TS}$ ), Tettens/Weser (max.  $2,3 \mu\text{g Sn/kg TS}$ ) und Cappel ( $0,6 \mu\text{g Sn/kg TS}$ ), ermittelt werden konnte. Dagegen war TPT in keiner der im Jahr 2000 entnommenen Sedimentproben mehr nachweisbar.

#### 4.3.2.2 Butylzinnverbindungen

Die im Untersuchungsjahr 1997 erhobenen Sedimentdaten sind für das TBT in Abb. 4.3.2.2.1 grafisch dargestellt. Dabei ist für jedes Untersuchungsprofil der maximal ermittelte TBT-Gehalt aufgeführt. Zusätzlich sind die 1996 im Rahmen des GÜN-Messprogrammes erhobenen TBT-Gehalte von Cuxhaven/Elbe, Nordenham/Weser und Gandersum/Ems in die Betrachtung eingeflossen.

Dieser Abbildung ist zu entnehmen, dass die höchsten TBT-Gehalte immer in Bereichen festgestellt worden sind, in denen intensiv Schifffahrt betrieben wird, nämlich in der Weser, Elbe, Ems und im Jadebusen. Dagegen wiesen die zwischen den ostfriesischen Inseln und dem Festland gelegenen Bereiche von Borkum bis Elisabeth-Groden geringere TBT-Gehalte im Sediment auf.

In den Abb. 4.3.2.2.2 und 4.3.2.2.3 sind die in den Jahren 1997 und 2000 ermittelten TBT-Gehalte für die einzelnen Untersuchungsprofile grafisch dargestellt. Die in den einzelnen Jahren je Untersuchungsprofil maximal gemessenen TBT-Gehalte können der Tab. 4.3.2.2 entnommen werden.



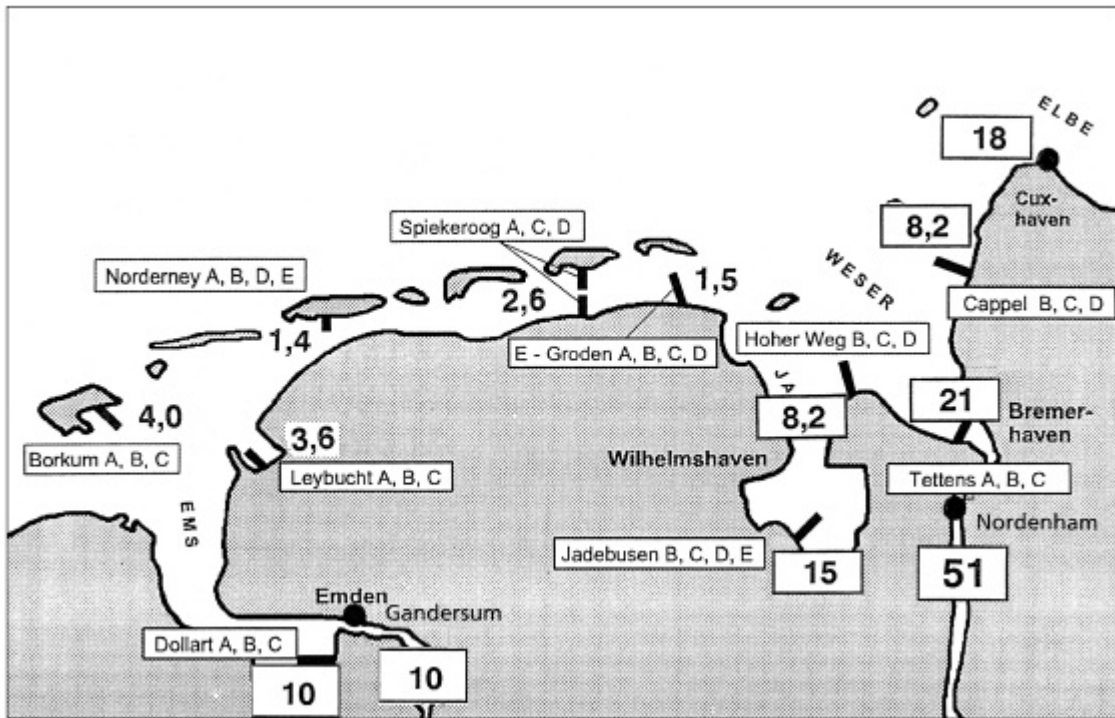


Abb. 4.3.2.2.1: Die 1997 im niedersächsischen Küstenbereich je Untersuchungsprofil ermittelten maximalen TBT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ]

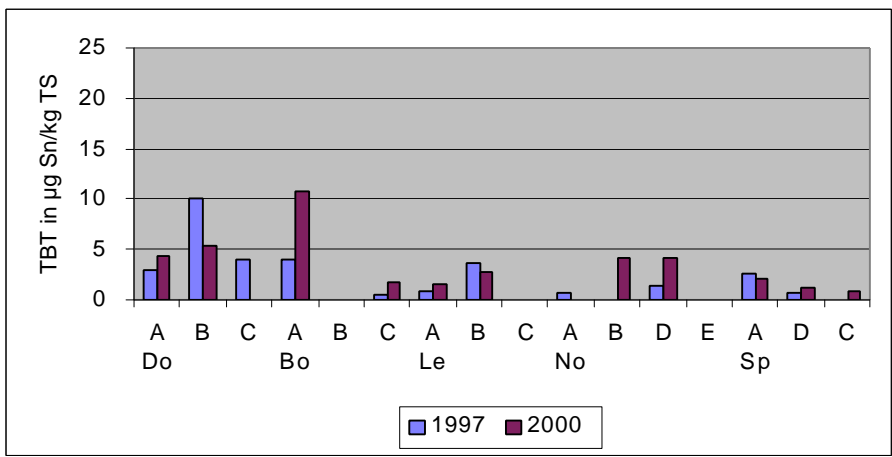


Abb. 4.3.2.2.2: TBT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] in Sedimenten der Untersuchungsprofile Gebiet 1: Dollart (Do), Borkum (Bo), Leybucht (Le), Nordenney (No) und Spiekeroog (Sp) der Jahre 1997 und 2000

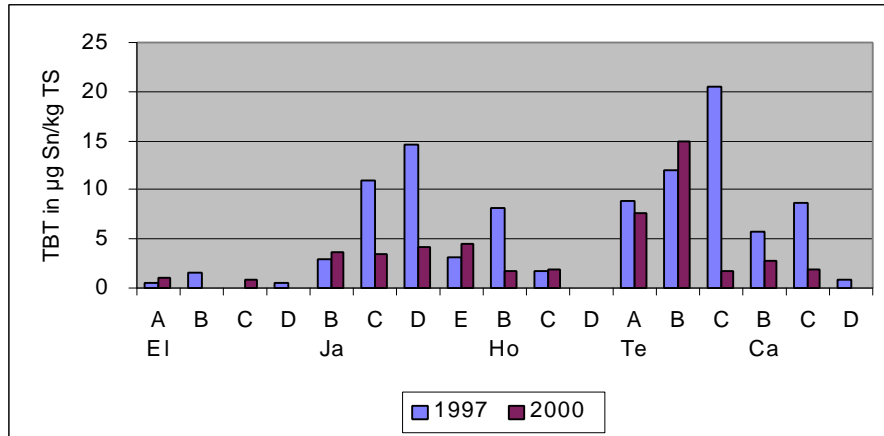


Abb. 4.3.2.2.3: TBT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] in Sedimenten der Untersuchungsprofile Gebiet 2: Elisabeth-Groden (El), Jadebusen (Ja), Hoher Weg (Ho), Tettens/Weser (Te) und Cappel (Ca) der Jahre 1997 und 2000

Tab. 4.3.2.2: Die in den Jahren 1997 und 2000 je Untersuchungsprofil im arithmetischen Mittel und maximal in Sedimenten gemessenen TBT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ]

Jahr / Untersuchungsprofil	1997 Mittel	2000 Mittel	Differenz Mittel	1997 Max.	2000 Max.	Differenz Max.
Dollart	5,7	3,4	- 2,3	10	5,4	- 4,6
Borkum	1,6	7,9	+ 6,3	4,0	10,7	+ 6,7
Leybucht	1,6	2,2	+ 0,6	3,6	2,8	- 0,8
Norderney	0,7	2,4	+ 1,7	1,4	4,2	+ 2,8
Spiekeroog	1,2	1,4	+ 0,2	2,6	2,1	- 0,5
Elisabeth-Groden	0,7	0,8	+ 0,1	1,5	1,1	- 0,4
Jadebusen	7,9	4,2	- 3,7	15	4,6	- 10,4
Hoher Weg	3,4	1,4	- 2,0	8,2	1,9	- 6,3
Tettens/Weser	14	8,1	- 5,9	21	15	- 6,0
Cappel	5,1	1,7	- 3,4	8,2	2,7	- 5,5

Aus diesen Darstellungen geht hervor, dass einerseits im Bereich von Norderney und insbesondere Borkum ein gewisser Anstieg, andererseits in den Gebieten von Hoher Weg, Tettens/Weser, Cappel und insbesondere im Jadebusen ein Rückgang der Belastung der Sedimente mit TBT zu verzeichnen war. Bei der Interpretation dieser Befunde muss jedoch berücksichtigt werden, dass sich die ermittelten Gehalte auf einem relativ geringen Konzentrationsniveau bewegen.

## 4.4 Makrozoobenthos

### 4.4.1 Triphenylzinn

In Abb. 4.4.1.1 sind die in den verschiedenen Organismen ermittelten Triphenylgehalte grafisch dargestellt, die Analysenbefunde können der Tab. 4.4.1.1 entnommen werden. Diese Befunde sind entsprechend dem unterschiedlichen Ernährungstypus der Makrozoobenthosorganismen geordnet worden.

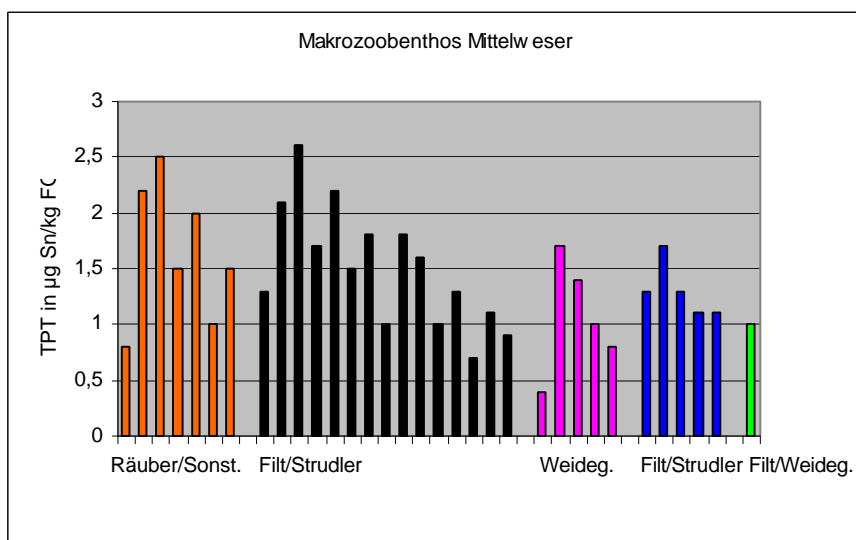


Abb. 4.4.1.1: TPT-Gehalte [µg Sn/kg FG] in Makrozoobenthosorganismen der Mittelweser des Jahres 2000

Tab. 4.4.1.1: TPT-Gehalte [µg Sn/kg FG] in Makrozoobenthosorganismen der Mittelweser des Jahres 2000 (nach ihrem Ernährungstypus geordnet)

Organismus	Ernährungstyp	Ordnung/ Klasse	TPT
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Räuber/Sonstiges	Crustacea	0,8
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Räuber/Sonstiges	Crustacea	2,2
<i>Erpobdella spp.</i>	Räuber/Sonstiges	Hirudinea	2,5
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Räuber/Sonstiges	Crustacea	1,5
<i>Gammarus tigrinus</i> / <i>Dikerogammarus villosus</i>	Räuber/Sonstiges	Crustacea	2,0
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Räuber/Sonstiges	Crustacea	1,0
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Räuber/Sonstiges	Crustacea	1,5
<i>Dreissena polymorpha</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	1,3
<i>Corbicula fluminea</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	2,1
<i>Corbicula fluminea</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	2,6
<i>Dreissena polymorpha</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	1,7
<i>Corbicula fluminea</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	2,2
<i>Corbicula fluminea</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	1,5
<i>Dreissena polymorpha</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	1,8

Tab. 4.4.1.1 (Fortsetzung)

Organismus	Ernährungstyp	Ordnung/ Klasse	TPT
Spongillidae	Filtrierer/Strudler	Spongillidae	1,0
<i>Dreissena polymorpha</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	1,8
<i>Dreissena polymorpha</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	1,6
<i>Corbicula fluminea</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	1,0
<i>Dreissena polymorpha</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	1,3
<i>Unio pictorum</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	0,7
<i>Sphaerium corneum</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	1,1
<i>Corbicula fluminea</i>	Filtrierer/Strudler	Mollusca	0,9
<i>Bithynia tentaculata</i>	Weidegänger	Mollusca	0,4
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Weidegänger	Mollusca	1,7
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Weidegänger	Mollusca	1,4
<i>Bithynia tentaculata</i>	Weidegänger	Mollusca	1,0
<i>Bithynia tentaculata</i>	Weidegänger	Mollusca	0,8
<i>Corophium curvispinum</i>	Filtrierer/Strudler	Crustacea	1,3
<i>Corophium spp.</i>	Filtrierer/Strudler	Crustacea	1,7
<i>Corophium curvispinum</i>	Filtrierer/Strudler	Crustacea	1,3
<i>Corophium curvispinum</i>	Filtrierer/Strudler	Crustacea	1,1
<i>Corophium curvispinum</i>	Filtrierer/Strudler	Crustacea	1,1
<i>Hydropsyche bulgaromanorum/contubernalis</i>	Filtrierer/Weidegänger	Trichoptera	1,0

Zunächst muss festgehalten werden, dass in sämtlichen untersuchten Makrozoobenthos-Organismen TPT nachgewiesen wurde. Die TPT-Gehalte schwankten zwischen 0,4 und 2,6 µg Sn/kg FG, so dass sie auf den ersten Blick betrachtet als relativ gering anzusehen sind. Berücksichtigt man jedoch, dass sich die angegebenen Gehalte auf das Frischgewicht (FG) beziehen, so ergibt sich im Vergleich zu den Schwebstoffen und Sedimenten, deren Gehalte auf die Trockensubstanz bezogen sind, ein etwas anderes Bild. Geht man bei den Makrozoobenthos-Organismen von einem mittleren Trockensubstanzanteil von 5 bzw 10 % aus (STÄB et al. 1996), so ergeben sich für die oben angegebenen Konzentrationsbereiche TPT-Gehalte, auf die Trockensubstanz umgerechnet, von 8 und 52 µg Sn/kg TS bzw. 4 und 26 µg Sn/kg TS.

Zudem wurden sämtliche Organismen zusätzlich auf ihren Gehalt an Di- und Monophenylzinn untersucht. In keiner der Proben konnte weder Di- noch Monophenylzinn nachgewiesen werden (< Bestimmungsgrenze von 0,1 bzw. 0,2 µg Sn/kg FG).

#### 4.4.2 Butylzinnverbindungen

Die in den einzelnen Organismen ermittelten TBT-Gehalte können der Abb. 4.4.2.1 entnommen werden. In Tab. 4.4.2.1 sind die Analysenbefunde von TBT und dessen Metabolite DBT und MBT aufgeführt.

Die in den Makrozoobenthosorganismen analysierten TBT-Gehalte schwanken zwischen 0,1 und 2,5 µg Sn/kg FG. Im Gegensatz zum TPT konnten in sämtlichen Proben die Metabolite von TBT, nämlich DBT und MBT, in Konzentrationen von jeweils 0,2 bis 1,1 µg Sn/kg FG ermittelt werden.

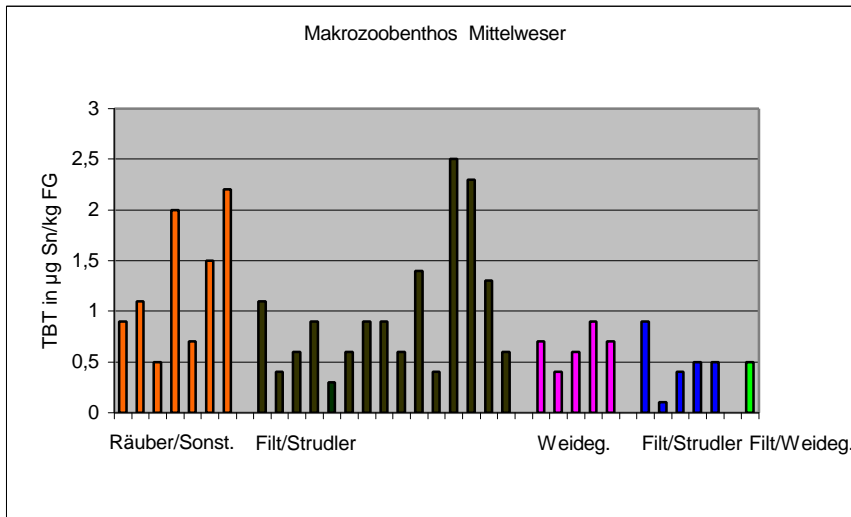


Abb. 4.4.2.1: TBT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] in Makrozoobenthosorganismen der Mittelweser des Jahres 2000

Tab. 4.4.2.1: TBT-Gehalte und dessen Metabolite DBT und MBT [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] in Makrozoobenthosorganismen der Mittelweser (nach ihrem Ernährungstypus geordnet)

Organismus	Ernährungstyp	Ordnung/ Klasse	TBT	DBT	MBT
Dikerogammarus villosus	Räuber/Sonstiges	Crustacea	0,9	0,6	0,5
Dikerogammarus villosus	Räuber/Sonstiges	Crustacea	1,1	0,3	0,4
Erpobdella spp.	Räuber/Sonstiges	Hirudinea	0,5	0,5	0,3
Dikerogammarus villosus	Räuber/Sonstiges	Crustacea	2,0	0,3	0,3
Gammarus tigrinus / Dikerogammarus villosus	Räuber/Sonstiges	Crustacea	0,7	0,4	0,3
Dikerogammarus villosus	Räuber/Sonstiges	Crustacea	2,2	0,5	0,3
Dikerogammarus villosus	Räuber/Sonstiges	Crustacea	1,5	0,5	0,5
Dreissena polymorpha	Filtrierer/Strudler	Mollusca	1,1	0,5	1,1
Corbicula fluminea	Filtrierer/Strudler	Mollusca	0,4	0,8	0,8
Corbicula fluminea	Filtrierer/Strudler	Mollusca	0,6	0,9	0,6
Dreissena polymorpha	Filtrierer/Strudler	Mollusca	0,9	0,6	0,5
Corbicula fluminea	Filtrierer/Strudler	Mollusca	0,3	1,1	0,5
Corbicula fluminea	Filtrierer/Strudler	Mollusca	0,6	0,6	0,3
Dreissena polymorpha	Filtrierer/Strudler	Mollusca	0,9	0,4	0,3
Spongillidae	Filtrierer/Strudler	Spongillidae	0,9	0,6	0,8
Dreissena polymorpha	Filtrierer/Strudler	Mollusca	0,6	0,3	0,4
Dreissena polymorpha	Filtrierer/Strudler	Mollusca	1,4	0,4	0,6
Corbicula fluminea	Filtrierer/Strudler	Mollusca	0,4	0,8	0,4
Dreissena polymorpha	Filtrierer/Strudler	Mollusca	2,5	0,4	0,7
Unio pictorum	Filtrierer/Strudler	Mollusca	2,3	0,8	0,3
Sphaerium corneum	Filtrierer/Strudler	Mollusca	1,3	0,4	0,3
Corbicula fluminea	Filtrierer/Strudler	Mollusca	0,6	0,7	0,6
Bithynia tentaculata	Weidegänger	Mollusca	0,7	0,5	0,4
Potamopyrgus antipodarum	Weidegänger	Mollusca	0,4	0,5	0,5
Potamopyrgus antipodarum	Weidegänger	Mollusca	0,6	0,6	0,5
Bithynia tentaculata	Weidegänger	Mollusca	0,9	0,5	0,5

Tab. 4.4.2.1 (Fortsetzung)

Organismus	Ernährungstyp	Ordnung/ Klasse	TBT	DBT	MBT
<i>Bithynia tentaculata</i>	Weidegänger	Mollusca	0,7	0,5	0,4
<i>Corophium curvispinum</i>	Filtrierer/Strudler	Crustacea	0,9	0,6	0,5
<i>Corophium</i> spp.	Filtrierer/Strudler	Crustacea	0,1	0,2	0,2
<i>Corophium curvispinum</i>	Filtrierer/Strudler	Crustacea	0,4	0,4	0,3
<i>Corophium curvispinum</i>	Filtrierer/Strudler	Crustacea	0,5	0,5	0,5
<i>Corophium curvispinum</i>	Filtrierer/Strudler	Crustacea	0,5	0,5	0,4
<i>Hydropsyche bulgaromanorum/</i> <i>Contubernalis</i>	Filtrierer/Weidegänger	Trichoptera	0,5	0,4	0,8

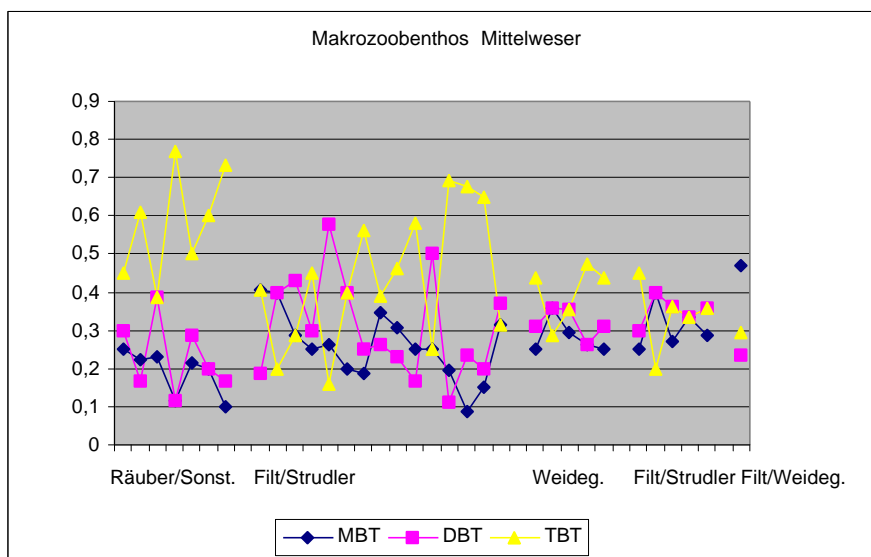


Abb. 4.4.2.2: Verteilung der Butylzinnspesies (normiert) im Makrozoobenthos der Mittelweser des Jahres 2000

Die Verteilung der einzelnen Butylzinnspesies MBT, DMT und TBT in den untersuchten Organismen kann der Abb. 4.4.2.2 entnommen werden. Um diese Grafik übersichtlicher zu gestalten, sind die einzelnen zu einem Organismen gehörenden Gehalte zuvor normiert worden (vgl. Kap. 4).

Diese Grafik 4.4.2.2 spiegelt ein differenziertes und inhomogenes Bild wider. TBT ist überwiegend dominierend, dass gilt insbesondere für die Gruppe der Räuber/Sonstiges (Krebse), während hinsichtlich des DBT und MBT sehr große Schwankungen zu konstatieren sind. Bei der Köcherfliegenlarve (*Hydropsyche bulgaromanorum*) beispielsweise machte MBT den höchsten Anteil der Butylzinnspesies mit 0,47 aus, gefolgt von TBT (0,24) und schließlich DBT mit einem Anteil von 0,24. Die in den Makrozoobenthosorganismen registrierten Butylzinnverteilungsmuster unterscheiden sich somit von denen der Matrix Wasser, Schwebstoff und Sediment, bei denen durchweg MBT dominant war.

## 4.5 Fische

Im Folgenden werden die untersuchten Fischarten beschrieben. Die Ausführungen sind ein Auszug der Publikation „Süßwasserfische in Niedersachsen“ (GAUMERT & KÄMMEREIT 1993) bzw. (VOGT 1971).

### Rotaugen (oder Plötze) (*Rutilus rutilus*)

Das Rotaugen gehört zu den am weitesten verbreiteten Cypriniden. Es lebt gesellig sowohl in fließenden wie auch in stehenden Gewässern und hält sich dort meist in der Uferregion auf. Als Nahrung werden Plankton, Kleintiere und Pflanzen aufgenommen. Das Rotaugen laicht in der Zeit von April bis Mai an Pflanzen im Bereich der seichten Uferzone ab. Hinsichtlich der Ansprüche an die Wasserqualität ist diese Art relativ anspruchslos.

Größe: bis über 30 cm Länge und 250 g Gewicht.

### Barsch (*Perca fluviatilis*)

Der Barsch lebt in den meisten stehenden und fließenden Gewässern; er geht auch in das Brackwasser. Bevorzugt werden Bereiche geringer Strömung sowie festes Substrat. In der Jugend bildet er Schwärme und lebt von Kleintieren, mit zunehmendem Alter wird er zum räuberischen Einzelgänger. In stehenden Gewässern kann infolge eines nicht ausgewogenen Fischbestandes Langsamwüchsigkeit auftreten. Der Barsch laicht im Frühjahr im flachen Uferbereich an Wasserpflanzen ab.

Größe: bis 40 cm Länge und 1,5 kg Gewicht ; durchschnittlich aber bis 25 cm Länge und 250 g Gewicht.

### Aal (*Anguilla anguilla*)

Der Aal lebt als katadromer (als zum Laichen ins Meer ziehender) Wanderfisch in allen stehenden und fließenden Gewässern, so weit der Aufstieg der Jungaale von der Küste her nicht durch unpassierbare Wehre o.ä. unterbunden wird. Nach etwa 7 bis 9 Jahren im Süßwasser, wo er sich von Wirbellosen oder auch räuberisch ernährt und verborgen lebt, beginnt die Umwandlung zum Blankaal, der dann wieder ins Meer abwandert und zum Laichen in die Sargasso-See zieht. Während der Winterzeit vergräbt sich der Aal im Schlamm der Gewässer und hält Winterruhe. An die Wasserqualität werden nicht allzu große Ansprüche gestellt. Er dringt teilweise auch bis in kleine Forellnbäche vor, in denen er als Laich- und Bruträuber tätig sein kann. Schon früher ein bedeutendes Fangobjekt der Fischerei, ist der Aal heute zum „Brotfisch“ der Fluß- und Seenfischerei geworden, der auch bei den Sportfischern zu den wichtigsten Arten zählt.

Größe: bis 150 cm Länge und 6 kg Gewicht.

### Brassen (*Abramis brama*)

Der Brassen lebt vorzugsweise in größeren stehenden und fließenden („Brassenregion“) Gewässern. Er ernährt sich in der Jugend von Zooplankton und geht danach zu Bodennahrung über. Mangelt es daran, bildet auch weiterhin Plankton die Hauptnahrung mit der Folge eines geringeren Wachstums. Im Mai bis Juni laicht der Brassen an flachen, krautbewachsenen Uferstellen ab.

Größe: bis 75 cm Länge und 6 kg Gewicht; durchschnittlich jedoch bis 40 cm Länge und 3 kg Gewicht.

### Hecht (*Esox lucius*)

Der Hecht lebt als Standfisch in stehenden Gewässern sowie Fließgewässern der Barben-, Brassen- und Kaulbarsch-Flunderregion insbesondere in pflanzenreichen Uferzonen. Schon nach dem ersten Jugendstadium wird er zum Raubfisch und ernährt sich dann vor allem von

Weißfischen, in der Forellenregion aber auch von Forellenbrut und –setzlingen. Zum Ablachen im zeitigen Frühjahr geht er in seichte, verkrautete Uferbereiche oder zieht in Gräben und auf überschwemmte Wiesen, wo die klebrigen Eier an Wasserpflanzen und an Grashalmen abgelegt werden.

Größe: bis 150 cm Länge und 35 kg Gewicht.

#### 4.5.1 Triphenylzinn

Die jährweise statistisch zusammengefassten Untersuchungsergebnisse für TPT und deren Metabolite sind für die einzelnen Untersuchungsgebiete in Anhang 7.1.2 aufgeführt.

##### 4.5.1.1 TPT-Befunde des Untersuchungsjahres 1998

Die arithmetischen Mittelwerte der in den unterschiedlichen Fischarten gemessenen TPT-Gehalte sind sowohl für die Muskulatur als auch Leber für die Untersuchungsgebiete Aller/Verden, Zwischenahner Meer und die Weser bei Drakenburg und Hajen in den Abb. 4.5.1.1.1 bis 4.5.1.1.4 grafisch dargestellt. Der Tab. 4.5.1.1 können die statistisch zusammengefassten TPT-Analysendaten (arithmetische Mittelwerte mit Standardabweichung), sowie die Länge der untersuchten Fische, mit ihren Standardabweichungen entnommen werden.

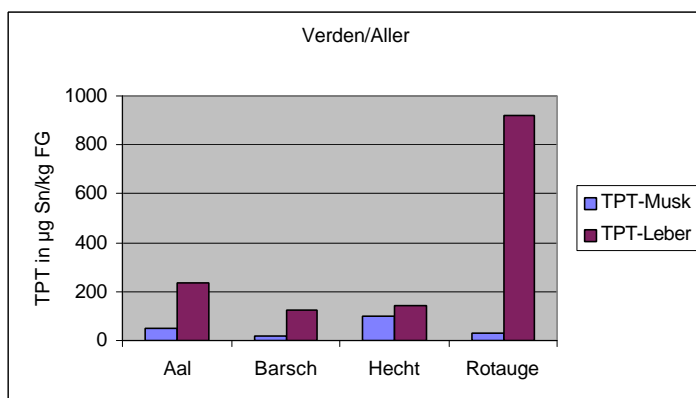


Abb. 4.5.1.1.1: TPT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) in Fischen 1998: Verden/Aller [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ]



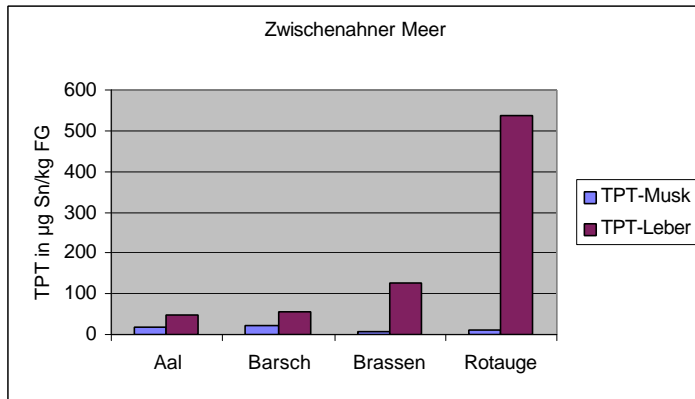


Abb. 4.5.1.1.2: TPT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) in Fischen 1998: Zwischenahner Meer [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ]

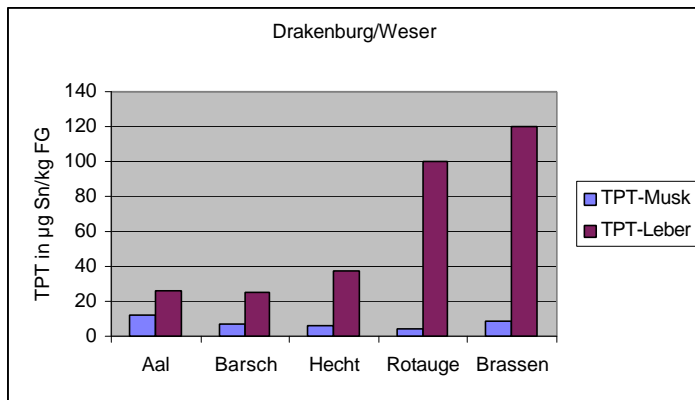


Abb. 4.5.1.1.3: TPT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) in Fischen 1998: Drakenburg/Weser [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ]

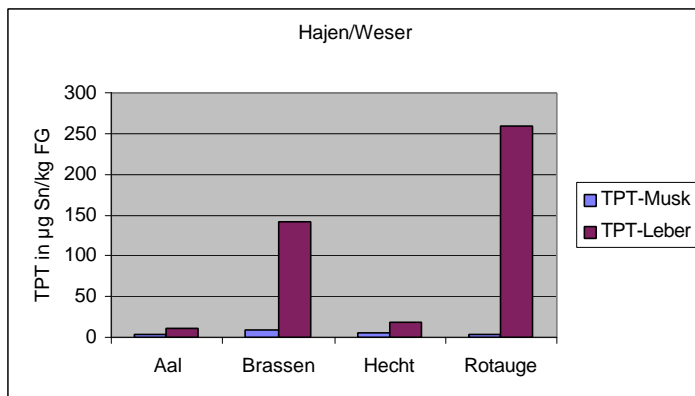


Abb. 4.5.1.1.4: TPT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) in Fischen 1998: Hajen/Weser [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ]

Tab. 4.5.1.1: Statistisch zusammengefasste TPT-Befunde [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] der im Jahr 1998 durchgeführten Fischuntersuchungen (teilweise Mischprobe, da zu wenig Substanz für Einzeluntersuchung)

Fanggebiet	Fischart	Anzahl Proben	Länge d. Fische [cm]	TPT-Gehalt [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] Muskulatur Mittel / Max.	TPT-Gehalt [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] Leber Mittel / Max.
Verden/Aller	Rotauge	10	20 $\pm$ 3,5	30 $\pm$ 45 / 149	920 / 920
	Barsch	8	33 $\pm$ 6,7	17 $\pm$ 7,1 / 33	120 $\pm$ 100 / 380
	Hecht	3	37 $\pm$ 5,9	98 $\pm$ 32 / 140	140 / 140
	Aal	4	52 $\pm$ 4,6	48 $\pm$ 36 / 90	240 $\pm$ 190 / 500
Zwischenahner Meer	Rotauge	5	21,5 $\pm$ 1,7	11 $\pm$ 5,1 / 20	540 $\pm$ 280 / 1.050
	Barsch	4	30 $\pm$ 1,8	24 $\pm$ 2,7 / 27	56 $\pm$ 3,1 / 61
	Aal	6	47,5 $\pm$ 8,3	20 $\pm$ 8,5 / 37	47 $\pm$ 13 / 67
	Brassen	10	34,5 $\pm$ 2,3	8,3 $\pm$ 1,2 / 10	130 $\pm$ 35 / 170
Drakenburg/Weser	Rotauge	10	23 $\pm$ 1,3	4,0 $\pm$ 1,2 / 5,7	100 / 100
	Barsch	10	17 $\pm$ 1,1	7,1 $\pm$ 1,8 / 10,2	25 / 25
	Hecht	3	36,5 $\pm$ 0,4	5,7 $\pm$ 1,3 / 6,8	37 $\pm$ 9,5 / 50
	Aal	11	50 $\pm$ 6,8	12 $\pm$ 14 / 54	26 $\pm$ 9,4 / 40
Hajen/Weser	Brassen	5	30,5 $\pm$ 1,0	8,6 $\pm$ 1,0 / 9,5	120 $\pm$ 37 / 180
	Rotauge	10	28,5 $\pm$ 2,7	4,5 $\pm$ 2,0 / 7,6	260 $\pm$ 180 / 720
	Hecht	2	36,5 $\pm$ 1,5	5,3 $\pm$ 1,3 / 6,7	19 $\pm$ 2,0 / 21
	Aal	10	50 $\pm$ 4,5	3,3 $\pm$ 1,4 / 7,0	11 $\pm$ 7,3 / 30
	Brassen	2	36,5 $\pm$ 1,5	8,7 $\pm$ 1,5 / 10,2	140 $\pm$ 42 / 180

Aus diesen Grafiken und den Zahlen der Tabelle geht hervor, dass die Lebern der untersuchten Fische durchweg höher mit TPT als die der Muskulaturen belastet waren (siehe Kap. 4.5.1.4). Die höchste TPT-Belastung wurde in jedem der betrachteten Gebiete ausnahmslos in den Lebern der Rotaugen gemessen: In Verden/Aller der mit Abstand höchste mittlere TPT-Gehalt mit 920  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ , gefolgt vom Zwischenahner Meer mit 540  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ , der Weser in Hajen mit 260  $\mu\text{g Sn/kg FG}$  und letztlich der Weser in Drakenburg mit 100  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ . Lediglich in Drakenburg waren die Lebern der Brassen im Mittel etwas höher mit TPT belastet (120  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ) als die der Rotaugen mit 100  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ . Der höchst gemessene Einzelwert, mit einem TPT-Gehalt von 1.050  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ , wurde in der Leber der Fischart Rotauge gemessen, gefangen aus dem Zwischenahner Meere.

Betrachtet man dagegen die TPT-Gehalte in der Muskulatur, so ergibt sich ein anderes Bild. Die höchsten TPT-Belastungen sind im Mittel nicht in den Rotaugen, sondern in den Hechten (mit 98  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ) und Aalen (mit 48  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ) der Aller /Verden analysiert worden. Bemerkenswert sind zudem die teilweise sehr großen Standardabweichungen. Obwohl das jeweils pro Fischart entnommene Probenkollektiv hinsichtlich ihrer Länge ein eher einheitliches Bild vermitteln, die Standardabweichungen relativ gering sind, treten bei den gemessenen TPT-Befunde deutlich größere Gehaltsschwankungen auf.

#### 4.5.1.2 TPT-Befunde des Zwischenahner Meeres und der Weser bei Drakenburg von 1998 bis 2000

Von den Fanggebieten des Zwischenahner Meeres und der Weser/Drakenburg liegen jährliche Befunde aus den Jahren 1998 bis 2000 vor. Während 1998 zunächst eine möglichst umfassende Fischartenpalette erfaßt wurde, konzentrierten sich die Untersuchungen in den beiden Folgejahren auf die beiden Arten Rotauge und Barsch. Rotaugen hatten sich insgesamt betrachtet als relativ hoch belastet herausgestellt und Barsche konnten aufgrund ihrer weiten Verbreitung in allen untersuchten Gebieten gefangen werden. Darüber hinaus ist die Anzahl je untersuchter Fischart von ursprünglich 5 – 10 Stück auf etwa 30 (etwa 10 je unterschiedlicher Altersklasse) erhöht worden.

Die in den Jahren von 1998 bis 2000 in den Rotaugen und Barschen ermittelten TPT-Gehalte sind für das Zwischenahner Meer in den Abb. 4.5.1.2.1 und Abb. 4.5.1.2.2 und für die Weser/Drakenburg in den Abb. 4.5.1.2.3 und Abb. 4.5.1.2.4 grafisch dargestellt. Die statistisch zusammengefaßten Befunde können der Tab. 4.5.1.2 entnommen werden.

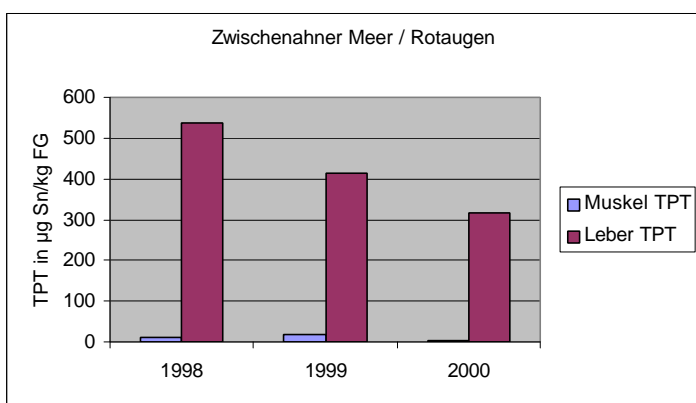


Abb. 4.5.1.2.1: TPT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Rotaugen 1998 bis 2000: Zwischenahner Meer

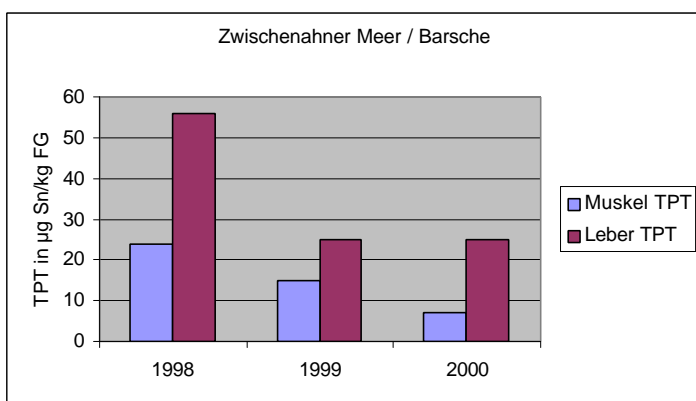


Abb. 4.5.1.2.2: TPT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Barschen 1998 bis 2000: Zwischenahner Meer

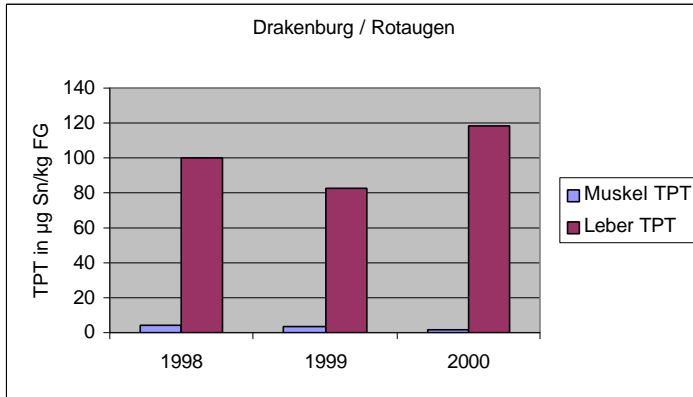


Abb. 4.5.1.2.3: TPT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Rotaugen 1998 bis 2000: Weser/Drakenburg

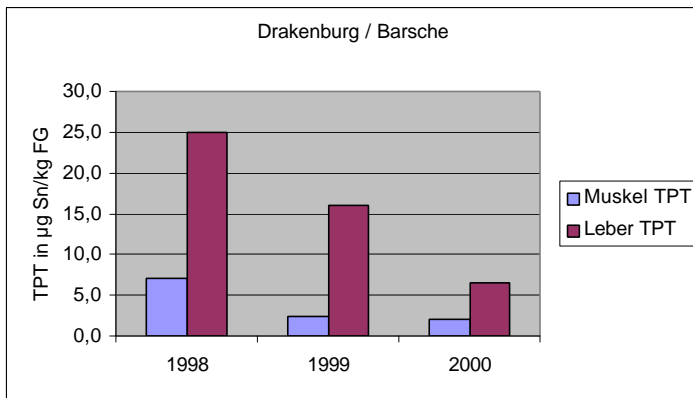


Abb. 4.5.1.2.4: TPT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Barschen 1998 bis 2000: Weser/Drakenburg

Aus diesen Befunden geht hervor, dass beim Barsch über die Jahre 1998 zu 2000 eine Tendenz zu geringer werdenden TPT-Gehalten sowohl im Zwischenahner Meer als auch in der Weser vorhanden zu sein scheint. Eine ähnlicher Konzentrationsverlauf ist auch im Zwischenahner Meer hinsichtlich der Rotaugen zu beobachten. Lediglich in Drakenburg war bei den Rotaugen das TPT-Konzentrationsniveau relativ konstant geblieben.

Tab. 4.5.1.2: Statistisch zusammengefasste TPT-Befunde [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] der in den Jahren 1998 bis 2000 durchgeführten Fischuntersuchungen (teilweise Mischprobe, da zu wenig Substanz für Einzeluntersuchung)

Fanggebiet	Fischart	Jahr	Anzahl Proben	Länge d. Fische [cm]	TPT-Gehalt [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] Muskulatur	TPT-Gehalt [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] Leber
Zwischenahner Meer	Rotaugen	1998	5	$21,5 \pm 1,7$	$11 \pm 5,1$	$540 \pm 280$
		1999	21	$19 \pm 2,1$	$19 \pm 7,3$	$430 \pm 160$
		2000	34	$18 \pm 3,6$	$5,2 \pm 3,0$	$320 \pm 120$
	Barsch	1998	4	$30 \pm 1,8$	$24 \pm 2,7$	$56 \pm 3,1$
		1999	22	$16,5 \pm 1,4$	$15 \pm 3,8$	$25 \pm 9,1$
		2000	14	$16 \pm 3,4$	$7,1 \pm 3,7$	$25 \pm 12$
Drakenburg/Weser	Rotaugen	1998	10	$23 \pm 1,3$	$4,0 \pm 1,2$	100
		1999	22	$21 \pm 1,4$	$3,4 \pm 1,2$	$82 \pm 22$
		2000	40	$20,5 \pm 6,4$	$2,1 \pm 1,5$	$120 \pm 64$
	Barsch	1998	10	$17 \pm 1,1$	$7,1 \pm 1,8$	25
		1999	20	$16,5 \pm 3,2$	$2,5 \pm 1,3$	$16 \pm 13$
		2000	19	$16 \pm 2,7$	$2,0 \pm 0,7$	$6,6 \pm 4,4$

#### 4.5.1.3 TPT-Befunde der Referenzmessstellen Wollingster See und Granetalsperre

Um der Frage nachgehen zu können, wie die Belastungssituation der Fische und insbesondere der Rotaugen mit Organozinnverbindungen in besonders geschützten und somit im Allgemeinen betrachtet gering belasteten Gewässern ist, sind 1999 am Wollingster See (Naturschutzgebiet Nähe Bremervörde) und 2000 in der Granetalsperre (Trinkwasserreservoir des Harzes) weitere Untersuchungen durchgeführt worden. Beiden Gewässern ist gemein, dass auf ihnen keinerlei Schifffahrt betrieben werden darf und keine Abwassereinleitungen vorhanden sind. Hinzu kommt, dass der Wollingster See grundwassergespeist ist und über keinen Oberflächenwasserzufluss verfügt. Die in Rotaugen und Barsche der Referenzmessstellen Wollingster Sees und Granetalsperre ermittelten TPT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) sind in Abb. 4.5.1.3 aufgeführt.

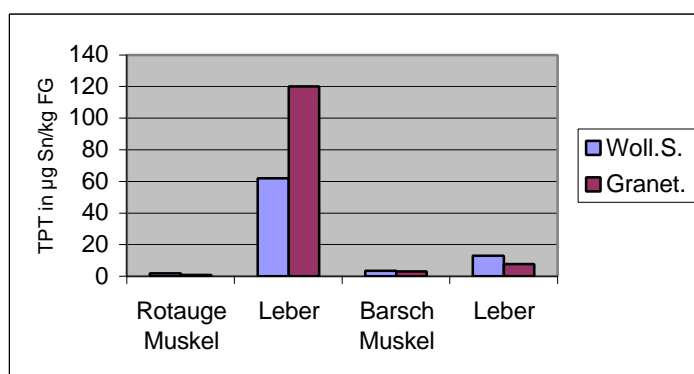


Abb. 4.5.1.3: TPT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] in Rotaugen und Barschen (arithmetische Mittelwerte) 1999: Wollingster See und Granetalsperre

Überraschender Weise sind auch in diesen Gebieten deutlich erhöhte TPT-Gehalte in den Lebern der Rotaugen nachgewiesen worden: In der Granetalsperre bzw. im Wollingster See mit einen mittleren TPT-Gehalt von 120  $\mu\text{g Sn/kg FG}$  (max. 250  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ) bzw. 62  $\mu\text{g Sn/kg FG}$  (max. 92  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ). Die Muskulaturen der gefangenen Rotaugen waren dagegen im Mittel deutlich geringer (0,90 bzw. 1,8  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ) mit TPT belastet.

#### 4.5.1.4 Verteilung von TPT auf Leber und Muskulatur der Fische

Die je Untersuchungsgebiet und Jahr errechneten arithmetischen Mittelwerte der TPT-Gehalte von Leber und Muskulatur sind für die einzelnen Fischarten in den Abb. 4.5.1.4.1 bis 4.5.1.4.5 als xy-Diagramm dargestellt.

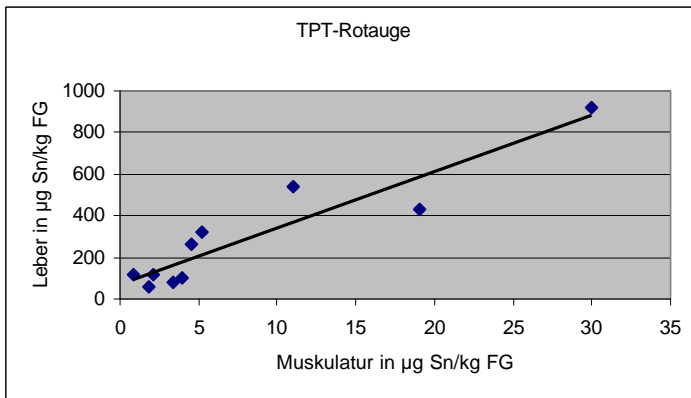


Abb. 4.5.1.4.1: Zusammenhang von TPT-Gehalten [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Leber und Muskulatur bei Rotaugen

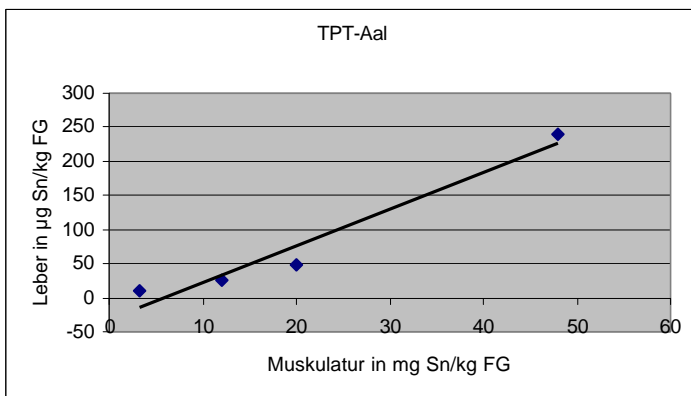


Abb. 4.5.1.4.2: Zusammenhang von TPT-Gehalten [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Leber und Muskulatur bei Aalen

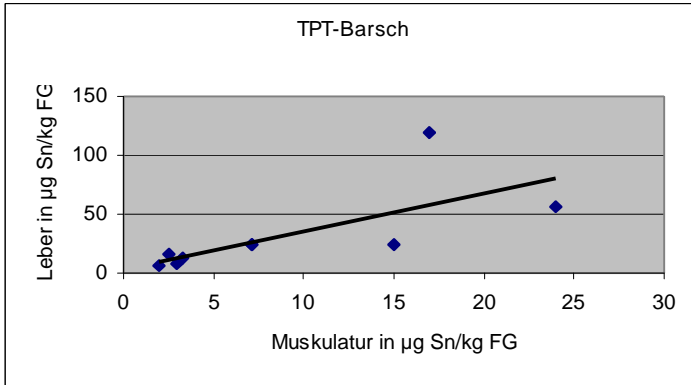


Abb. 4.5.1.4.3: Zusammenhang von TPT-Gehalten [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Leber und Muskulatur bei Barschen

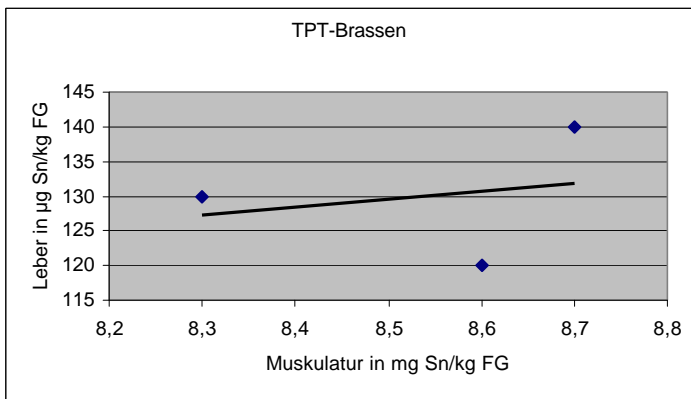


Abb. 4.5.1.4.4: : Zusammenhang von TPT-Gehalten [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Leber und Muskulatur bei Brassen

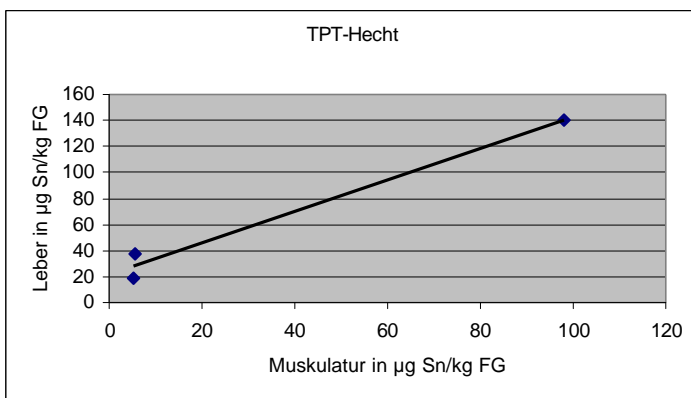


Abb. 4.5.1.4.5: : Zusammenhang von TPT-Gehalten [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Leber und Muskulatur bei Hechten

In Tab. 4.5.1.4 sind für jede betrachtete Fischart die statistischen Kenngrößen der durchgeführten linearen Regression, Bestimmtheitsmaß, Steigung und Achsenabschnitt, zusammengefaßt aufgeführt.

Tab. 4.5.1.4: Lineare Regression von TPT-Gehalten der Leber [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] zu denen der Muskulatur [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (Leber =  $a + b \cdot$  Muskulatur)

Fischart	Anzahl Wertepaare	Bestimmtheitsmaß	Achsenabschnitt (a)	Steigung (b)
Rotauge	10	0,869	73,8	27,1
Aal	4	0,951	- 31,3	5,39
Barsch	9	0,495	3,71	3,22
Brassen	3	0,058	31,5	11,5
Hecht	3	0,982	21,3	1,21

Aus diesen Darstellungen geht hervor, dass bei den Fischarten Hecht, Aal und Rotauge eine lineare Korrelation zwischen den TPT-Gehalten der Leber und Muskulatur besteht: Erhöhte Gehalte in der Leber haben auch erhöhte Gehalte in der Muskulatur zur Folge. Eine lineare Abhängigkeit ergab sich nicht beim Barsch (Bestimmtheitsmaß von lediglich 0,495), und bei der Brassen lagen die ermittelten Befunde dermaßen dicht beieinander (siehe Abb. 4.5.1.4.4), mit TPT-Gehalten in der Leber bzw. Muskulatur zwischen 120 – 140 bzw. 8,3 – 8,7  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ , dass eine Aussage hier nicht sinnvoll ist. Zudem ist zu berücksichtigen, dass für die Betrachtungen teilweise nur 3 bis 4 Wertepaare zur Verfügung standen, so dass diese Ergebnisse der linearen Regression eher als Tendaussagen zu verstehen sind. Beeindruckend bei der folgenden Betrachtung ist das Rotauge: Während beim Aal und Hecht die Steigung 5,39 und 1,21 beträgt, konnte bei der Rotauge eine von 27,1 errechnet werden. Diese Zahlen belegen, dass bei der Rotauge die Leber im Vergleich zur Muskulatur wesentlich stärker angereichert ist als bei den anderen Fischen. Bei einem TPT-Gehalt in der Muskulatur von beispielsweise 30  $\mu\text{g Sn/kg FG}$  würde dies bedeuten, dass die Lebern der Aale mit etwa 130  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ , die des Hechtes mit 58  $\mu\text{g Sn/kg FG}$ , die der Rotaugen jedoch mit einem Spitzengehalt von etwa 890  $\mu\text{g Sn/kg FG}$  belastet wären. Die Leber des Hechtes wäre somit etwa 2 mal, die des Aales 4 mal und die des Rotauges etwa 30 mal so hoch belastet wie deren Muskulaturen.

#### 4.5.1.5 TPT und Metabolite in Abhängigkeit von Fischart und Länge

Es stellt sich aufgrund der obigen Befunde die Frage, ob ältere Fische stärker mit TPT belastet sind als jüngere. Bei sämtlichen untersuchten Fische ist deren Länge mitbestimmt worden. Von der Länge der Fische kann aber nicht immer auf das Alter geschlossen werden, denn das Wachstum der Fische ist von verschiedenen Faktoren, u.a. vom Nahrungsangebot, abhängig. Im Folgenden werden Betrachtungen über die Abhängigkeit der in Lebern ermittelten TPT-Gehalte, nebst den Metaboliten DPT und MPT, zu der Länge der Fische angestellt. Im Jahr 2000 wurden zudem Altersuntersuchungen an allen untersuchten Fischen vorgenommen, so dass deren Abhängigkeit zur Fischlänge betrachtet werden kann (siehe Kap. 4.3).

Die Abhängigkeit der in den Lebern analysierten TPT-, DBT- und MPT-Gehalte zur dazugehörigen Fischlänge wird exemplarisch für den Aal (Drakenburg) und das Rotauge (Zwischenahner Meer) in den Abb. 4.5.1.5.1 und 4.5.1.5.4 dargestellt. Zudem wurde jeweils



eine Normierung der Phenylzinngelalte vorgenommen, die das Verhältnis dieser Substanzen untereinander widerspiegeln.

### Drakenburg-Aal-Leber 1998

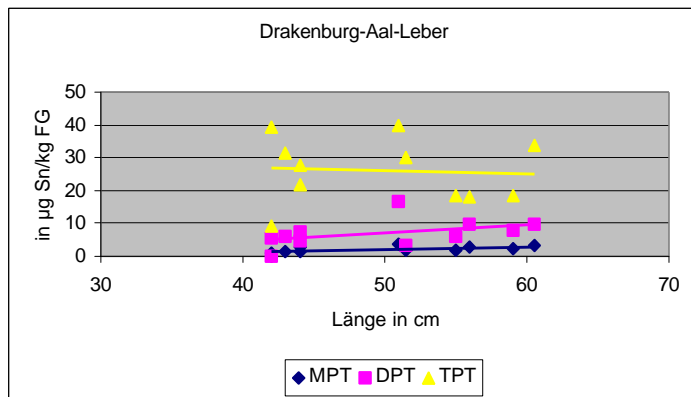


Abb. 4.5.1.5.1: Abhängigkeit der Lebergehalte von TPT, DPT und MPT [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] zur Länge der Aale, Drakenburg/Weser

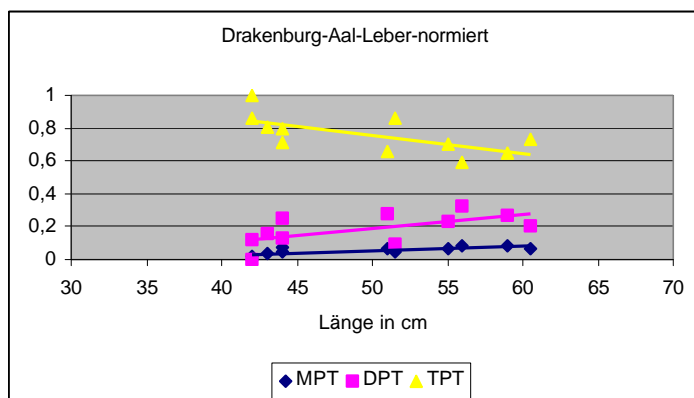


Abb. 4.5.1.5.2: Abhängigkeit der Gehalte (normiert) von TPT, DPT und MPT in der Leber zur Länge der Aale, Drakenburg/Weser

### Zwischenahner Meer-Rotauge-Leber-2000

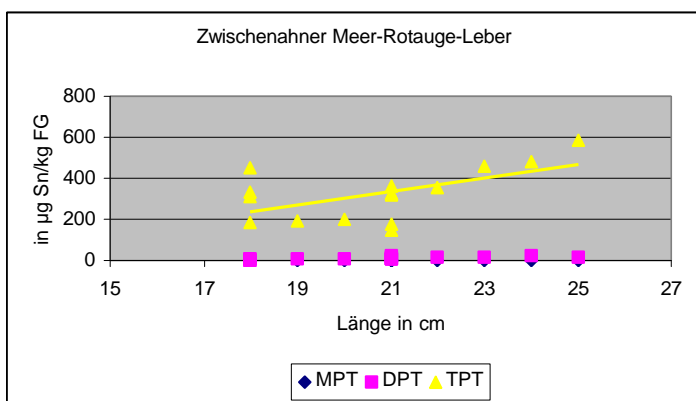


Abb. 4.5.1.5.3: Abhängigkeit der Gehalte von TPT, DPT und MPT [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] in der Leber zur Länge der Rotaugen, Zwischenahner Meer

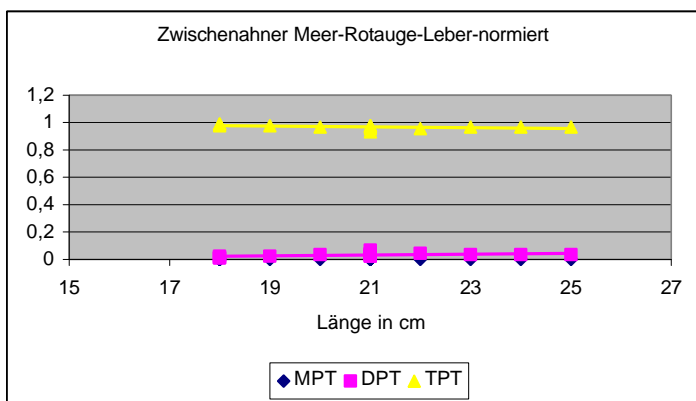


Abb. 4.5.1.5.4: Abhängigkeit der Gehalte (normiert) von TPT, DPT und MPT in der Leber zur Länge der Rotaugen, Zwischenahner Meer

Aus diesen Grafiken geht hervor, dass zwischen diesen beiden Fischarten beträchtliche Unterschiede bestehen.

Es zeigt sich, dass beim Aal die TPT-Gehalte in der Leber relativ konstant zur Körperlänge waren (Abb. 4.5.1.5.1). In der Leber des Aales konnten die Metaboliten DPT und MPT nachgewiesen werden, wenn auch in deutlich geringeren Gehalten als TPT. Aber auch die Gehalte dieser beiden Metaboliten sind von der Länge des Aales unbeeinflusst. Schaut man sich dagegen die normierten Gehalte an (Abb. 4.5.1.5.2), so wird deutlich, dass mit größer werdender Länge der Aale sich das Verhältnis der Phenylzinnverbindungen verschiebt: Die TPT-Belastung nimmt relativ gesehen zu Gunsten der Metabolite DBT und MPT ab.

Dagegen zeichnet sich bei der Betrachtung der Rotaugen-Lebern ab, dass die TPT-Gehalte mit größer werdender Fischlänge ansteigen (Abb. 4.5.1.5.3). Besonders bemerkenswert ist zudem, dass in den Lebern der Rotaugen weder DPT noch MPT nachgewiesen werden konnte. Die Darstellung der normierten Phenylzinngehalte (Abb. 4.5.1.5.4) zeigt diese Zusammenhänge noch deutlicher auf: Im Hinblick auf die Belastung der Rotaugen-Lebern ist

TPT absolut dominierend, die Metabolite spielen auch unabhängig von der Länge der Fische keine Rolle.

#### 4.5.2 Butylzinnverbindungen

Die jährweise statistisch zusammengefassten Untersuchungsergebnisse für TBT und dessen Metabolite sind für die einzelnen Untersuchungsgebiete in Anhang 7.1.3 aufgeführt.

##### 4.5.2.1 TBT-Befunde des Untersuchungsjahres 1998

Die arithmetischen Mittelwerte der in den unterschiedlichen Fischarten gemessenen TBT-Gehalte sind sowohl für die Muskulatur als auch Leber für die Untersuchungsgebiete Aller/Verden, Zwischenahner Meer und die Weser bei Drakenburg und Hajen in den Abb. 4.5.2.1.1 bis 4.5.2.1.4 grafisch dargestellt.

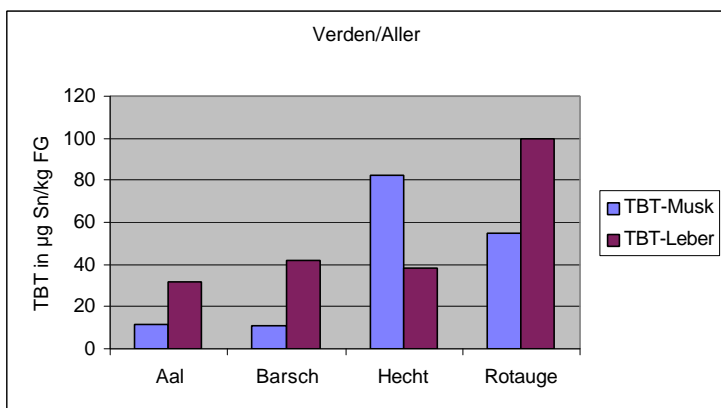


Abb. 4.5.2.1.1: TBT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] in Muskulatur und Leber der untersuchten Fischarten 1998: Verden/Aller

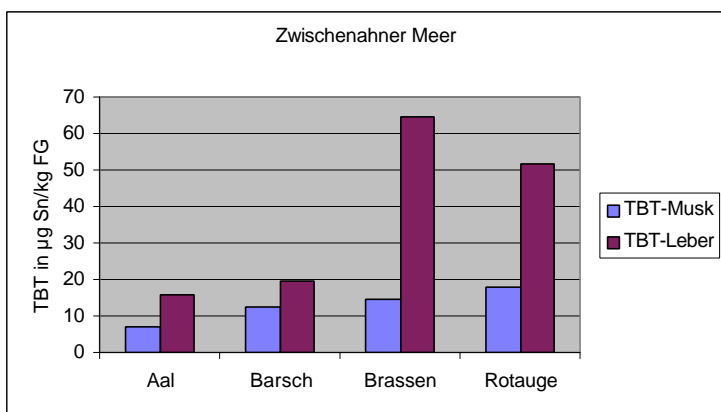


Abb. 4.5.2.1.2: TBT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] in Muskulatur und Leber der untersuchten Fischarten 1998: Zwischenahner Meer

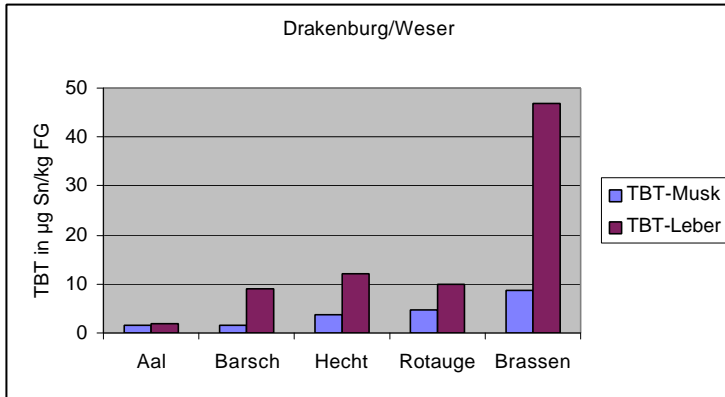


Abb. 4.5.2.1.3: TBT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] in Muskulatur und Leber der untersuchten Fischarten 1998: Drakenburg/Weser

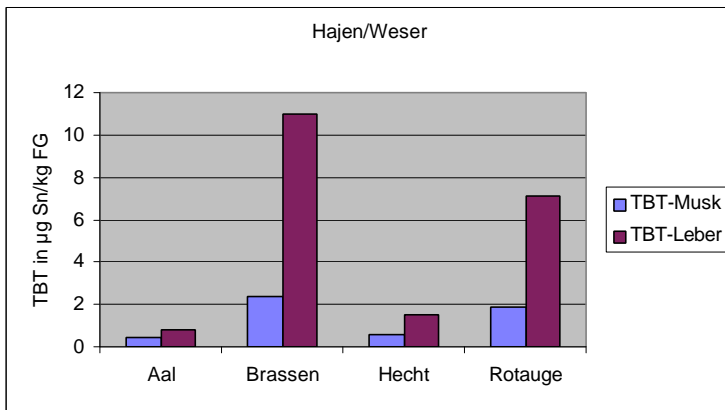


Abb. 4.5.2.1.4: TBT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] in Muskulatur und Leber der untersuchten Fischarten 1998: Hajen/Weser

Aus diesen Daten geht hervor, dass die Lebern der untersuchten Fische durchweg höher als die Muskulatur mit TBT belastet waren. Die Ausnahme bilden die in Verden/Aller gefangenen Hechte. Während die Lebern der Hechte einen TBT-Gehalt von im Mittel  $38 \mu\text{g Sn/kg FG}$  aufwiesen, waren die Muskulaturen mit  $83 \mu\text{g Sn/kg FG}$  belastet.

Der höchste TBT-Gehalt konnte in den Lebern der aus der Aller/Verden stammenden Rotaugen, mit einer Konzentration von  $100 \mu\text{g Sn/kg FG}$ , gemessen werden. Die nächst höhere Belastung wurde in den Lebern von Brassen des Zwischenahner Meeres registriert (im Mittel  $65 \mu\text{g Sn/kg FG}$ ). Besonders anzumerken ist, dass der Aal, der einen besonders hohen Fettgehalt aufweist, die relativ gesehen geringsten TBT-Gehalte aufwies. Die höchsten TBT-Gehalte in der Muskulatur wurden in aus der Aller/Verden stammenden Hechten ( $83 \mu\text{g Sn/kg FG}$ ) und Rotaugen ( $55 \mu\text{g Sn/kg FG}$ ) gemessen.

#### 4.5.2.2 TBT-Befunde des Zwischenahner Meeres und der Weser bei Drakenburg von 1998 bis 2000

Die in den Jahren von 1998 bis 2000 in den Rotaugen und Barschen ermittelten TBT-Gehalte sind für das Zwischenahner Meer in den Abb. 4.5.2.2.1 und Abb. 4.5.2.2.2 und für die Weser/Drakenburg in den Abb. 4.5.2.2.3 und Abb. 4.5.2.2.4 grafisch dargestellt.

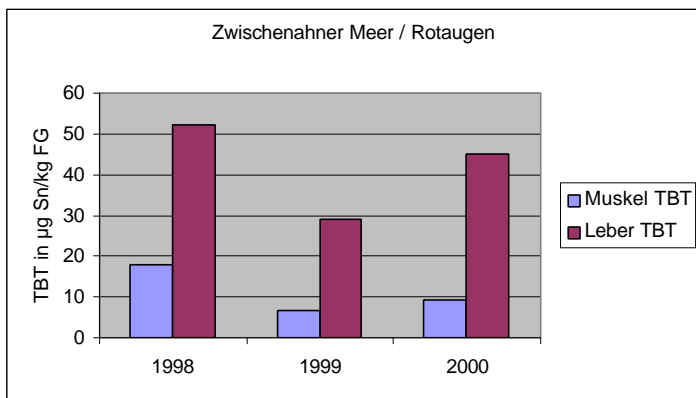


Abb. 4.5.2.2.1: TBT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) von 1998 bis 2000: Rotaugen im Zwischenahner Meer [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ]

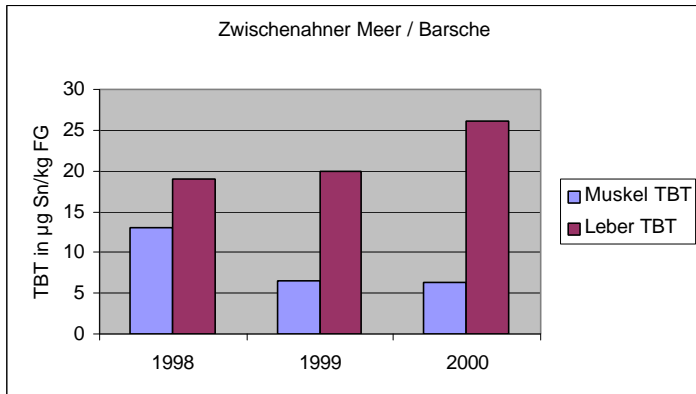


Abb. 4.5.2.2.2: TBT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) von 1998 bis 2000: Barsche im Zwischenahner Meer [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ]

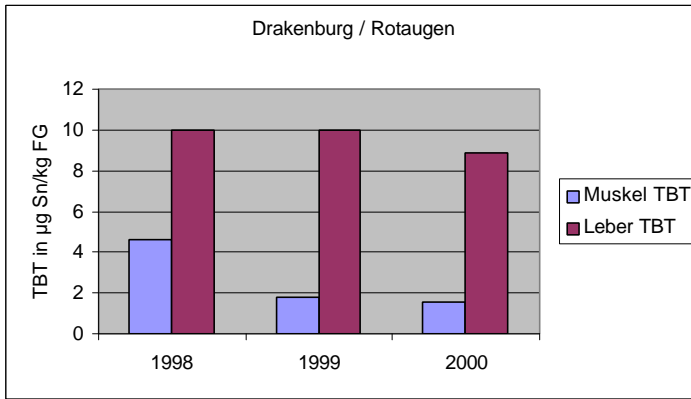


Abb. 4.5.2.2.3: TBT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) von 1998 bis 2000: Rotaugen in der Weser/Drakenburg [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ]

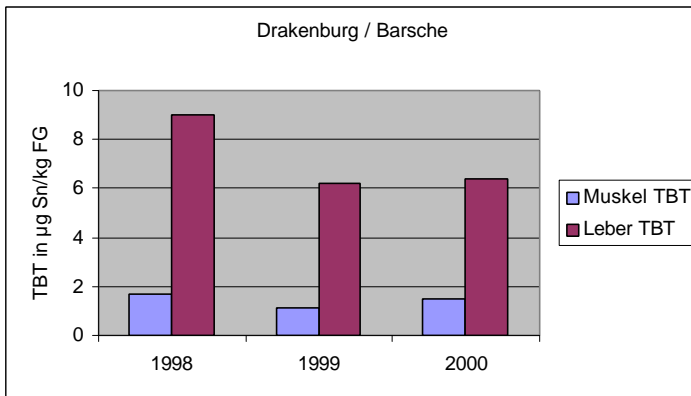


Abb. 4.5.2.2.4: TBT-Gehalte (arithmetische Mittelwerte) von 1998 bis 2000: Barsche in der Weser/Drakenburg [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ]

Aus diesen Grafiken lässt sich ableiten, dass insgesamt betrachtet eine signifikante Änderung der Belastungssituation in dem beobachteten Zeitraum nicht zu erkennen ist. Die Differenz zwischen den in den einzelnen Jahren ermittelten mittleren TBT-Gehalte ist sowohl hinsichtlich der Lebern als auch der Muskulaturen innerhalb der einzelnen Fanggebiete als eher gering anzusehen.

#### 4.5.2.3 TBT-Befunde der Referenzmessstellen Wollingster See und Granetalsperre

Die TBT-Gehalte (arithmetisches Mittel) der im Wollingster Sees und der Weser/Drakenburg gefangenen Rotaugen und Barsche sind in Abb. 4.5.2.3 aufgeführt.

Es muss als bemerkenswert angesehen werden, dass auch in diesen beiden Referenzgewässern, in denen kein Schiffsverkehr vorhanden ist, TBT in den untersuchten Fischen nachgewiesen werden konnte. Die ermittelten Gehalte sind zwar als vergleichsweise gering einzustufen, doch weisen die aus dem Wollingster See stammenden Barsche TBT-Gehalte von immerhin  $1,6 \pm 0,3 \mu\text{g Sn/kg FG}$  in der Leber auf. Lediglich in der Muskulatur der Rotaugen und der Barschmuskulatur des Wollingster Sees lagen die mittleren Gehalte unter der Bestimmungsgrenze von  $0,3$  bzw.  $0,1 \mu\text{g Sn/kg FG}$ .

Atypisch im Vergleich zu den o.a. Untersuchungen ist zudem, dass nicht die Lebern der Rotaugen, sondern die der Barsche die maximalen Gehalte aufweisen.

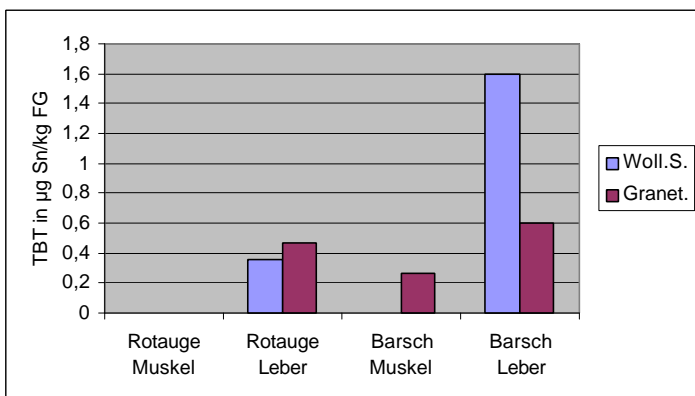


Abb. 4.5.2.3: TBT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] in Rotaugen und Barschen (arithmetische Mittelwerte) 1999: Wollingster See und Granetalsperre

#### 4.5.2.4 Verteilung von TBT auf Leber und Muskulatur der Fische

Die je Untersuchungsgebiet und Jahr errechneten arithmetischen Mittelwerte der TBT-Gehalte von Leber und Muskulatur sind für die einzelnen Fischarten in den Abb. 4.5.2.4.1 bis 4.5.2.4.5 als xy-Diagramm dargestellt.

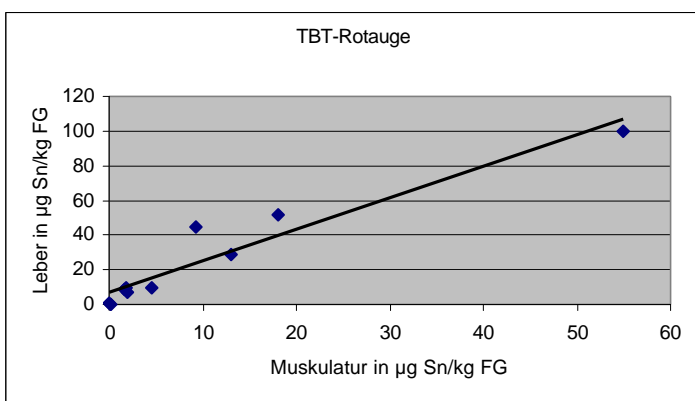


Abb. 4.5.2.4.1: Zusammenhang von TBT-Gehalten [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Leber und Muskulatur bei Rotaugen

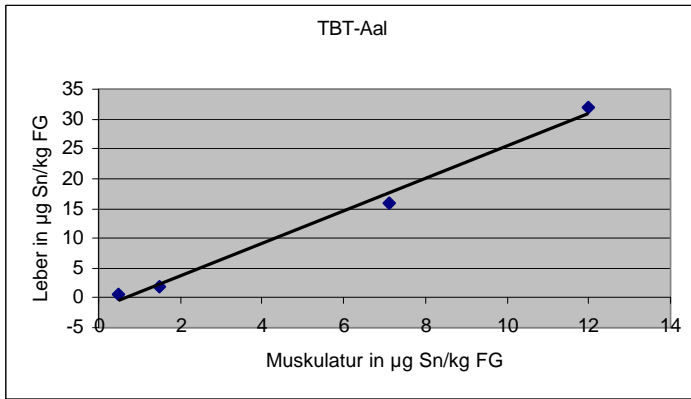


Abb. 4.5.2.4.2: Zusammenhang von TBT-Gehalten [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Leber und Muskulatur bei Aalen

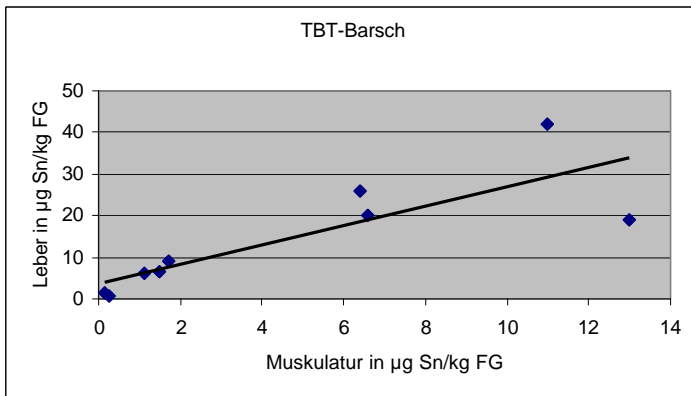


Abb. 4.5.2.4.3: Zusammenhang von TBT-Gehalten [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Leber und Muskulatur bei Barschen

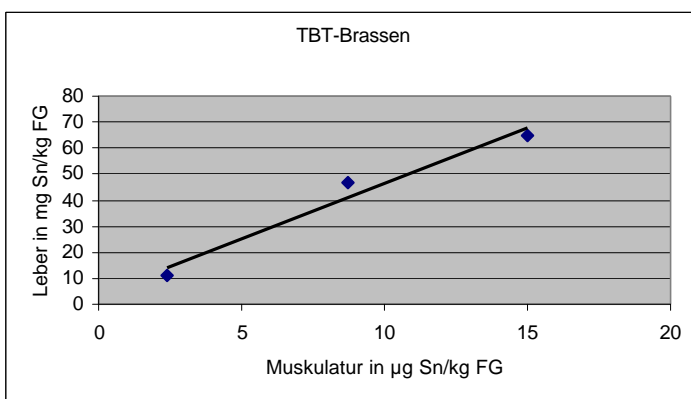


Abb. 4.5.2.4.4: Zusammenhang von TBT-Gehalten [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Leber und Muskulatur bei Brassen



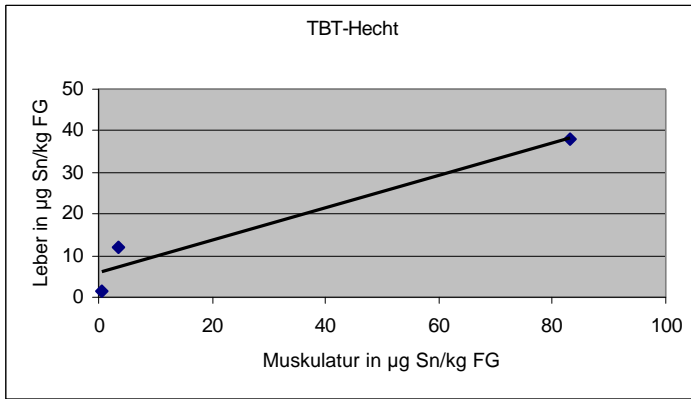


Abb. 4.5.2.4.5: Zusammenhang von TBT-Gehalten [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] (arithmetische Mittelwerte) in Leber und Muskulatur bei Hechten

In Tab. 4.5.2.4 sind für jede betrachtete Fiachart die statistischen Kenngrößen der durchgeführten linearen Regression, Bestimmtheitsmaß, Steigung und Achsenabschnitt, zusammengefaßt aufgeführt.

Tab. 4.5.2.4: Lineare Regression von TBT-Gehalten der Leber [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] zu denen der Muskulatur [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] ( $\text{Leber} = a + b \cdot \text{Muskulatur}$ )

Fischart	Anzahl Wertepaare	Bestimmtheitsmaß	Achsenabschnitt (a)	Steigung (b)
Rotaugen	10	0,913	7,30	1,80
Aal	4	0,993	- 1,87	2,74
Barsch	9	0,684	3,83	2,31
Brassen	3	0,964	3,71	4,29
Hecht	3	0,939	5,86	0,389

Bei der Betrachtung dieser Zusammenhänge ergibt sich beim TBT ein wesentlich einheitlicheres Bild als beim TPT (siehe Kap. 4.5.1.4). Zwischen den TBT-Gehalten der Lebern und Muskulaturen der einzelnen Fischarten ergibt sich überwiegend eine lineare Abhängigkeit. Da für die Betrachtungen teilweise nur 3 bis 4 Wertepaare zur Verfügung standen, sind in solchen Fällen die Ergebnisse der linearen Regression eher als Trendaussagen zu verstehen

Die Steigungen schwanken zwischen 1,80 bei der Rotaugen und 4,29 beim Brassen. Während sich beim TPT das Rotaugen atypisch verhielt, ist es beim TBT der Hecht: Die Muskulatur des Hechtes war im Mittel höher mit TBT belastet als die Leber (Steigung von 0,389).

#### 4.5.2.5 TBT und Metabolite in Abhängigkeit von Fischart und Länge

In Anlehnung an die unter Kap. 4.5.1.5 für TPT angestellten Betrachtungen, werden im Folgenden an den selben exemplarischen Beispielen, den Lebern von Aalen und Rotaugen, die Abhängigkeiten von TBT, DBT und MBT zur Länge der Fische untersucht (siehe Abb.

4.5.2.5.1 bis Abb. 4.5.2.5.4). Auch hier wurde zudem eine Normierung vorgenommen, um die Verhältnisse der Butylzinnspesies untereinander aufzuzeigen.

### Drakenburg-Aal-Leber

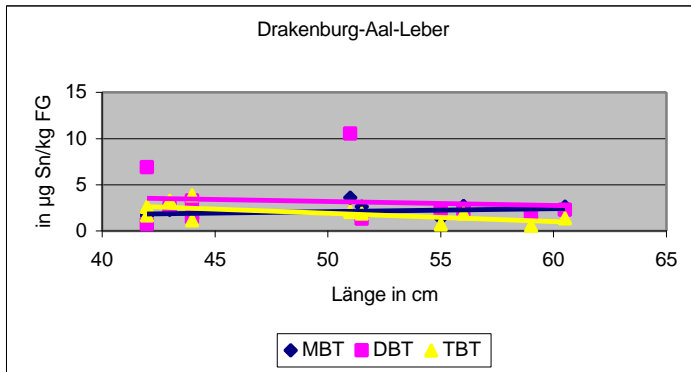


Abb. 4.5.2.5.1: Abhängigkeit der Gehalte [µg Sn/kg FG] von TBT, DBT und MBT in der Leber zur Länge der Aale [cm], Drakenburg/Weser

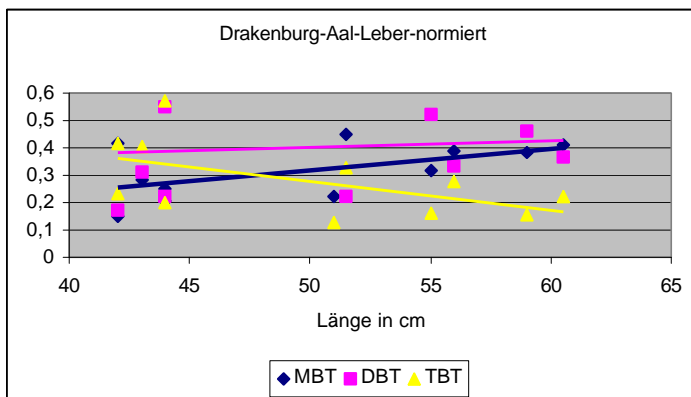


Abb. 4.5.2.5.2: Abhängigkeit der Gehalte (normiert) von TBT, DBT und MBT in der Leber zur Länge der Aale [cm], Drakenburg/Weser

## Zwischenahner Meer-Rotauge-Leber-2000

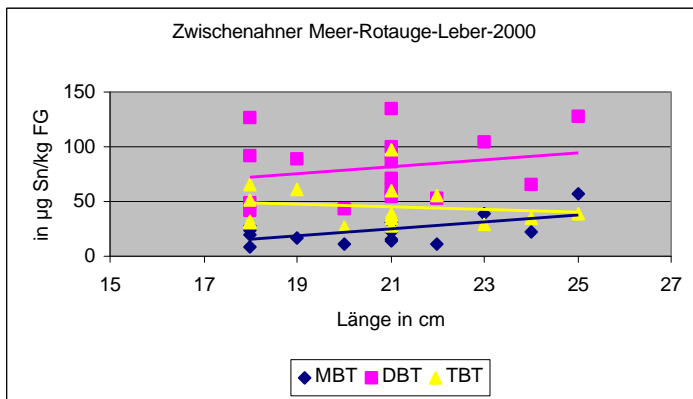


Abb. 4.5.2.5.3: Abhängigkeit Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] von TBT, DBT und MBT in der Leber zur Länge [cm] der Rotaugen, Zwischenahner Meer

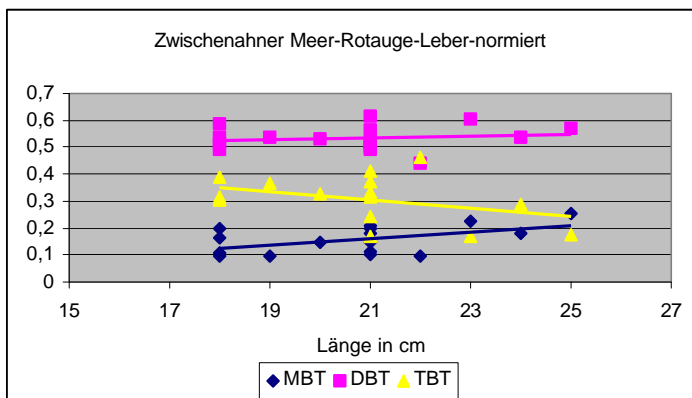


Abb. 4.5.2.5.4: Abhängigkeit der Gehalte (normiert) von TBT, DBT und MBT in der Leber zur Länge [cm] der Rotaugen, Zwischenahner Meer

Bei den Aalen zeigt sich ein relativ einheitliches Bild, die Gehalte der drei Butylzinnspesies liegen unabhängig von der Länge der Fische in der gleichen Größenordnung (Abb. 4.5.2.5.1). Betrachtet man dagegen die normierten Daten, so zeigt sich, dass der Anteil an TBT mit zunehmender Aallänge geringer wird und im Gegenzug MBT dominierender wird. Lediglich DBT zeigt sich von der Länge der Aale relativ unbeeindruckt (Abb. 4.5.2.5.2).

Die Abb. 4.5.2.5.3 gibt die Dominanz des DBT in den Lebern der Rotaugen mit leicht steigender Tendenz bei zunehmender Fischlänge wider. Die MBT-Gehalte sind am niedrigsten, erreichen jedoch mit zunehmender Länge der Aale das mittlere Niveau des TBT. Auch bei der normierten Darstellung (Abb. 4.5.2.5.4) der Befunde zeigt sich die anhaltende Dominanz von DBT, die Ganglinien verlaufen ähnlich wie bei der Darstellung der nicht normierten Butylzinngehalte in Abb. 4.5.2.5.3.

### 4.5.3 Abhängigkeit von Länge zu Alter der untersuchten Fische

Es stellt sich die Frage, ob ältere Fische höher mit zinnorganischen Verbindungen belastet sind als jüngere. Die Länge eines Fisches, die bei sämtlichen untersuchten Fischen mit bestimmt wurde, lässt nicht immer einen Rückschluss auf das Alter zu. Das Wachstum der Fische ist in erster Linie sehr stark vom jeweils in einem Gewässer vorhandenen Nahrungsangebot abhängig. Aus diesem Grund sind an den im Jahr 2000 untersuchten Fischen Alterbestimmungen vorgenommen worden. Für jedes Untersuchungsgebiet ist die Längen- und Altersabhängigkeit für jeweils Rotaugen und Barsch grafisch dargestellt worden (siehe Abb. 4.5.3.1 bis 4.5.3.6).

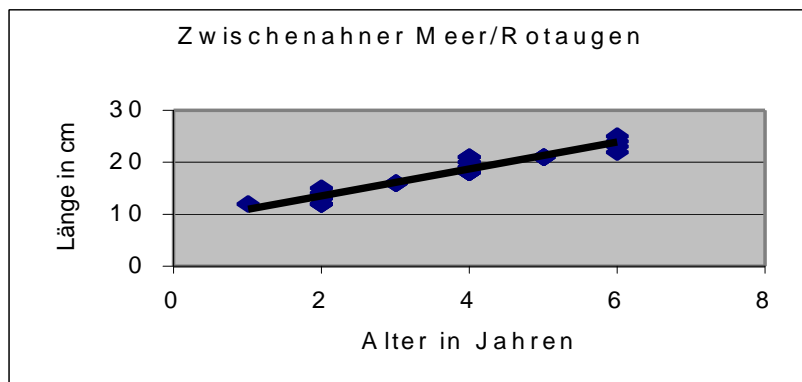


Abb. 4.5.3.1: Abhängigkeit von Länge [cm] zu Alter [Jahre] der Rotaugen, Zwischenahner Meer 2000

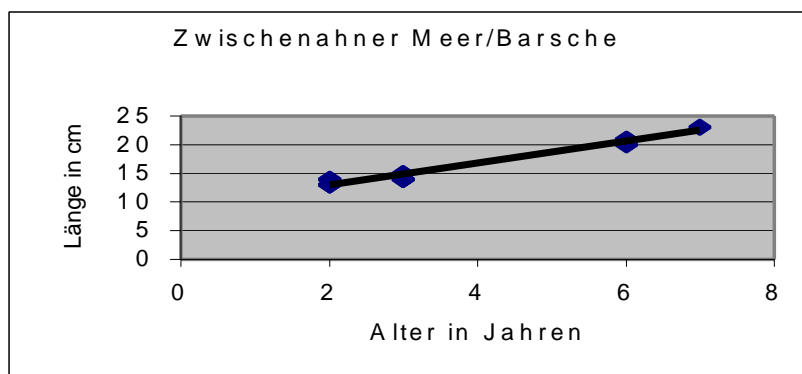


Abb. 4.5.3.2: Abhängigkeit von Länge [cm] zu Alter [Jahre] der Barsche, Zwischenahner Meer 2000

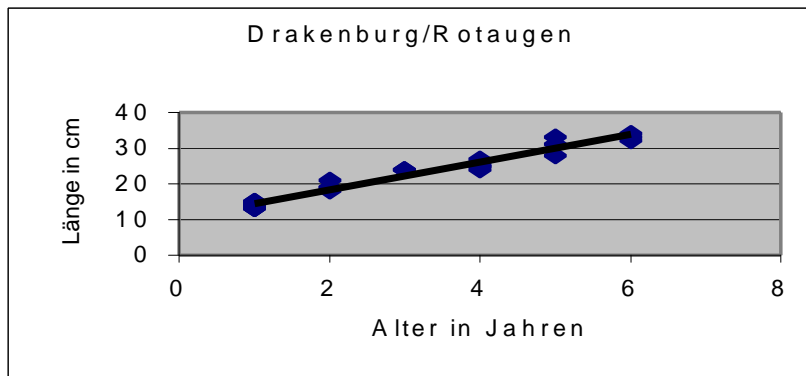


Abb. 4.5.3.3: Abhängigkeit von Länge [cm] zu Alter [Jahre] der Rotaugen, Drakenburg/Weser 2000

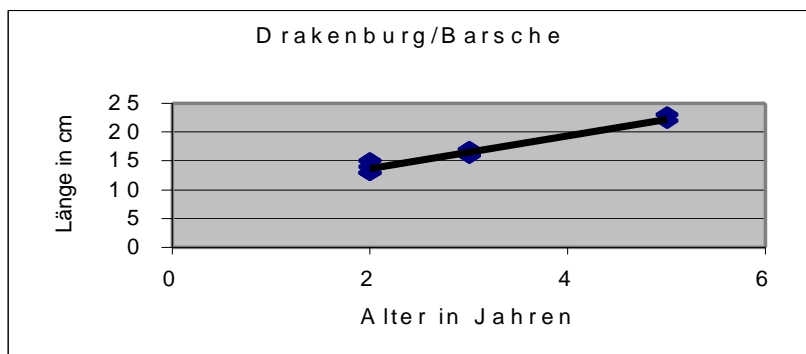


Abb. 4.5.3.4: Abhängigkeit von Länge [cm] zu Alter [Jahre] der Barsche, Drakenburg/Weser 2000

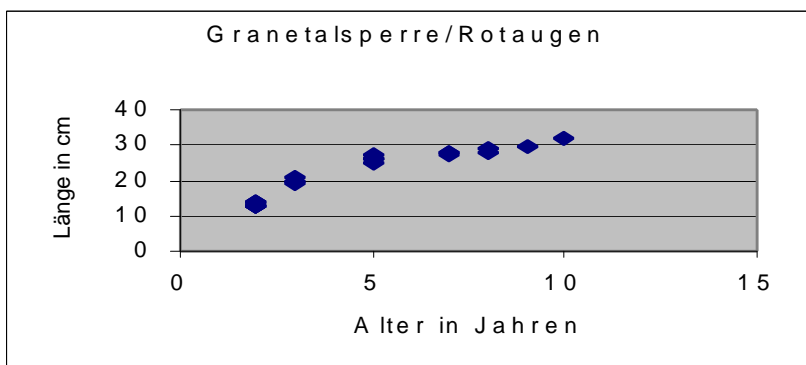


Abb. 4.5.3.5: Abhängigkeit von Länge [cm] zu Alter [Jahre] der Rotaugen, Granetalsperre 2000

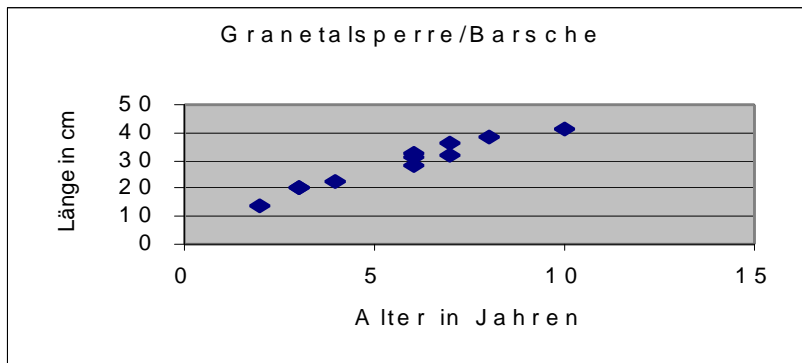


Abb. 4.5.3.6: Abhängigkeit von Länge [cm] zu Alter [Jahre] der Barsche, Granetalsperre 2000

Diesen Grafiken ist der kausale Zusammenhang zu entnehmen, dass mit zunehmendem Alter der Fische auch deren Körperlänge zunimmt. Während die aus dem Zwischenahner Meer und der Weser in Drakenburg gefangenen Rotaugen und Barsche ein Altersspektrum von bis zu 7 Jahren aufwiesen, waren die aus der Granetalsperre stammenden Rotaugen und Barsche bis zu 10 Jahre alt.

Da die Grafiken eine in etwa lineare Abhängigkeit zwischen dem Alter und der Körperlänge der Fische erkennen lassen, wurde eine lineare Regression durchgeführt und das jeweilige Bestimmtheitsmaß, die Steigung und der Achsenabschnitt errechnet (siehe Tab. 4.5.3).

Tab. 4.5.3: Lineare Regression von Länge [cm] zu Alter [Jahre] der untersuchten Fische (Länge = a + b · Alter)

Untersuchungsgebiet	Fischart	Anzahl Wertepaare	Bestimmtheitsmaß	Achsenabschnitt (a)	Steigung (b)
Zwischenahner Meer	Rotauge	32	0,923	8,4	2,57
	Barsch	14	0,967	9,2	1,91
Drakenburg/Weser	Rotauge	27	0,965	10	3,88
	Barsch	19	0,936	7,9	2,88
Granetalsperre	Rotauge	24	0,890	9,9	2,48
	Barsch	11	0,952	9,4	3,44

Aus diesen Befunden geht hervor, dass zwischen dem Alter und der Länge der betrachteten Fische ein linearer Zusammenhang vorhanden ist. Das Bestimmtheitsmaß zeigt Werte zwischen 0,967 und 0,890. Die ermittelten Steigungen schwanken zwischen 1,91 und 3,88, die Achsenabschnitte liegen alle in der gleichen Größenordnung von etwa 8 bis 10. Die Abb. 4.5.3.5 und 4.5.3.6 (Rotaugen und Barsche der Granetalsperre) verdeutlichen, dass sich das Längenwachstum der Fische mit zunehmendem Alter verlangsamt.

## 4.6 Klärschlamm

Im Oktober und November des Jahres 2000 wurden im Rahmen eines NLÖ-Projektes Klärschlämme ausgewählter niedersächsischer Kläranlagen entnommen und auf zinnorganische Verbindungen untersucht (NLÖ 2000). Dabei sind hauptsächlich kommunale Kläranlagen ausgewählt worden, jedoch auch industriell geprägte, wie die der Papierindustrie und Chemikalienproduktion.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind für TPT und TBT in Abb. 4.6.1 grafisch dargestellt.

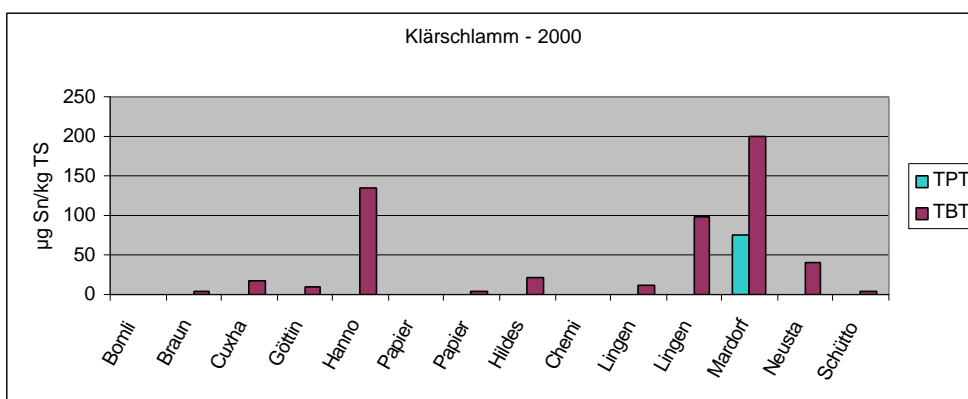


Abb. 4.6.1: Gehalte von TPT und TBT [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] im Klärschlamm ausgewählter niedersächsischer Kläranlagen des Jahres 2000

Aus dieser Abbildung geht hervor, dass TPT lediglich in Mardorf mit einem Gehalt von  $75 \mu\text{g Sn/kg TS}$  nachgewiesen werden konnte. Die in den übrigen Klärschlammproben ermittelten TPT-Gehalte lagen unter der Bestimmungsgrenze von  $0,3 \mu\text{g Sn/kg TS}$ .

Ein anderes Bild zeigt sich beim TBT. Hier konnte lediglich in 2 der insgesamt 14 untersuchten Klärschlämme TBT nicht nachgewiesen werden. Die TBT-Gehalte der positiven Befunde schwanken zwischen  $0,4$  und  $200 \mu\text{g Sn/kg TS}$ .

Von Interesse sind zudem die in den Klärschlämme neben dem TBT enthaltenen Butylzinngehalte von DBT und MBT. In Abb. 4.6.2 sind die Befunde aufgeführt.

Hinsichtlich der Butylzinnspezies ergibt sich ein differenziertes Bild. Innerhalb der einzelnen Klärschlammproben geht nicht von TBT die höchste Belastung aus, sondern überwiegend von DBT und vereinzelt MBT. Extrem waren die Verhältnisse in Hannover: Während der TBT-Gehalt bzw. MBT-Gehalt bei  $135$  bzw.  $52 \mu\text{g Sn/kg TS}$  lag, war DBT mit einem Gehalt von  $638 \mu\text{g Sn/kg}$  absolut dominierend. Dies entspricht einem prozentualen Verhältnis bei TBT, DBT und MBT von  $16$ ,  $78$  und  $6\%$ .

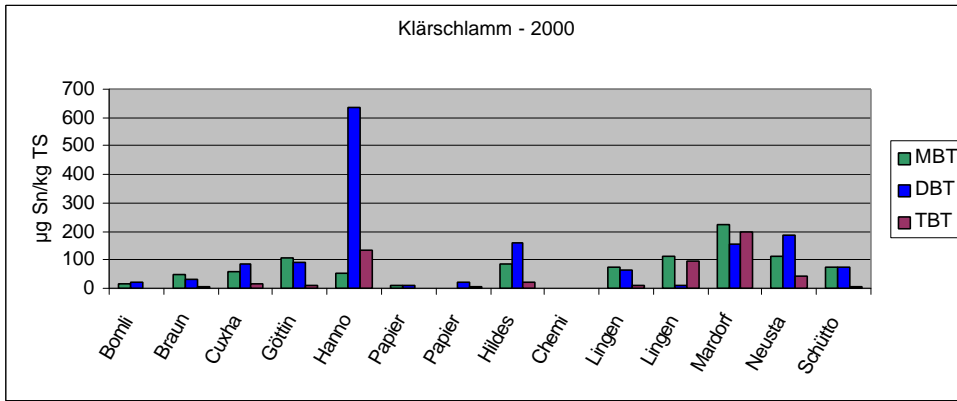


Abb. 4.6.2: Gehalte von TBT, DBT und MBT [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] im Klärschlamm ausgewählter niedersächsischer Kläranlagen des Jahres 2000



## 5 Diskussion der Ergebnisse

### 5.1 Bewertung der Meßdaten

#### 5.1.1 Wasser

##### 5.1.1.1 Bewertung der Konzentrationen

Die in den Jahren 1993 bis 2000 durchgeführten Wasseruntersuchungen ergeben hinsichtlich des TPT ein eindeutiges Bild (vergl. Kap. 4.1.1). Aus der Weser/Farge und Ems/Herbrum wurden in diesem Zeitraum jeweils 96 Wasserproben entnommen, wobei die Bestimmungsgrenze von  $< 1$  bzw.  $< 3$  ng Sn/L durchweg unterschritten wurde. Lediglich in zwei Proben konnte TPT in Konzentrationen von 14 ng Sn/L (Weser, 14.04.1998) und 15 ng Sn/L (Ems, 09.12.1997) ermittelt werden. Von daher sind die in der Wasserphase ermittelten TPT-Konzentrationen insgesamt betrachtet zunächst als unauffällig anzusehen. Betrachtet man jedoch das von der LAWA (2000) vorgesehene Qualitätsziel von 0,17 ng Sn/L, so muss konstatiert werden, dass eine Überprüfung dieses Richtwertes aufgrund der zur Zeit angewandten Analyseverfahren nicht möglich ist. Bemerkenswert sind jedoch die beiden Positivbefunde: Die ermittelten TPT-Konzentrationen bewegten sich in einer Größenordnung, bei der bei der Schnecke *Marisa cornuarietis* bereits ein Imposexverhalten zu beobachten ist (EC10 von 12,3 ng Sn/L).

Dafür, dass die beiden TPT-Positivbefunde von Mitte April (Weser) und Mitte Dezember (Ems) aufgetreten waren, gibt es keine Erklärung. Das Abflussgeschehen war zu diesen beiden Zeitpunkten nicht außergewöhnlich, so dass als Ursache eine intensive Hochwasserwelle, die Schwebstoffe und Sedimente älteren Ursprungs hätte transportieren können, nicht in Betracht kommt.

Bei den Butylzinnverbindungen ergibt sich dagegen ein anderes Bild als beim TPT. TBT konnte wesentlich häufiger nachgewiesen werden. Die maximal pro Jahr in der Weser bzw. Ems ermittelten Konzentrationen schwankten zwischen 102 und 2,5 ng Sn/L bzw. 0,8 und 18 ng Sn/L (siehe Kap. 4.1.2). Das beispielsweise von der IKS für TBT vorgesehene Qualitätsziel von 0,4 ng Sn/L konnte somit weder in der Weser noch Ems durchgängig das Jahr über eingehalten werden.

##### 5.1.1.2 Betrachtung der Frachten

Da die in den Jahren 1993 bis 2000 gemessenen TPT-Konzentrationen, bis auf jeweils eine Ausnahme, unter den Bestimmungsgrenzen lagen, ist die Formulierung von Frachten nicht sinnvoll.

Die aus den Befunden der Wasseruntersuchungen errechneten TBT-Jahresfrachten lassen für die Weser einen Trend zu einem Rückgang der TBT-Frachten im Zeitraum von 1993 (163 kg Sn/a) zu 1995 (36,7 kg Sn/a) erkennen. In den Folgejahren bewegt sich das Frachtniveau in der annähernd gleichen Größenordnung, das Minimum konnte allerdings für das Jahr 2000 mit einer Jahresfracht von 14,5 kg Sn/a errechnet werden. Für die Ems konnte ein Trend nicht abgeschätzt werden, die TBT-Jahresfrachten schwankten zwischen 0,84 kg Sn/a (1996) und 14 kg Sn/a (1998). Das Frachten-/Abflussverhältnis von Weser und Ems läßt den Schluß zu, dass die Ems in den Jahren 1993 bis 1997 vergleichsweise deutlich geringer als die Weser mit TBT belastet war, sich die Verhältnisse dieser beiden Gewässer jedoch ab 1998 in etwa

angegeben haben. Dies wird auch durch die maximal pro Jahr gemessenen TBT-Gehalte (siehe Tab. 4.1.2.1) dokumentiert.

Erwähnenswert ist zudem, dass größtenteils nicht TBT innerhalb einer Wasserprobe dominant war, sondern DBT und MBT. Diese beiden Substanzen werden hauptsächlich als Katalysatoren/Stabilisatoren in Kunststoffen verwendet und gelangen über diffuse Quellen in die Gewässer. Es kann somit keine Aussage darüber gemacht werden, ob und in welchem Maße die in den Wasserproben ermittelten DBT- und MBT-Konzentrationen als Abbauprodukte des TBT zu sehen sind.

## 5.1.2 Schwebstoffe

### 5.1.2.1 Bewertung der Gehalte

Die Ergebnisse der im Jahr 2000 an den Messstellen der Weser in Hemeln, Drakenburg und Farge, und der Aller in Verden und Ems in Herbrum durchgeführten Schwebstoffuntersuchungen auf TPT sind in Kap. 4.2.1 und 4.2.3 aufgeführt. Dabei konnte TPT weit überwiegend nicht nachgewiesen werden ( $< 0,1$  bzw.  $< 1 \mu\text{g Sn/kg TS}$ ). Die maximal gemessenen TPT-Gehalte betragen in Weser/Drakenburg 1,1, Ems/Herbrum 3,2, Weser/Farge 2,0 und Aller/Verden 1,5  $\mu\text{g Sn/kg TS}$ , während in der Weser bei Hemeln beide Befunde unter der Bestimmungsgrenze von  $< 1 \mu\text{g Sn/kg TS}$  lagen. Das von den Niederlanden vorgesehene sehr strenge Qualitätsziel von 0,34  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  kann lediglich bei den Befunden der Messstelle Drakenburg angewandt werden, da nur an dieser bevorzugten Messstelle (mit 26 Messungen) durch einen erhöhten analytischen Aufwand eine extrem niedrige Bestimmungsgrenze von  $< 0,1 \mu\text{g Sn/kg TS}$  erreicht werden konnte. In 24 der 26 in Drakenburg entnommenen Schwebstoffproben konnte das Qualitätsziel der Niederlande eingehalten werden, eine sehr positive Bilanz. Klassifiziert man die vorliegenden TPT-Gehalte nach dem System der ARGE-ELBE (1999), so ergibt sich überwiegend die Klasse I (n.n.  $< 1 \mu\text{g Sn/kg TS}$ ), schlechtestens die Klasse I – II ( $< 10 \mu\text{g Sn/kg TS}$ ). Legt man das Qualitätsziel der LAWA mit 34  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  zugrunde, so ergeben sich erst recht keine Beanstandungen. Zusammenfassend muss konstatiert werden, dass die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten TPT-Befunde als unauffällig anzusehen sind.

Dagegen konnte TBT in sämtlichen Schwebstoffproben nachgewiesen werden. Lediglich in einer in Hemeln/Weser entnommenen Probe wurde die Bestimmungsgrenze von  $< 1 \mu\text{g Sn/kg TS}$  unterschritten. Die mit Abstand höchsten TBT-Gehalte sind mit 47 und 79  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  in der Weser bei Farge ermittelt worden, die TBT-Gehalte der übrigen Schwebstoffproben schwankte zwischen 0,5 bis 9  $\mu\text{g Sn/kg TS}$ . Das strenge Qualitätsziele der Niederlande bzw. LAWA von 0,6 bzw. 0,8  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  konnte in lediglich 2 bzw. 4 der insgesamt 34 untersuchten Proben eingehalten werden. Betrachtet man dagegen das andere extreme Klassifizierungssystem von STRONKHORST et al. (1996), welches für aquatische Ökosysteme TBT-Gehalte von 204 bis 327  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  vorsieht, so ergeben sich keinerlei Beanstandungen.

Bemerkenswert ist zudem, dass bei den untersuchten Schwebstoffen nicht TBT dominierend war, sondern MBT die höchsten Konzentrationen aufwies (Abb. 4.2.2.3). Die TBT- und DBT-Gehalte wiesen ein vergleichbares Konzentrationsniveau auf. Diese Ergebnisse decken sich mit denen der Wasseruntersuchungen (siehe Kap. 5.1.1.2).

### 5.1.2.2 Betrachtung der Frachten

Bei lediglich 3 der 28 Zentrifugenproben wurde TPT nachgewiesen. Addiert man die Frachten dieser 3 Proben (jeweils 48 Stundenmischproben) von Weser und Aller, so erhält man annähernd die TPT-Jahresfracht, da die Summanden der übrigen Frachten lediglich als Zahlenwert 0 einfließen (siehe Kap. 4.2.3). Somit konnte abgeschätzt werden, dass die im Jahr 2000 in Richtung Unterweser/Bremen transportierte partikulär gebundene TPT-Fracht, die messtechnisch erfaßt werden konnte, mindestens 0,4 g Sn/a beträgt.

Diese errechnete TPT-Fracht muss im Vergleich zu TBT als äußerst gering eingeschätzt werden. Denn bei der Berechnung der TBT-Fracht ergab sich für 2000 ein Zahlenwert von 236 g Sn/a, die ermittelte TBT-Jahresfracht ist damit etwa 600 mal höher als die des TPT. Die Messstelle Farge, an der ebenfalls Jahresfrachten allerdings auf der Basis von Wasseruntersuchungen ermittelt werden (siehe oben), liegt etwa 100 km weiter unterhalb der Mündung der Aller in die Weser. Für 2000 wurde in Farge auf der Basis von Wasseruntersuchungen, die sowohl den partikulär gebundenen als auch gelöst vorliegenden Anteil beinhalten, eine TBT-Jahresfracht von 14,5 kg ( $\cong$  14.500 g) Sn/a errechnet. Selbst wenn bei der partikulär gebundenen Jahresfracht ein gelöst vorliegender Anteil von 30 % hinzu addiert wird, zusätzlich entsprechend dem Einzugsgebietsverhältnis noch einmal 10 % hinzugeschlagen werden, was einer Gesamt-TBT-Fracht von etwa 330 g Sn/a entspricht, ist die Differenz zwischen diesen beiden Zahlenwerten erheblich. Die auf der Basis von Wasseruntersuchungen ermittelte Jahresfracht für 2000 ist somit etwa 40 mal höher als die der Schwebstoffuntersuchungen.

Bei der Errechnung der TBT-Frachten über die Wasserphase ist näherungsweise, falls die gemessene TBT-Konzentration unter der Bestimmungsgrenze von  $< 2$  ng Sn/L lag, näherungsweise mit der halben Bestimmungsgrenze gerechnet worden. Im Jahr 2000 ist in Farge bei 7 von insgesamt 12 durchgeführten Untersuchungen die Bestimmungsgrenze unterschritten worden (siehe Tab. 4.1.2.1). Setzt man diese TBT-Konzentrationen von  $< 2$  ng Sn/L näherungsweise gleich 0, so ergibt sich für 2000 eine Jahresfracht von nunmehr 5.700 g Sn/a anstatt der ursprünglich errechneten Fracht von 14.500 g Sn/a. Dieser Zahlenwert kommt den der Schwebstoffe von 330 g Sn/a schon etwas näher, trotzdem ist die auf der Basis von Wasseruntersuchungen errechnete TBT-Fracht immer noch um den Faktor 17 größer.

Stellt man diesen Ergebnissen den der Schwebstoffuntersuchungen gegenüber (vgl. Kap. 4.2.2), so wird deutlich, dass die in Farge im Jahr 2000 gemessenen TBT-Gehalte von 47 und 79  $\mu$ g Sn/kg TS wesentlich höher als die der in Drakenburg (max. 4  $\mu$ g Sn/kg TS) und Verden (max. 6,3  $\mu$ g Sn/kg TS) ermittelten waren. Da die Schwebstoffproben in Farge mittels eines stationären Absetzbeckens entommen worden sind, können hier keine Frachten errechnet werden (vgl. 3.1.2). Dennoch spiegeln diese Zahlen wider, dass insgesamt betrachtet die TBT-Belastung in Farge wesentlich höher war als im weiter oberhalb gelegenen Bereich von Weser/Aller. Unter Berücksichtigung dieses Aspektes erscheinen die o.a. TBT-Jahresfrachten wesentlich plausibler.

### 5.1.2.3 Abhängigkeit des TBT von Chlorophyll a und TOC

Es wurde u.a. der Frage nachgegangen, ob durch die im Frühjahr/Sommer auftretenden erhöhten Phytoplanktonkonzentrationen (Algenblüte) ein Einfluss auf die betrachteten Zinnorganikagehalte festzustellen ist. Dies ist unter dem Aspekt zu sehen, dass bestimmte lipophile Substanzen bevorzugt an organischer Substanz akkumulieren: Erhöhte TOC-Gehalte

im Schwebstoff/Sediment sollen, nach allgemeiner Kenntnis, auch erhöhte Gehalte an organischen Schadstoffen zur Folge haben.

Eine diesbezügliche Betrachtung wurde in der Weser bei Drakenburg im Zeitraum von Anfang April bis Ende September 2000 angestellt (Kap. 4.2.2). Aufgrund zu weniger Positivbefunde beim TPT konnte lediglich die Abhängigkeit des Chlorophyll a zu TBT betrachtet werden (siehe Abb. 4.2.2.4). Bei einer durchgeführten linearen Regressionsanalyse ergab sich jedoch ein Bestimmtheitsmaß von lediglich 0,190, d.h., es konnte keinerlei Abhängigkeit des TBT im Schwebstoff zum Chlorophyll a festgestellt werden. Auch bei der Betrachtung des TOC zum TBT (Abb. 4.2.2.6) ergab sich keine signifikante Abhängigkeit (Bestimmtheitsmaß von lediglich 0,092). Wahrscheinlich ist in den Schwebstoffpartikel immer genügend TOC vorhanden, denn der minimal gemessene TOC-Gehalt lag immerhin noch bei 2,4 % TOC, entsprechend 24 g TOC/kg TS, so dass die Zinnorganikamoleküle immer genügend Platz haben müssten, um sich an den Schwebstoffpartikeln anzulagern. Eine Normierung von organischen Schadstoffen auf den TOC (vergl. Gl. 2.2.1.6) muss von daher kritisch betrachtet werden.

Die Frage, ob zwischen den gemessenen Chlorophyll a-Konzentrationen und den dazugehörigen TOC-Gehalten im Schwebstoff eine Abhängigkeit aufgezeigt werden konnte, muss positiv beantwortet werden. Hier konnte ein Bestimmtheitsmaß von 0,68 registriert werden, d.h. mit erhöhten Chlorophyll a-Konzentrationen im Gewässer stieg auch signifikant der TOC-Gehalt im Schwebstoff an.

### **5.1.3 Sedimente**

#### **5.1.3.1 Binnenbereich**

Von den in den Jahren 1992, 1996 und 2000 insgesamt 188 im niedersächsischen Binnenbereich untersuchten Sedimentproben konnte lediglich in 8 Proben TPT in Gehalten zwischen 1,1 und 29 µg Sn/kg TS nachgewiesen werden. Somit lagen die TPT-Gehalte in etwa 96 % der untersuchten Sedimentproben unter der Bestimmungsgrenze von < 1 µg Sn/kg TS. Sedimentproben aus Häfen (I bis III) des Zwischenahner Meers wiesen die höchsten TPT-Gehalte auf (Kap. 4.3.1.1). Insbesondere das Sediment des Hafens II, das den höchsten TPT-Gehalt von 29 µg Sn/kg TS aufwies, war auch am höchsten mit TBT belastet (4.300 µg Sn/kg TS). Dies deutet auf die Antifoulingproblematik hin (siehe unten), da bis Mitte der 90er Jahre auch TPT zusätzlich in Antifoulingfarben eingesetzt wurde. Dieser Zusammenhang wird auch von der UMWELTBEBÖRDE HAMBURG (2000) gesehen, die im Hamburger Bereich der Elbe TPT-Gehalte von bis zu 50 µg Sn/kg TS (Kuhwerder Hafen, mit einem TBT-Gehalt von 900 µg Sn/kg TS) gemessen hatte. Fraglich ist jedoch, welchen Eintragungspfad die in den Sedimentproben der übrigen Messstellen ermittelten TPT-Gehalten zuzuordnen sind, auch wenn deren Gehalte relativ gering sind. Dieser Aspekt wird in Kap. 6.2 behandelt. Eine Bewertung der TPT-Positivbefunde nach dem Qualitätsziel der Niederlande, nämlich 0,34 µg Sn/kg TS, kann nicht vorgenommen werden, da die Bestimmungsgrenze bei < 1 µg Sn/kg TS lag. Bei einer Klassifizierung nach dem System der ARGE-ELBE (1999) ergibt sich das folgende Bild: 187 der Befunde sind der Klasse I bzw. I – II zuzuordnen, lediglich ein Befund (die zitierten 29 µg Sn/kg TS) entspricht der Klasse II – III. Legt man letztlich das Qualitätsziel der LAWA von 34 bzw. 3,4 µg Sn/kg TS zugrunde, so ergeben sich keine bzw. 2 Beanstandungen (siehe Kap. 5.4).

TBT konnte dagegen wesentlich häufiger, nämlich in 60 % der untersuchten Sedimentproben, nachgewiesen werden als TPT. Die in Kap. 4.3.1.2 aufgeführten Analysenbefunde der in Niedersachsen durchgeführten Sedimentuntersuchungen kommen zu dem Ergebnis, dass immer dort, wo Schifffahrt betrieben wird, auch eine erhöhte TBT-Belastung festgestellt wurde. In Häfen entnommene Sedimentproben wiesen die höchsten TBT-Gehalte auf, wie beispielsweise in denen des Zwischenahner Meeres mit Gehalten zwischen 4.300 bis 820  $\mu\text{g Sn/kg TS}$ . Die Tatsache, dass ausgerechnet in Sportboothäfen am Zwischenahner Meer und in Verden die höchsten TBT-Gehalte im Sediment gefunden wurden, legt den begründeten Verdacht nahe, dass TBT-haltige Schiffsanstriche trotz des Verbots auch bei Sportbooten mit einer Länge von  $< 25$  m noch angewendet werden. Angesichts des Gefährdungspotentials, das von zinnorganischen Substanzen ausgeht, erscheint es daher notwendig, dass das Verbot auch direkt überwacht wird (z.B. durch Probenahme von Anstrichen einzelner Boote). Dieses Ergebnis wird durch Untersuchungen anderer bestätigt (siehe Tab. 2.5.3.2). In einer aus einem Hafen des Tegeler Sees (Berlin) stammenden Sedimentprobe wurde ein sehr eindrucksvoller TBT-Spitzenwert von 340.000  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  ermittelt (KALBFUS et al. 1991). In der Literatur ist eine Bandbreite von Qualitätszielen, nämlich zwischen 0,6  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  (Niederlande) bis 204 – 327  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  (STRONKHORST et al. 1996), aufgeführt.

Bemerkenswert ist zudem, dass in den untersuchten Häfen, insbesondere des Zwischenahner Meeres, innerhalb der Butylzinnspeziesverteilung TBT absolut dominierend ist. Betrachtet man dagegen die Verteilung innerhalb der übrigen untersuchten Messstellen, so ist MBT dominierend, der Anteil des TBT fällt in etwa auf das niedrigere Niveau des DBT zurück (siehe Abb. 4.3.1.2). Es ergibt sich somit in dieser Hinsicht bei den außerhalb von Häfen untersuchten Sedimenten das gleiche Bild wie bei den Schwebstoffen und Wasseruntersuchungen.

### **5.1.3.2 Küstenbereich**

Bei den in den Jahren 1997 und 2000 durchgeführten Sedimentuntersuchungen im niedersächsischen Küstenbereich ist auffallend, dass im Jahr 1997 in den weiter östlich gelegenen Gebieten (Jadebusen, Hoher Weg, Tettens und Cappel) TPT in Gehalten von bis zu 2,3  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  nachgewiesen werden konnte. Während in den drei Jahre später an den selben Untersuchungsprofilen durchgeführten Untersuchungen in keiner der Sedimentproben TPT mehr nachgewiesen werden konnte (durchweg  $< 1 \mu\text{g Sn/kg TS}$ ). Zwar kann hieraus keine verlässliche Trendaussage abgeleitet werden, zumal die 1997 ermittelten TPT-Gehalte als relativ gering anzusehen sind und der maximal gemessenen TPT-Gehalt lediglich um Faktor 4 über dem Niveau der Bestimmungsgrenze von  $< 0,5 \mu\text{g Sn/kg TS}$  lag. Dennoch kann eine gewisse Tendenz zu einer geringer gewordenen TPT-Belastung innerhalb des betrachteten Zeitraumes nicht verneint werden. Denn es ist zu bedenken, dass die einzelnen aus den Wattgebieten des Küstenbereiches entnommenen Proben über die Zeit betrachtet eine homogenere Korngrößenzusammensetzung aufweisen als die des Binnenbereiches und somit hinsichtlich des Korngrößeneffekts wesentlich geringeren Schwankungen unterworfen sind. Zudem sind je Profil 3 bis 4 Sedimentproben untersucht worden, was wiederum eine repräsentativere bzw. abgesichertere Aussage zulässt.

Eine Bewertung der ermittelten TPT-Gehalte nach dem System der Niederländer, mit einem Qualitätsziel von 0,34  $\mu\text{g Sn/kg TS}$  ist nur beschränkt möglich, da die Bestimmungsgrenzen 1997  $< 0,5$  und 2000  $< 1,0 \mu\text{g Sn/kg TS}$  betragen. Zumindest bei allen positiven Befunden ist das Qualitätsziel nicht erreicht worden, d.h. bei immerhin mindestens 11 von insgesamt 66 durchgeführten Untersuchungen. CEULEMANS et al. 1998 gibt als höchsten publizierten

Wert des marinen Bereich einen TPT-Gehalt von 1.860 µg Sn/kg TS an. So gesehen sind die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten TPT-Gehalte als vergleichsweise gering anzusehen.

Hinsichtlich des TBT sind die im Jahre 1997 innerhalb eines Untersuchungsprofils maximal ermittelten Gehalte in Abb. 4.3.2.2.1 grafisch dargestellt. Wurde das strenge Qualitätsziel von BAUER et al. 1997, nämlich 4 µg Sn/kg TS überschritten, was bei der Strandschnecke *Littorina littorea* zu ersten Schädigungen führen kann, so ist in dieser Grafik der Zahlenwert mit einem Kästchen versehen. Hierbei wird ersichtlich, dass die Schifffahrtswege der Weser, Elbe und Ems die höchsten TBT-Gehalte aufwiesen und das Qualitätsziel von 4 µg Sn/kg TS in diesen Bereichen deutlich überschritten wurde.

Vergleicht man die 1997 und 2000 gemessenen TBT-Gehalte miteinander (Tab. 4.3.2.2), so ergibt sich ein differenziertes Bild: In den Bereichen von Jadebusen, Hoher Weg, Tettens/Weser, Cappel und Dollart konnte ein gewisser Rückgang der TBT-Belastung in den Sedimenten beobachtet werden. Während der maximal gemessenen TBT-Gehalt beispielsweise im Jadebusen/Hoher Weg 1997 noch 15/8,2 µg Sn/kg TS betrug, konnte im Jahr 2000 ein maximaler Gehalt von lediglich 4,6/1,9 µg Sn/kg TS registriert werden. In den Bereichen von Spiekeroog, Elisabeth-Groden und Leybucht war eine signifikante Änderung der TBT-Gehalte im Sediment nicht zu beobachten. Dagegen zeichnete sich im Bereich von Borkum eine deutliche und Norderney eine moderatere Zunahme der Belastung von 4,0 (max. 1997) auf 10,7 µg Sn/kg TS (max. 2000) und 1,4 (max. 1997) auf 4,2 µg Sn/kg TS (max. 2000) ab. Eine Erklärung hierfür kann nicht gegeben werden.

#### **5.1.4 Aquatische Organismen**

##### **5.1.4.1 Makrozoobenthos**

Die TPT-Gehalte der verschiedenen aus der Mittelweser entnommenen Makrozoobenthosorganismen sind in Tab. 4.4.1.1 aufgeführt und in Abb. 4.4.1.1 grafisch dargestellt. Zunächst einmal ist auffällig, dass in sämtlichen untersuchten Organismen TPT nachgewiesen werden konnte, wenn auch in relativ geringen Gehalten von 0,4 bis 2,6 µg Sn/kg FG. Innerhalb der einzelnen nach ihrem Ernährungstyp eingeordneten Organismen sind teilweise nicht unerhebliche Schwankungen der TPT-Gehalte zu verzeichnen. Betrachtet man die Mittelwerte, so ergibt sich für die Gruppe der Räuber/Strudler (Krebse) ein Gehalt von 1,6 µg Sn/kg FG, für die Filtrierer/Strudler (Muscheln) von 1,5 µg Sn/kg FG, Weidegänger (Schnecken) 1,1 µg Sn/kg FG, Filtrierer/Strudler (Schlickkrebse) 1,3 µg Sn/kg FG und für den Filtrierer/Weidegänger (Köcherfliegenlarve) ein Gehalt von 1,0 µg Sn/kg FG. Somit liegen die mittleren TPT-Gehalte sehr dicht beieinander. Anscheinend hat die Ernährungsweise der Organismen keinen signifikanten Einfluss auf deren Belastung mit TPT.

Die Errechnung von Biokonzentrationsfaktoren (BCF) für TPT in Makrozoobenthosorganismen läßt lediglich eine relativ grobe Abschätzung zu, da die Konzentrationen in den untersuchten Wasser- und Schwebstoffproben fast ausschließlich unter den Bestimmungsgrenzen lagen. Für Wasser ergibt sich ein BCF-Bereich von etwa 200 bis mindestens 1.300, und für Schwebstoffe von 1,2 bis mindestens 87 (Bestimmungsgrenze von < 0,1 µg Sn/kg TS, bei einem Trockensubstanzanteil von im Mittel 30 % ergibt sich eine Bestimmungsgrenze von näherungsweise < 0,03 µg Sn/kg FG). Diese Zahlen sagen somit wenig aus.

Qualitätsziele zur Beurteilung der ermittelten TPT-Konzentrationen in Makrozoobenthosorganismen liegen nicht vor. Immerhin konnten der Literatur einige

Vergleichsdaten entnommen werden (siehe Tab. 2.5.4.1), die denen dieser Arbeit in Tab. 5.1.4.1 gegenübergestellt sind.

Tab. 5.1.4.1: TPT-Gehalte [ $\mu\text{g Sn/kg FG}$ ] in Makrozoobenthosorganismen, Gegenüberstellung von Literaturdaten zu denen dieser Arbeit (Mittelweser 2000) (Quellen: \*) STÄB et al. 1996; \*\*) LEPPER et al. 1999)

Organismus	Bereich / Millieu	Literaturbefunde Gehalt in $\mu\text{g Sn/kg FG}$	Eigene Befunde (Mittelweser) $\mu\text{g Sn/kg FG}$
Gammariden (Flohkrebse)	See Niederlande *)	4,5 – 10	0,8 – 2,5
Chironomiden (Mückenlarven)	See Niederlande *)	11 – 30	1,0
Dreissena polymorpha (Muschel)	See Niederlande *)	6,7 – 40	1,3 – 1,8
	Versch. limnische deutsche Gewässer **)	< 2 – 5	

Diesen Befunden zufolge sind die in der Mittelweser registrierten TPT-Gehalte als vergleichsweise niedrig zu betrachten. Bemerkenswert ist zudem, dass in keiner der untersuchten Probe DPT und MPT nachgewiesen werden konnte.

Interessanter Weise liegt die Belastung der Makrozoobenthosorganismen mit TBT bei Gehalten von 0,1 bis 2,5  $\mu\text{g Sn/kg FG}$  in der gleichen Größenordnung wie beim TPT. Auch beim TBT liegen die in den einzelnen Ernährungstypen ermittelten Gehalte, ähnlich wie beim TPT, in etwa der gleichen Größenordnung. Während in der Mittelweser TBT-Gehalte bei den Gammariden bzw. der Muschelart *Dreissena polymorpha* von 0,5 bis 2,2  $\mu\text{g Sn/kg FG}$  bzw. 0,6 bis 2,5  $\mu\text{g Sn/kg FG}$  gemessen wurden, konnte STÄB et al. (1996) in den Niederlanden TBT-Gehalte von 9 bis 17  $\mu\text{g Sn/kg FG}$  bzw. 9 bis 110  $\mu\text{g Sn/kg FG}$  registrieren. Die ARGE-ELBE (1999) konnte im Bereich der Elbe in den *Dreissena polymorpha* TBT-Gehalte von < 1 bis 426  $\mu\text{g Sn/kg FG}$  feststellen. Das Fraunhofer Institut (LEPPER et al. 1999) konnte in aus verschiedenen deutschen Gewässern, wie Elbe, Rhein und Saar, stammende *Dreissena polymorpha* TBT-Gehalte von 2 bis 385  $\mu\text{g Sn/kg FG}$  analysieren, wobei in der Elbe bei Blankenese das Maximum festgestellt wurde. Damit müssen die im Rahmen dieser Arbeit festgestellten TBT-Befunde als vergleichsweise niedrig eingestuft werden.

Bemerkenswert bei den untersuchten Organismen ist zudem, dass sich das Verteilungsmuster der Butylzinnspesies gegenüber dem der Matrix Wasser, Schwebstoff und Sediment sehr unterschiedlich darstellt. Während üblicherweise MBT dominant war, machte TBT den höchsten Anteil in den Makrozoobenthosorganismen aus. Dies wird auch durch Untersuchungen anderer Institutionen hinsichtlich der Muschel *Dreissena polymorpha* bestätigt (siehe Tab. 2.5.4.1). Eine Erklärung für dieses Phänomen könnte sein, dass das TBT in den Organismen relativ langsam metabolisiert wird.

Für die Zebrauschel *Dreissena polymorpha* wird für TBT eine Halbwertszeit von 26 Tagen angegeben, während Studien für TPT Halbwertszeiten von etwa 105 bis 202 Tage ergeben haben. Demzufolge ist TPT wesentlich langsamer als TBT abbaubar.

Eine in norwegischen Gewässern durchgeführte Studie ergab, dass bei der Nordischen Purpurschnecke (*Nucella lapillus*) bei TBT-Gehalten von  $< 10 \mu\text{g TBT/kg TS}$  keine Impossexmerkmale zu beobachten waren (FOLSIK et al. 1999). Geht man bei dieser Schnecke von einem Trockensubstanzanteil von schätzungsweise 10 % aus, so ergibt sich ein Orientierungswert von umgerechnet etwa  $0,4 \mu\text{g Sn/kg FG}$ . Die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Schnecken wiesen TBT-Gehalte von  $0,4$  bis  $0,9 \mu\text{g Sn/kg FG}$  auf (siehe Tab. 4.4.2.1), so dass das in den Schnecken festgestellte Konzentrationsniveau als nicht unkritisch betrachtet werden muss.

## 5.1.4.2 Fische

### 5.1.4.2.1 Vergleichende Bewertung der Gehalte

Allgemeine Qualitätsziele, wie sie beispielsweise beim Wasser und Schwebstoff/Sediment existieren, liegen zur Bewertung der Fischuntersuchungsbefunde nicht vor. Lediglich im Hinblick auf den menschlichen Verzehr der Fische sind Grenz- bzw. Orientierungswerte vorhanden, die im Kap. 5.1.4.2.3 diskutiert werden.

Um die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten TPT- und TBT-Befunde einschätzen zu können, sind sie in Tab. 5.1.4.2.1 denen anderer Institutionen gegenübergestellt. Hierbei sind insbesondere die von STÄB et al. (1996) in den Niederlanden durchgeführten Untersuchungen zu nennen, die ein ähnlich breites Fischartenspektrum wie in der vorliegenden Arbeit erfasst hatte. Da über TBT ein umfangreiches Datenmaterial anderer Institutionen vorliegt, ist in Tab. 5.1.4.2.1 der Übersichtlichkeit halber eine möglichst repräsentative Auswahl getroffen worden. Die kompletten für TPT und TBT zusammengestellten Literaturdaten können den Tab. 2.5.5.1 und 2.5.5.2 entnommen werden. Für die einzelnen Fischarten ergeben sich die im Folgenden aufgeführten Relationen.

#### Rotaugen

Das Rotaugen ist die Fischart, in deren Lebern die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen die höchsten TPT-Gehalte von im Mittel bis zu  $920 \mu\text{g Sn/kg FG}$  (Max.  $1.050 \mu\text{g Sn/kg FG}$ ) analysiert werden konnten. Literaturdaten liegen lediglich für die Muskulatur vor. So hat STÄB et al. (1996) in aus niederländischen Seen stammenden Rotaugen TPT-Gehalte von  $7$  bis  $140 \mu\text{g Sn/kg FG}$  ermittelt. Genau diese Größenordnung haben auch die eigenen Befunde, mit Gehalten von  $0,5$  bis  $149 \mu\text{g Sn/kg FG}$ , ergeben.

Die aus niedersächsischen Gewässern stammenden Rotaugen waren hinsichtlich ihrer Muskulatur allerdings deutlich geringer mit TBT belastet als die der niederländischen ( $< 1$  bis  $149 \mu\text{g Sn/kg FG}$  zu  $33$  bis  $480 \mu\text{g Sn/kg FG}$ ). Während in den Niederlanden die Muskulatur der Rotaugen insgesamt betrachtet höher mit TBT als mit TPT belastet waren, war das Belastungsniveau bei den in Niedersachsen gefangenen Fischen in der gleichen Größenordnung.

#### Aal

Die Muskulatur der aus den niedersächsischen Gewässern stammenden Aale wiesen TPT-Gehalte von  $2,0$  bis  $90 \mu\text{g Sn/kg FG}$  auf waren vergleichsweise geringer belastet als die aus



niederländischen Gewässern stammenden (42 bis 250 µg Sn/kg FG). Elbaale wiesen jedoch die geringsten TPT-Gehalte mit < 1 bis 41 µg Sn/kg FG in ihrer Muskulatur auf (ARGE-ELBE 1999). Bei der Betrachtung der Aallebern ergibt sich, allerdings auf einem höheren Konzentrationsniveau, fast das gleiche Bild wie bei den Muskulaturen. Lediglich die maximal gemessenen TPT-Gehalte von 430 µg Sn/kg FG in den Niederlanden und 500 µg Sn/kg FG der eigenen Untersuchungen liegen nunmehr in der gleichen Größenordnung.

Beim TBT sieht die Rangfolge ähnlich wie beim TPT aus. Die eigenen Untersuchungen haben TBT-Gehalte von < 1 bis 23 µg Sn/kg FG in der Muskulatur und < 1 bis 64 µg Sn/kg FG in der Leber ergeben, während die Niederländer deutlich höhere Gehalte von 10 bis 160 µg Sn/kg FG (Muskulatur) und 31 bis 260 µg Sn/kg FG (Leber) gemessen hatten. Eines zeigen jedoch sämtliche o.a. Untersuchungen: Die Belastung der Aale mit TPT war durchweg deutlich höher als mit TBT.

### Barsch

Die Muskulatur von Barschen wurde auch in den Niederlanden von STÄB et al. (1996) untersucht. Während er TPT-Gehalte von 47 bis 110 µg Sn/kg FG analysiert hatte, haben die eigenen Untersuchungen niedrigere Gehalte von 0,5 bis 33 µg Sn/kg FG ergeben. Dagegen liegen die TBT-Gehalte im gleichen Konzentrationsbereich von 28 bis 34 µg Sn/kg FG (Niederlande) zu < 1 bis 24 µg Sn/kg FG (Niedersachsen).

### Hecht

Beim Hecht muss ebenfalls auf die Untersuchungen der Niederländer zurück gegriffen werden. Hinsichtlich des TPT ergibt sich lediglich hinsichtlich der Muskulatur eine gute Übereinstimmung: Die ermittelten TPT-Gehalte lagen zwischen 80 bis 160 µg Sn/kg FG (Niederlande) und 3,8 bis 140 µg Sn/kg FG (eigene Daten). Ansonsten weisen die niederländischen Befunde deutlich höhere TPT-Lebergehalte von 260 bis 520 µg Sn/kg FG als die der eigenen Untersuchungen mit 17 bis 140 µg Sn/kg FG auf.

Beim TBT dagegen ergibt sich ein eher anderes Bild. Während in den Niederlanden TBT-Gehalte von 21 bis 35 µg Sn/kg FG in der Muskulatur und 60 bis 95 µg Sn/kg FG in der Leber registriert wurden, lagen die niedersächsischen Befunde in den Bereichen von < 1 bis 125 (Muskulatur) und 1,2 bis 38 (Leber). Eine Erklärung dafür, dass die Muskulatur der Hechte in Verden/Aller (und nur dort) im Mittel höher belastet war als die Leber, kann nicht gegeben werden.

### Brassen

Hinsichtlich der Muskulatur der Brassen liegen mehr Vergleichsbefunde als bei den bisher diskutierten Fischarten vor. Der höchste TPT-Muskulatur-Gehalt konnte in aus der Elbe bei Blankenese stammenden Brassen mit 86 µg Sn/kg FG ermittelt werden (LEPPER et al. 1999). In anderen untersuchten Gewässern, wie Rhein, Saar, Mulde und dem übrigen Teil der Elbe, schwankten die TPT-Gehalte zwischen überwiegend < 1 bis 18 µg Sn/kg FG. Die eigenen Untersuchungsbefunde entsprechen mit TPT-Gehalten von 6,1 bis 10,2 µg Sn/kg FG in etwa diesem Niveau. Dagegen ist in den Lebern der Brassen, die im Rahmen dieser Arbeit untersucht worden sind, eine deutlich höhere TPT-Belastung (58 bis 180 µg Sn/kg FG) als in denen der Elbe (< 1 bis 36 µg Sn/kg FG) gemessen worden (ARGE-ELBE 1999).

Beim TBT ergibt sich dagegen ein vollkommen anderes Bild: Die eigenen Befunde sind als vergleichsweise niedrig, mit TBT-Gehalten von 2,0 bis 17 µg Sn/kg FG in der Muskulatur und 9,1 bis 89 µg Sn/kg FG in der Leber, einzustufen. Die höchsten TBT-Gehalte sind in aus der Elbe stammenden Brassen registriert worden: Die maximal gemessenen TBT-Gehalte

betrugen dort 326 µg Sn/kg FG in der Muskulatur und 680 µg Sn/kg FG in der Leber (ARGE-ELBE 1999). Während also die Lebern der eigenen untersuchten Brassens höher mit TPT (bis 180 µg Sn/kg FG) statt mit TBT (bis 89 µg Sn/kg FG) belastet waren, war es bei den Untersuchungsbefunden der anderen zitierten Institutionen umgekehrt.

Zu den in der Elbe bei Blankenese aufgeführten TPT-Gehalten sei angemerkt, dass die von LEPPER et al. (1999) durchgeführten Untersuchungen eine Zeitreihe von 1993 bis 1998 beinhalten. Der zitierte höchste TPT-Gehalt in der Muskulatur der Brassens von 86 µg Sn/kg FG stammt aus dem Jahre 1993, während in den Folgejahren 1995 bis 1998 ein Rückgang der TPT-Gehalte von 43 µg Sn/kg FG, über < 2 µg Sn/kg FG auf 26 µg Sn/kg FG zu beobachten war.

Tab. 5.1.4.2.1: Vergleich von Literaturdaten mit eigenen TPT- und TBT-Befunden in Fischen (Min. – Max.) (Quellen: siehe Tab. 2.5.5.1 und 2.5.5.2)

Organismus/ Gewebe	Bereich / Gewässer	Literatur TPT-Gehalt in µg Sn/kg FG	Eigene Untersuchung TPT-Gehalte in µg Sn/kg FG	Literatur TBT-Gehalte in µg Sn/kg FG	Eigene Untersuchung TBT-Gehalte in µg Sn/kg FG
Rotaugen/ Muskulatur	Niederlande	7 – 140	0,5 – 149	33 – 480	< 1 – 149
Aal/ Muskulatur	Niederlande Elbe	42 – 250 < 1 - 41	2,0 – 90	10 – 160 < 1 – 6	< 1 – 23
Aal/Leber	Niederlande Elbe	150 – 430 < 1 - 70	5,0 – 500	31 - 260 < 1 - 11	< 1 – 64
Barsch/ Muskulatur	Niederlande	47 – 110	0,5 – 33	28 – 34	< 1 – 25
Hecht/ Muskulatur	Niederlande	80 – 160	3,8 – 140	21 – 35	< 1 – 125
Hecht/Leber	Niederlande	260 – 520	17 – 140	60 – 95	1,2 – 38
Brassen/ Muskulatur	Elbe Rhein, Saar, Mulde und Elbe : Elbe, Blankenese	< 1  < 2 – 18  < 2 – 86	6,1 – 10,2	18 – 326  1 – 69  128 – 192	2,0 – 17
Brassen/ Leber	Elbe	< 1 – 36	58 - 180	103 – 680	9,1 – 89

Betrachtet man bei der Berechnung der Biokonzentrationsfaktoren lediglich die maximal in der Muskulatur (149 µg Sn/kg FG) und Leber (1.050 µg Sn/kg FG) der untersuchten Fische ermittelten TPT-Gehalte in Bezug zu denen der Sedimente (< 1 µg Sn/kg TS, bei einem Trockensubstanzanteil von schätzungsweise 10 % beträgt die Bestimmungsgrenze umgerechnet < 0,1 µg Sn/kg FG), so ergibt sich eine BCF-Größenordnungen von bis zu mindestens 1.490 in der Muskulatur und mindestens 10.500 in der Leber.

Bei der Belastung der Fische aus den verschiedenen Gewässern waren Unterschiede zu verzeichnen. In Lebern aus der Aller bei Verden stammenden Rotaugen wurde der mit Abstand höchste mittlere TPT-Gehalt mit 920 µg Sn/kg FG gemessen, gefolgt vom Zwischenahner Meer mit 540 µg Sn/kg FG, der Weser in Hajen mit 260 µg Sn/kg FG und letztlich der Weser in Drakenburg mit 100 µg Sn/kg FG. Diese Reihenfolge ergab sich auch bei der Belastung der Fische mit TBT. Diese Ergebnisse spiegeln in etwa die Befunde der Sedimentuntersuchungen wider, nach denen sowohl im Zwischenahner Meer als auch in der Aller bei Verden (Yachthafen) höhere TBT-Gehalte als in der Weser ermittelt wurden. Erstaunlicherweise waren selbst in Fischen aus den Referenzgewässern des Wollingster Sees und der Granetalsperre messbare TPT-Belastungen festzustellen, in den Lebern der Rotaugen wurden mittlere TPT-Gehalte von 62 und 120 µg Sn/kg FG analysiert. Dies zeigt, dass TPT in unserer Umwelt erheblich weiter verbreitet ist, als nach bisherigem Kenntnisstand angenommen werden konnte. Das wirft die bisher ungelöste Frage nach möglichen Verbreitungs- und Eintragungspfaden auf, woraus sich ein dringender Untersuchungsbedarf ergibt.

#### Zusammenfassende Betrachtung der eigenen Befunde

Um die Relevanz der eigenen untersuchten Fischarten im Hinblick auf die Belastung mit TPT und TBT besser überschauen zu können, sind in Abb. 5.1.4.2.1.1 die im gesamten Untersuchungszeitraum von 1998 bis 2000 die in jeder Fischart maximal gemessenen Muskulatur- und Lebergehalte grafisch dargestellt.

Aus dieser Grafik geht die Dominanz von TPT hervor: In den Lebern jeder untersuchten Fischart war TPT im Vergleich zu den anderen zinnorganischen Verbindungen dominierend. Lediglich beim Hecht befinden sich die maximal gemessenen Gehalte sowohl beim TPT, Muskulatur und Leber, als auch beim TBT (Muskulatur) auf etwa dem gleichen Belastungsniveau.

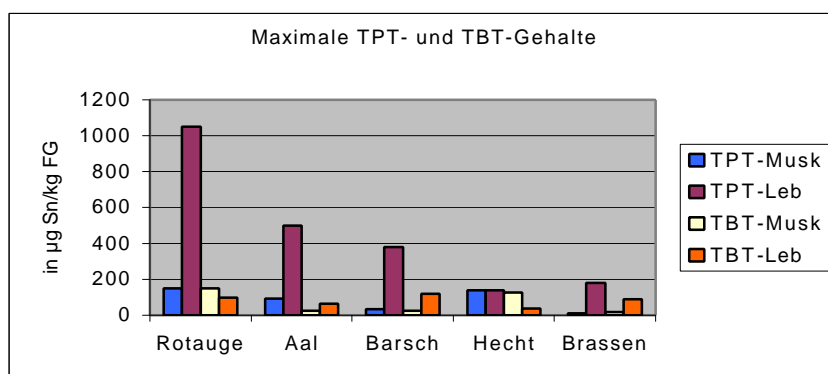


Abb. 5.1.4.2.1.1: Die im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen gemessenen Maximalgehalte [µg Sn/kg FG] von TPT und TBT in Fischen

#### Vergleich der eigenen Befunde mit Fischen, bei denen der Tod durch TPT-/TBT-Exposition eingetreten war

Wie bereits in Kap. 2.3.2 und 2.3.3 erwähnt, liegen nur wenige Befunde von Fischen vor, die durch TPT- bzw. TBT-Exposition verendet waren.

In Tab. 5.1.4.2.2 sind die für nordamerikanische Lachse (*Oncorhynchus tshawytscha*) von SHORT und THROWER (1987) sowie von TAS (1993) für Guppys (*Poecilia reticulata*) ermittelten Gewebegehalte aufgeführt. Die TBT-Konzentrationen waren in den während des Bioassays gestorbenen Lachsen nahezu konstant, so dass die Autoren daraus schlossen, dass TBT bis zu einem Schwellenwert in kritischen Geweben akkumuliert und dann den Tod verursacht (zit. in LEPPER et al. 1999). Für die Guppys wurden die Gehalte von TAS (1993) auf den Gesamtorganismus bezogen, so dass leider kein unmittelbarer Vergleich der Gehalte von Muskulatur und Leber möglich ist.

Zudem können die eigenen Befunde nicht unmittelbar auf die letalen Körperkonzentrationen dieser beiden Fischarten übertragen werden. Dennoch spiegelt ein Vergleich die verschiedenen Größenordnungen wider.

Tab. 5.1.4.2.2: In durch TBT- und TPT-Exposition verendeten Fischen ermittelte Gehalte

Fischart/Gewebe	Zinnspezies	Verendete Fische: Gehalt in $\mu\text{g Sn/kg FG}$
Nordamerikanischer Lachs:		
Muskel	TBT	210
Leber	TBT	3.000
Gehirn	TBT	1.400
Guppy:		
Gesamtorganismus	TPT	2.000 – 3.000
Gesamtorganismus	TBT	1.500 – 3.000

Der höchste im Rahmen dieser Arbeit gemessene TPT-Gehalt beträgt hinsichtlich der Muskulatur  $149 \mu\text{g Sn/kg FG}$  und Leber  $1.050 \mu\text{g Sn/kg FG}$  (Rotaugen), für TBT  $150 \mu\text{g Sn/kg FG}$  in der Muskulatur (Rotaugen) und  $120 \mu\text{g Sn/kg FG}$  (Barsch) in der Leber.

Unter der vereinfachten Annahme, dass die Leber eines Fisches näherungsweise etwa 5 % seines Gesamtgewichtes ausmacht und der Rest des Fisches als Muskulatur zu sehen ist, ergeben sich für die o.a. maximalen Gehalte folgende Größenordnungen: Für TPT ein Gesamtorganismus-Gehalt von maximal etwa  $200 \mu\text{g Sn/kg FG}$  und für TBT einer von etwa  $150 \mu\text{g Sn/kg FG}$ . Somit würden diese Gehalte etwa eine Zehnerpotenz unter dem für Guppys kritischen Konzentrationsbereich liegen. Bei dieser Betrachtung muss jedoch berücksichtigt werden, dass Guppys im Allgemeinen als eher robust einzustufen sind.

Für den noramerikanischen Lachs, für den lediglich TBT-Gehalte angegeben wurden, ergibt sich hinsichtlich der Muskulatur ein anderes Bild: Der maximal in dieser Arbeit ermittelte TBT-Gehalt von  $150 \mu\text{g Sn/kg FG}$  würde dem für den Lachs kritischen Wert von  $210 \mu\text{g Sn/kg FG}$  schon nahe kommen.

Wirkungen auf Verhalten und Reproduktion der Fische dürften bei chronischer Exposition zumeist schon bei wesentlich niedrigeren Gehalten zutage treten als die oben für die letale Wirkung angegebenen (LEPPER et al. 1999). Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Konzentrationsbereiche zumindest für empfindliche Fischarten ein Risiko darstellen.

#### **5.1.4.2.2 Bewertung in Abhängigkeit von der Fischlänge und Aussagen zum Metabolismus**

Es ist bereits ausführlich beschrieben worden, dass insbesondere die Lebern der Rotaugen sehr hoch und die der Aale vergleichsweise niedrig mit TPT angereichert sind. Es stellen sich die Fragen, warum dies so ist und ob ältere Fische höher mit TPT belastet sind als jüngere. Natürlich ist auch von Interesse, wie sich im Vergleich zum TPT die Situation beim TBT darstellt.

Es hat sich gezeigt, dass bei den Rotaugen und Barschen eine signifikante Abhängigkeit zwischen der Länge und dem Alter der Fische innerhalb der einzelnen Untersuchungsgebiete vorhanden ist (siehe Kap. 4.5.3). Je länger der Fisch, desto älter war er auch. Es ist von daher möglich, die einzelnen Organozinngehalte dem Alter der Fische über die dazugehörige Fischlänge zuzuordnen. Diese Abhängigkeiten sind in Kap. 4.5.1.5 für TPT und Metabolite DPT und MPT, und in Kap. 4.5.2.5 für TBT und DBT und MBT, exemplarisch für die Lebern der Rotaugen (Zwischenahner Meer) und Aale (Drakenburg) grafisch dargestellt worden. Es wurden diese beiden Fanggebiete gewählt, weil hier ein besonders umfangreiches Datenmaterial vorliegt. Denn die Lebern der Rotaugen weisen ein so geringes Gewicht auf, dass überwiegend Mischproben erstellt werden mußten, um eine ausreichende Substanzmenge für eine Analyse zu erhalten.

Bei der Darstellung der xy-Diagramme zeigte sich, dass beim Aal die TPT-Gehalte in der Leber relativ konstant zur Körperlänge waren. Ein ähnliches Bild ergab sich auch für DPT und MPT, auch wenn sie in vergleichsweise geringeren Gehalten als beim TPT nachgewiesen werden konnten. Die Darstellung der normierten Gehalte über die Aallänge macht jedoch deutlich, dass mit zunehmender Fischlänge sogar ein Rückgang der TPT-Gehalte in der Leber zugunsten von DPT und MPT zu beobachten war. Dies deutet darauf hin, dass die Lebern der Aale in der Lage sind TPT abzubauen, und das um so besser je älter sie sind.

Beim TBT konnte der gleiche Mechanismus wie beim TPT beobachtet werden: Die Lebern der Aale metabolisieren das TBT zu DBT und MBT, wobei sich bei älteren Fischen immer mehr das Verhältnis von TBT zugunsten von DBT und MBT verschob. Bei dieser Aussage muss jedoch berücksichtigt werden, dass sowohl in der Wasser- als auch Schwebstoff-/Sedimentphase eines Gewässers (außerhalb von Häfen) DBT und MBT dominierend sind. Sie sind nicht nur als Abbauprodukte des TBT zu sehen, denn DBT und MBT werden in großen Mengen industriell als Stabilisatoren/Katalysatoren in Kunststoffen verwendet (siehe Kap. 2.1). Durch diffuse Quellen (z.B. Auslaugung) gelangen sie in die Gewässer und üben dort sicherlich einen gewissen Einfluß auf die aquatischen Organismen aus, auch wenn sie weniger lipophil als TBT sind.

Bei den Rotaugen konnte hinsichtlich des TBT ein ähnliches Verhalten wie bei den Aalen beobachtet werden: Die TBT-Gehalte in den Lebern sind relativ konstant zur Körperlänge der Rotaugen. Auch hier verdeutlicht die Darstellung der normierten Butylzinngelalte, dass mit zunehmender Länge der Rotaugen der Anteil von TBT zugunsten von DBT und MBT geringer wird. Ein Unterschied zum Aal besteht jedoch. Während in den Aallebern überwiegend TBT dominierend war, machte bei den Rotaugen durchweg DBT die höchsten Anteile innerhalb der Butylzinnspezies aus.

Ein anderes Bild ergibt sich dagegen in den Lebern der Rotaugen hinsichtlich des TPT. Hier zeigt sich sehr eindrucksvoll, dass die TPT-Gehalte mit zunehmender Fischlänge ebenfalls ansteigen und dass die Gehalte der Metabolite DPT und MPT durchweg unter den Bestimmungsgrenzen lagen. Besonders deutlich zeigen sich die Verhältnisse bei der Darstellung der normierten Phenylzinnspezies: Vollkommen unabhängig von der Länge der

Rotaugen ist TPT absolut dominierend (Faktor 1,0), sowohl DPT als auch MPT spielen keine Rolle. Damit zeigt sich, dass die Lebern der Rotaugen zwar in der Lage sind TBT, jedoch in viel geringerem Maße TPT abzubauen. TPT kann sich somit sehr stark in den Lebern der Rotaugen anreichern. Anscheinend ist in den Lebern der Rotaugen die Funktion der Mischfunktionelle Oxidasen und anderer Cytochrom P450 abhängige Detoxifikationssysteme, die die Fähigkeit zur Detoxifikation bei Fischen aufweisen (ALZIEU 1996), stark eingeschränkt oder blockiert.

In Kap. 4.5.1.4 und 4.5.2.4 sind die TPT- und TBT-Gehalte der Lebern mit den dazugehörigen Gehalten der Muskulaturen für die einzelnen Fischarten grafisch dargestellt worden. Dabei hat sich gezeigt, dass bei allen Fischarten sowohl bei TPT als auch bei TBT eine signifikante lineare Abhängigkeit vorhanden ist. Steigende Gehalte in den Lebern haben auch höhere Gehalte in den Muskulaturen zur Folge. Während die Steigungen der linearen Ausgleichsgraden von Lebern zu Muskulaturen bei den meisten Fischarten sowohl bei TPT als auch TBT bei 2 bis 5 liegen, d.h. die Lebern waren etwa 2 bis 5 mal so hoch wie die Muskulaturen belastet, konnte hinsichtlich des TPT bei den Rotaugen eine Steigung von 27 errechnet werden. Auch hier verhält sich TPT in Rotaugen atypisch: Während die Lebern hoch mit TPT belastet sind, konnten in den Muskulaturen nur vergleichsweise geringe TPT-Gehalte registriert werden. Interessant ist zudem, dass weder DPT noch MPT in den Muskulaturen der Rotaugen nachgewiesen werden konnte.

#### 5.1.4.2.3 Eignung der Fische zum menschlichen Verzehr

Vor dem Hintergrund der geschilderten Belastungssituation stellt sich die Frage, wie die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Befunde im Hinblick auf die menschliche Gesundheit zu sehen sind. Für die folgenden Betrachtungen sind lediglich die in der Muskulatur gemessenen Befunde von Bedeutung, denn nur sie wird vom Menschen normalerweise konsumiert.

#### Bewertung nach TDI-Werten

Von der WHO (World Health Organisation) bzw. FAO (Food and Agriculture Organization) sind sowohl für das Tributylzinn (WHO 1993) als auch Triphenylzinn (WHO/FAO 19971) TDI-Werte (Tolerable Daily Intake) vorgeschlagen worden. Die TDI-Werte geben die Mengen an TBT oder TPT an, die vom Menschen während der gesamten Lebenszeit ohne Bedenken pro Tag aufgenommen werden können. In der Tab. 5.1.4.2.3.1 sind diese TDI-Werte aufgeführt.

Tab. 5.1.4.2.3.1: TDI-Werte für TBT und TPT: Die Menge an TBT und TPT, die ein 70 kg schwerer Mensch unbedenklich täglich aufnehmen kann

TDI [ $\mu\text{g OZK/kg}\cdot\text{d}$ ]	TDI [ $\mu\text{g Sn/kg}\cdot\text{d}$ ] (umgerechnet auf Sn)	Unbedenkliche tägliche Menge für einen 70 kg schweren Menschen
TBT: 0,25 $\mu\text{g TBTO/kg}\cdot\text{d}$	TBT: 0,1 $\mu\text{g Sn/kg}\cdot\text{d}$	TBT: 7 $\mu\text{g Sn/d}$
TPT: 0,5 $\mu\text{g TPT/kg}\cdot\text{d}$	TPT: 0,17 $\mu\text{g Sn/kg}\cdot\text{d}$	TPT: 12 $\mu\text{g Sn/d}$

Ein 70 kg schwerer Mensch darf diesen Angaben zufolge täglich hinsichtlich des Tributylzinns 7 µg Sn bzw. Triphenylzinns 12 µg Sn zu sich nehmen. Warum die TDI-Werte von TBT und TPT so unterschiedlich sind, kann allerdings nicht nachvollzogen werden, zumal TPT als nicht weniger giftig als TBT anzusehen ist.

Tab. 5.1.4.2.3.2: In der Muskulatur an TBT und TPT ermittelte Gehalte (jeweils arithmetische Mittelwerte) sowie die errechnete Menge an Fisch [kg] die ein 70 kg schwerer Mensch unter Einhaltung der TDI-Werte verzehren kann

Fanggebiet	Jahr	Fischart	TBT – Mittelwert Muskulatur [µg Sn/kg FG]	TBT – Menge an Verzehr [kg Fisch]	TPT - Mittelwert Muskulatur [µg Sn/kg FG]	TPT - Menge an Verzehr [kg Fisch]
Zwischenahner Meer	1998	Rotauge	18	0,39	11	1,1
	1999	Rotauge	13	0,54	19	0,63
	2000	Rotauge	9,2	0,76	5,2	2,3
	1998	Barsch	13	0,54	24	0,50
	1999	Barsch	6,6	1,1	15	0,80
	2000	Barsch	6,4	1,1	7,1	1,7
	1998	Brassen	15	0,47	8,3	1,4
Verden/ Aller	1998	Aal	7,1	0,99	20	0,60
	1998	Rotauge	55	0,13	30	0,40
	1998	Barsch	11	0,64	17	0,71
	1998	Hecht	83	0,084	98	0,12
Drakenburg/ Weser	1998	Aal	12	0,58	48	0,25
	1998	Rotauge	4,6	1,5	4,0	3,0
	1999	Rotauge	1,8	3,9	3,4	3,5
	2000	Rotauge	1,6	4,4	2,1	5,7
	1998	Barsch	1,7	4,1	7,1	1,7
	1999	Barsch	1,1	6,4	2,5	4,8
	2000	Barsch	1,5	4,7	2,0	6,0
	1998	Hecht	3,6	1,9	5,7	2,1
	1998	Aal	1,5	4,7	12	1,0
	1998	Brassen	8,7	0,80	8,6	1,4
Hajen/ Weser	1998	Rotauge	1,9	3,7	4,5	2,7
	1998	Hecht	<1	> 7,0	5,3	2,3
	1998	Brassen	2,4	2,9	8,7	1,4
	1998	Aal	<1	> 7,0	3,3	3,6
Wollingster See	1999	Rotauge	<0,3	> 23	1,8	6,7
	1999	Barsch	<0,3	> 23	3,3	3,6
Granetalsperre	2000	Rotauge	<0,1	> 70	0,90	13
	2000	Barsch	0,26	27	3,0	4,0

Wie sieht nun die Situation hinsichtlich der im Rahmen dieser Untersuchungen ermittelten Befunde aus, welche Menge an Fisch darf von einem 70 kg schweren Menschen unter Einhaltung des TDI-Wertes täglich verzehrt werden? Für jede Fischart, jedes Fanggebiet und Jahr wurde der jeweilige arithmetische Mittelwert der Muskulatur für TBT und TPT errechnet und in Relation zum TDI-Wert gesetzt (siehe Tab. 5.1.4.2.3.2).

Der Tab. 5.1.4.2.3.2 kann Folgendes entnommen werden: Die Menge an Fisch, die nach TDI-Bewertung täglich unbedenklich verzehrt werden könnte, schwankt beim TBT zwischen 84 g (Hecht in Verden/Aller) und > 70 kg (Rotaugen in der Granetalsperre), beim TPT zwischen 120 g (ebenfalls Hecht in Verden/Aller) und 13 kg (Rotaugen in der Granetalsperre). Diese Zahlen lassen keine ernsthaften Probleme hinsichtlich der menschlichen Gesundheit durch den Verzehr erwarten. Diese Aussage gilt auch für Verden, wenn von den üblichen Verzehrsgewohnheiten ausgegangen wird.

### **Bewertung nach Rückstands-Höchstmengenverordnung**

Im Gegensatz zu den oben aufgeführten TDI-Werten sieht die Rückstands-Höchstmengenverordnung (RHmV) in der Fassung vom 21. Oktober 1999, mit Änderung vom 20. November 2000 (BGBL 2000) lediglich für das Triphenylzinn (berechnet als Fentin) Höchstmengen vor (siehe Tab. 5.1.4.2.3.3).

Tab. 5.1.4.2.3.3: Grenzwerte der Rückstands-Höchstmengenverordnung für TPT

Lebensmittel	Höchstmenge in [mg TPT /kg FG]	Höchstmenge - Umgerechnet in [µg Sn/kg FG]
Hopfen	0,5	170
Kartoffeln, Tee	0,1	33
Andere pflanzliche Lebensmittel	0,05	17
Eier, Fleisch, Fleischerzeugnisse, Milch, Erzeugnisse auf Milchbasis	0,05	17

Für das Lebensmittel „Fisch“ ist vom Gesetzgeber keine Höchstmenge für Triphenylzinn vorgesehen.

Würde man sich an dem Lebensmittel Fleisch bzw. Fleischerzeugnisse orientieren, so wäre beim Triphenylzinn eine Höchstmenge von 17 µg Sn/kg FG maßgebend.

Vergleicht man diesen Höchstmengenwert mit den in Tabelle 5.1.4.2.3.2 aufgeführten mittleren TPT-Gehalten, so ergibt sich ein anderes Bild als bei der Bewertung nach TDI: Im Bereich des Zwischenahner Meeres und in Verden/Aller konnte dieser Höchstmengenwert von 17 µg Sn/kg FG im Jahr 1998 im Mittel nicht eingehalten werden. Hierbei sind besonders die 1998 in der Aller bei Verden gefangenen Hechte (Mittel 98 µg Sn/kg FG) und Aale (Mittel 48 µg Sn/kg FG) zu nennen, die deutlich über dem Wert der Höchstmenge von 17 µg Sn/kg FG liegen.

Betrachtet man die maximal in den Muskulaturen der einzelnen Fischarten gemessenen TPT-Gehalte, bei den Rotaugen mit 149 µg Sn/kg FG, Hechten 140 µg Sn/kg FG, Aalen 90 µg



Sn/kg FG, Barschen 33 µg Sn/kg FG und bei den Brassen mit 10,2 µg Sn/kg FG, so wurde außer bei Brassen bei allen anderen Fischarten die nach RHmV zulässige Höchstmenge überschritten.

## 5.2 Synoptische Darstellung der Ergebnisse

Die im Rahmen dieser Arbeit dargestellten Untersuchungen auf zinnorganische Verbindungen beziehen sich hauptsächlich auf den Binnenbereich Niedersachsens, während im Küstenbereich lediglich Sedimentuntersuchungen durchgeführt worden sind.

Aus den vorliegenden Untersuchungsergebnisse geht hervor, dass sich TPT im Kompartiment Wasser der Weser und Aller über einen Zeitraum von 1993 bis 2000 als unauffällig erwiesen hat. Die TPT-Konzentrationen in den Wasserproben lagen, bis auf 2 von insgesamt 96 durchgeführten Untersuchungen, durchweg unter den Bestimmungsgrenzen. Auch in Schwebstoffen konnte TPT in nur wenigen Fällen nachgewiesen werden, obwohl beispielsweise in der Weser bei Drakenburg über das Jahr 2000 verteilt insgesamt 26 Schwebstoffproben mittels einer Durchlaufzentrifuge in Form von jeweils 2-Tagesmischproben entnommen worden sind. Trotz dieser intensiven Untersuchungen in Drakenburg wurde in lediglich 2 der Schwebstoffproben TPT mit Gehalten von 1,1 µg Sn/kg TS, die nur knapp über der Bestimmungsgrenze von < 1 µg Sn/kg TS lagen, nachgewiesen. Bemerkenswert ist lediglich die höchste gemessene TPT-Konzentration von 3,2 µg Sn/kg TS in der aus der Ems bei Herbrum im Zeitraum vom 23.10. – 20.11.2000 entnommenen Schwebstoffprobe. Es ist bekannt, dass im Emsland intensiv Industriekartoffeln für die Kartoffelstärkeproduktion angebaut werden. Allerdings war in einer im Zeitraum von 31.07. – 28.08.2000 in Herbrum entnommenen Schwebstoffprobe TPT nicht nachweisbar (< 1 µg Sn/kg TS).

Bei den Sedimentuntersuchungen ergibt sich ein differenziertes Bild. Im Binnenbereich sind 1992 die ersten orientierenden, 1996 und 2000 umfangreichere, praktisch flächendeckende, Untersuchungen an insgesamt 188 Sedimentproben durchgeführt worden. Dabei konnte TPT in nur wenigen Fällen registriert werden. Der höchste TPT-Gehalt von 29 µg Sn/kg TS wurde in einer aus einem Hafen des Zwischenahner Meers stammenden Sedimentprobe analysiert. Da in dieser Probe auch der höchste TBT-Gehalt von 4.300 µg Sn/kg TS ermittelt wurde, liegt die Vermutung nahe, dass die Ursache für diese erhöhte TPT-Belastung das Vorhandensein von Antifouling-Farbanstrichen für Schiffe ist, in denen bis Mitte der 90er Jahre neben TBT auch TPT verwendet wurde. An den übrigen, außerhalb von Häfen liegenden, Messstellen konnte TPT in lediglich 5 Sedimentproben mit Gehalten von 1,2 bis 3,0 µg Sn/kg TS festgestellt werden.

Im niedersächsischen Küstenbereich sind in den Jahren 1997 und 2000 insgesamt 66 Sedimentproben entnommen worden. Während im Jahr 1997 noch in 11 der 33 untersuchten Sedimentproben TPT mit Gehalten von 0,5 bis 2,3 µg Sn/kg TS in den weiter östlich gelegenen Gebieten des Wattenmeeres nachgewiesen werden konnte, war im Jahr 2000 nicht ein positiver Befund zu verzeichnen. Hieraus einen Trend zu einer geringer werdenden TPT-Belastung im marinen Bereich ableiten zu wollen, wäre sicherlich sehr vage und durch weitere Untersuchungen zu belegen. Von LEPPER et al. (1999) wurden in den Jahren 1985 bis 1996 Miesmuscheln aus dem Jadebusen (Eckwarderhörne) mit dem Ergebnis untersucht, dass in diesem Gebiet ein signifikanter Trend zu einer abnehmenden TPT-Belastung vorhanden ist (TPT-Gehalte von 33 (1985) auf 3 µg Sn/kg FG (1996) fallend). Somit ist nicht verwunderlich, dass TPT kaum weiter beachtet wurde. Denn in den etablierten Gewässerüberwachungsprogrammen des Binnenbereiches sind Untersuchungen in den

Kompartimenten Wasser, Schwebstoff und Sediment üblich und haben sich bei einer Vielzahl von Untersuchungsparametern auch hervorragend bewährt. Dagegen steht im Hinblick auf die zinnorganischen Verbindungen bisher zweifellos das TBT im Brennpunkt des Interesses. Um Gewässerstraßen für den Schiffsverkehr passierbar zu halten, sind Baggermaßnahmen unumgänglich. Bei den begleitenden Untersuchungen hat sich TBT als sehr problematisch herausgestellt. Sehr häufig wurden hohe TBT-Gehalte im Sediment/Baggergut von Schifffahrtsstraßen und Häfen ermittelt, die auf die Verwendung TBT-haltiger Antifouling-Farben für Schiffsanstriche zurückzuführen sind. Dies wird durch eigene ab 1992 durchgeführte Untersuchungen bestätigt. KALBFUS et al. (1991) konnte in einer aus einem Hafen des Tegeler Sees entnommenen Sedimentprobe einen äußerst hohen TBT-Gehalt von bis zu 340.000 µg Sn/kg TS analysieren. Ansonsten konnte TBT sowohl in Wasser- (bis 102 ng Sn/L) als auch Schwebstoffproben (bis 78 µg Sn/kg TS) nachgewiesen werden. Das entspricht dem üblichen Verhaltensmuster für lipophile organische Substanzen: Geringe Gehalte in der Wasserphase, deutliche Akkumulation in Feststoffpartikeln, so dass Schwebstoffe und Sedimente einen guten Indikator für die Beschaffenheit eines Gewässers mit diesen organischen Stoffen darstellen.

Da Fische einen ausgezeichneten Bioindikator innerhalb des aquatischen Systems darstellen, wurden in den Jahren 1998 bis 2000 Untersuchungen an ausgewählten niedersächsischen Gewässern durchgeführt. Die ersten Untersuchungen konzentrierten sich auf das TBT, so dass zunächst Untersuchungsgebiete ausgesucht wurden, in denen eine erhöhte TBT-Belastung im Sediment (Zwischenahner Meer und Aller/Verden) festgestellt wurde. Dabei zeigte sich ein überraschendes Phänomen: Die höchste in den Fischen gemessene Belastung ging nicht von TBT aus, sondern von dem im abiotischen Bereich eher unauffälligen TPT. In den Lebern sämtlicher untersuchter Fischarten, wie Rotaugen, Aal, Barsch, Hecht und Brassen wurden wesentlich höhere TPT- als TBT-Gehalte ermittelt worden. Die höchsten TPT-Gehalte konnten in den Lebern von Rotaugen, mit einem Spitzengehalt von bis zu 1.050 µg Sn/kg FG, registriert werden. Bei der Untersuchung von Makrozoobenthosorganismen aus der Mittelweser (Muscheln, Schnecken, Krebsen, Egel und Insektenlarven) gab es die nächste Überraschung: Die in ihnen ermittelten TPT-Gehalte lagen in gleicher Größenordnung wie die des TBT, mit Werten von bis zu 2,6 µg Sn/kg FG. In sämtlichen Organismusproben konnte TPT nachgewiesen werden. Die insbesondere in den sehr empfindlich reagierenden Schnecken gemessenen TBT-Gehalte von bis zu 0,9 µg Sn/kg FG sind kritisch zu sehen, denn sie entsprechen in etwa dem Belastungsniveau, bei dem die ersten Anzeichen von Imposen bei der Nordischen Purpurschnecke (*Nucella lapillus*) zu beobachten waren. In Schnecken der Mittelweser wurden TPT-Gehalte von bis zu 1,7 µg Sn/kg FG registriert. Wie können diese Phänomene erklärt werden?

TPT (als Wirkstoff in *Brestan flüssig*®) wird hauptsächlich in der Landwirtschaft als Fungizid zur Bekämpfung der Kraut- und Knollenfäule eingesetzt. Nachdem es noch vor zehn Jahren beim Anbau von Kartoffeln, Zuckerrüben und Hopfen auch zur Bekämpfung der Blattfleckenkrankheit zugelassen war, wurde der Einsatz ab November 1997 auf lediglich eine Applikation pro Vegetationsperiode und auf den Kartoffelanbau beschränkt. In der Regel wird dieser Wirkstoff kurz vor der Ernte eingesetzt. Also wird *Brestan flüssig*® überwiegend in den Monaten Juni bis August gespritzt. Somit wird dieser Wirkstoff innerhalb eines relativ kurzen Zeitraumes in die Umwelt gebracht. Die jährlich in Deutschland verwendete Menge von 45 – 60 t läßt also darauf schließen, dass eine nicht unerhebliche Menge in einem relativ kurzen Zeitraum in die Umwelt gebracht wird und teilweise in die Gewässer gelangt. Als Vergleich sei angeführt, dass die Niederlande, mit einer Fläche von 40.844 km<sup>2</sup>, pro Jahr etwa 300 t dieses Wirkstoffes verwenden, somit etwa 5 mal so viel wie in Deutschland mit einer Fläche von 356.974 km<sup>2</sup> (BERTELSMANN 2000). Bei diesem Vergleich muss berücksichtigt werden, dass Niedersachsen innerhalb Deutschlands führend in der Produktion von Kartoffeln

ist (siehe unten). Die im Wasser und in den Schwebstoffen eines Gewässers auftretenden Konzentrationen sind überwiegend dermaßen gering, dass sie vom Analytiker nicht erfasst werden können (Bestimmungsgrenzen von  $< 2 \text{ ng Sn/L}$  bzw.  $< 0,1$  bis  $< 1 \text{ } \mu\text{g Sn/kg TS}$ ). Auf mögliche Eintragspfade von TPT in die Gewässer wird in Kap. 5.3 eingegangen. Die Halbwertszeit von TPT in Wasser beträgt etwa 93 bis 111 Tage, im Dunkeln 155 Tage, während für TBT eine Halbwertszeit von 6 Tagen bis 4 Monate angegeben wird (FEDEROFF et al. 1999). Somit weist TPT eine zumindest gleiche Stabilität wie TBT auf. TPT hat wie TBT das Bestreben, sich an Feststoffpartikeln eines Gewässers anzulagern. TPT und TBT wird von den in den Gewässern lebenden Organismen aufgenommen. Hinsichtlich des Makrozoobenthos ergab sich, unabhängig vom Ernährungstypus, eine relativ gleichmäßige Belastung der Organismen, sowohl mit TPT als auch TBT, von bis zu  $2,6 \text{ } \mu\text{g Sn/kg FG}$ . Da diese Organismen den Fischen als Nahrung dienen, stellt sich die Frage, ob eine nennenswerte Biomagnifikation, also Anreicherung über die Nahrungskette, stattfindet. Nach Auffassung von LEPPER et al. (1999) und Untersuchungen von STÄB et al. (1996) wird „eher nicht von einer starken Biomagnifikation innerhalb des aquatischen Systems ausgegangen“. In untersuchten Wasservögeln, die am Ende der aquatischen Nahrungskette stehen, ist von STÄB et al. (1996) weniger an TPT und TBT als in im trophischen Beziehungsgefüge tieferstehender Spezies wie Fischen und Muscheln gefunden worden. Diese Auffassung von LEPPER et al. (1999) wird durch die eigenen Untersuchungen bestätigt. So war der Hecht, der als Raubfisch innerhalb des aquatischen Systems am Ende der Nahrungskette steht, nicht höher als die anderen Fischarten mit TPT belastet (vgl. Tab. 4.5.1.1). Bemerkenswert ist jedoch, dass die Lebern der von STÄB et al. (1996) untersuchten Kormorane, die sich ausschließlich von Fisch ernähren, TPT-Gehalte von  $240 \text{ } \mu\text{g Sn/kg FG}$  aufwiesen, während in Lebern von Enten, die keinen Fisch verzehren, TPT-Gehalte von bis lediglich  $2,4 \text{ } \mu\text{g Sn/kg FG}$  ermittelt wurden. Es ist bekannt, dass lipophile Substanzen vornehmlich direkt aus dem Wasser über die Kiemen in die Fische gelangen (vgl. Kap. 2.25), wo sie im Blutkreislauf verteilt werden. Da die meisten Schadstoffe im Organismus nach der Aufnahme an Proteine gebunden werden, bleibt das Konzentrationsgefälle zwischen Wasser und Blut aufrechterhalten, was eine gleichbleibende Aufnahme von TPT und TBT zur Folge hat (ARGE-ELBE 1994/1995). Vor allem in der Leber werden die organischen Schadstoffe über bestimmte enzymatische Reaktionen metabolisiert, z.B. durch mischfunktionelle Oxidasen und andere Cytochrom P450 abhängige Detoxifikationssysteme. Die aktuelle Belastung des Organismus resultiert aus den gegenläufigen Prozessen der Akkumulation und Metabolisierung, wobei die Akkumulation i.d.R. proportional zur Stoffkonzentration in der Umwelt ist (LEPPER et al. 1999). Übersteigt die Aufnahme eines toxischen Stoffes die Kapazität eines Organismus zur Detoxifikation, können akut toxische Konzentrationen erreicht werden, die zum Zusammenbruch der Fähigkeit zur Regulierung des Stoffwechsels und der Detoxifikation und schließlich zum Tod des Organismus führen können (ABEL & AXIAK 1991 zit. in LEPPER et al. 1999). TPT verhält sich anders als TBT. Während TBT in den Lebern aller untersuchten Fischarten metabolisiert wird, konnte dies zwar auch beim TPT für die meisten Fischarten nachgewiesen werden, für das Rotauge trifft dies allerdings nicht zu: Mit zunehmendem Alter reichert sich in den Lebern der Rotaugen deutlich TPT an, die Metaboliten DPT und MPT sind nicht nachweisbar. Die untersuchten Rotaugen wiesen eine Altersspanne von etwa 1 bis 6 Jahren auf (die der Granetalsperre bis zu 10 Jahren). Da die Fischart Rotauge jedoch mehr als 12 Jahre alt werden kann, ist davon auszugehen, dass in Abhängigkeit von den verschiedenen Regionen Fische mit einer noch höheren TPT-Belastung in der Leber anzutreffen sein werden, als im Rahmen dieser Arbeit ermittelt. Die Fähigkeit zur Detoxifikation scheint bei den Lebern der Rotaugen gegenüber TPT stark reduziert, wenn nicht gar ganz blockiert. Während die Lebern der untersuchten Fischarten etwa 2 bis 5 mal höher als deren Muskulatur

mit TPT belastet waren, so beträgt diese Relation bei das Rotaug 27. Dafür, dass das Rotaug dermassen sensibel auf TPT und nicht auf TBT reagiert, kann zur Zeit keine Erklärung gegeben werden. Hier besteht sicherlich Forschungsbedarf.

Die Bedenklichkeit von TPT als Umweltchemikalie wird auch dadurch verdeutlicht, dass nach neuesten Untersuchungen des Universitätsklinikums Bonn im menschlichen Blut erstaunlich hohe TPT-Konzentrationen von 58 bis 230 ng Sn/L nachgewiesen werden konnten (STECKELBROECK et al. 2001). Zudem weisen die Ergebnisse der Bonner Untersuchungen auf endokrine Effekte von TPT auch beim Menschen hin.

### 5.3 Eintragungspfade von TPT in das aquatische System

Über die Eintragungspfade von TPT in das aquatische System ist bisher wenig bekannt. Mögliche Eintragungspfade lassen sich jedoch abschätzen, wenn man von ihrer Verwendung ausgeht. TPT wird in der Landwirtschaft als Fungizid (*Brestan flüssig*®) gegen die Kartoffelfäule eingesetzt. Bis Mitte der 90er Jahre wurde TPT neben TBT außerdem in Antifouling-Schiffsanstrichen verwendet. Zudem liegen Hinweise vor, dass TPT aufgrund seiner fungiziden und algiziden Wirkung auch zur Schwertextilienkonservierung und in Anstrichen für Gewächshäuser und Kühlsysteme benutzt wird (UBA 2000). Außerdem wird von Kennern der Landwirtschaft vermutet, dass TPT-haltige Behandlungsmittel gegen Blattfäulen jeglicher Art illegal auch bei anderen Nutzpflanzen verwendet werden.

Als eine potentielle Kontaminationsquelle muss somit zunächst die Schifffahrt angesehen werden. Die Sedimente von Schifffahrtsstraßen und Häfen können teilweise erheblich mit TBT und als Altlast, allerdings in geringeren Konzentrationen als beim TBT, auch mit TPT belastet sein. Dies haben in Hamburger Häfen durchgeführte Untersuchungen gezeigt (UMWELTBEBÖRDE HAMBURG 2000). Aber auch in kleineren Yachthäfen kann das Sediment mit TPT belastet sein, wie die eigenen Untersuchungen ergeben haben (vgl. Kap. 4.3.1.1).

Wie kann man aber erklären, dass aus der Granetalsperre und dem Wollingster See stammende Rotaugen eine deutliche Belastung mit TPT aufweisen, obwohl in diesen Gewässern keinerlei Schifffahrt betrieben wird? Es müssen somit auch noch weitere Quellen in Betracht gezogen werden.

Da TPT in der Landwirtschaft verwendet wird, sind prinzipiell folgende weitere Einträge in das aquatische System denkbar:

- A) durch Abschwemmungen bei Regenereignissen
- B) während einer intensiven künstlichen Beregnung
- C) durch die Verfrachtung von trockenen Böden (Erosion) bei ungünstigen Windverhältnissen
- D) beim Ernten bzw. Roden der Kartoffeln
- E) Transport über den Luftpfad, trockene und feuchte Deposition
- F) bei der weiteren Verarbeitung der Kartoffeln
- G) das Säubern der Geräte, wie Spritzeinrichtungen und Vorratsbehälter, und durch eine Resteentsorgung

Zunächst stellt sich die Frage, wie hoch die Pflanzen und Böden belastet sind, die mit TPT-haltigen Pflanzenschutzmitteln gespritzt worden sind. Ist diese Belastung dermaßen hoch, dass die entsprechenden o.a. Eintragungspfade relevant sein könnten?

Um diese Frage beantworten zu können, sind weitere orientierende Untersuchungen durchgeführt worden. Innerhalb Deutschlands ist Niedersachsen führend in der Produktion

von Kartoffeln. Von den 1999 in Deutschland insgesamt geernteten 11,6 Millionen t Kartoffeln stammten allein 5,55 Millionen t aus Niedersachsen (SBA 2001). Für den Anbau der Kartoffeln wurde in Niedersachsen eine Fläche von 132.465 ha in Anspruch genommen, was einem Ertrag von etwa 42 t pro ha entspricht (NLS 2001). Da die Lüneburger Heide das „klassische Kartoffelanbaugebiet“ ist, wurde am 3. August 2001 von einem im Landkreis Celle gelegenen Kartoffelfeld eine Pflanzen- und Bodenprobe entnommen und auf TPT und dessen Metabolite untersucht. Als Vergleich ist darüber hinaus ein benachbartes Zuckerrübenfeld in die Untersuchungen einbezogen worden. Die Ergebnisse sind in Tab. 5.3.1 aufgeführt.

Tab. 5.3.1: TPT-Gehalte (und Metabolite DPT und MPT) in Proben, die am 03.08.2001 von einem Kartoffel- und einem Zuckerrübenfeld des Landkreises Celle entnommen wurden

Probe	TPT in µg Sn/kg	DPT in µg Sn/kg	MPT in µg Sn/kg
Kartoffelblatt (bezogen auf FG)	3.400	93	92
Boden des Kartoffelfeldes (bezogen auf TS)	370	46	10
Zuckerrübenblatt (bezogen auf FG)	< 1	< 1	< 1
Boden des Zuckerrübenfeldes (bezogen auf TS)	1,9	8,0	15

Aus diesen orientierenden Befunden geht hervor, dass das ausgewählte Kartoffelfeld tatsächlich mit TPT-haltigen Behandlungsmitteln gespritzt worden ist. Die in dem Blatt der Kartoffelpflanze ermittelte TPT-Konzentration von 3.400 µg Sn/kg FG stellt den mit Abstand höchsten Gehalt innerhalb dieser Arbeit dar. Im Boden des Kartoffelfeldes wurde ein TPT-Gehalt von 370 µg Sn/kg TS ermittelt. Dagegen wurde in den Zuckerrübenblättern weder TPT noch dessen Metabolite nachgewiesen. Lediglich im Boden des Zuckerrübenfeldes konnte ein relativ geringer Gehalt von 1,9 µg Sn/kg TS ermittelt werden. Die leicht erhöhten DPT- und insbesondere MPT-Konzentrationen weisen allerdings darauf hin, dass in der Vergangenheit dieser Acker mit TPT-haltigen Behandlungsmitteln bearbeitet wurde und zwischenzeitlich ein weitgehender Abbau des TPT stattgefunden hat. Diese Befunde zeigen, dass die entsprechenden zitierten Einträge durchaus relevant sein können. In diesem Zusammenhang stellt sich außerdem die Frage, inwieweit eine Auswirkung von TPT auf das Grundwasser zu befürchten ist.

Der Dampfdruck von Triphenylzinnhydroxid ist mit 0,047 mPa (50 °C) so gering, dass eine unmittelbare Verfrachtung dieser Substanz in die Gasphase keine besondere Rolle spielen dürfte. Als Vergleich sei angeführt, dass beispielsweise das Insektizid Parathion (bekannt als *E 605*) einen Dampfdruck von 5 mPa (20°C) aufweist, und somit wesentlich flüchtiger als TPT ist, während DDT mit einem Dampfdruck von 0,017 mPa (20°C) (PERKOW 1996) in etwa dem des TPT entspricht. Denkbar ist jedoch eine atmosphärische Verfrachtung des TPT über die Bildung von Aerosolen. Im Hinblick auf diese möglichen Eintragungspfade von TPT liegen bisher keine Untersuchungen vor, so dass hier ein dringender Bedarf an Informationen besteht. Insbesondere die Untersuchung von Vegetationsoberflächen, wie beispielsweise Fichtennadeln, in denen Pflanzenschutzmittel nachgewiesen werden können, scheint ein vielversprechender Ansatz zu sein (PALM & RUCK 2000; RIEDERER 1990).

Außerdem wäre ein Eintrag bei der Weiterverarbeitung der Kartoffeln (z.B. Waschen) über den Abwasserpfad denkbar. Der im Klärschlamm der Kläranlage Mardorf (Probenahme im Oktober 2000) ermittelte TPT-Gehalt von 75 µg Sn/kg TS könnte hierauf zurückzuführen sein (vgl. Kap. 4.6).

Verschiedene Untersuchungen haben gezeigt, dass insbesondere beim Reinigen der Spritzgeräte und Vorratsbehälter teilweise erhebliche Mengen an Pflanzenschutzmittel entweder direkt über die Hofentwässerung in das Gewässer gelangen, oder über die Schmutzwasserkanäle den Kläranlagen zugeführt werden können (SEEL et al. 1994; UBA 1997; SCHLICHTIG et al. 2001). Auch eine Resteentsorgung ist denkbar. Die vom NLÖ im Jahr 2000 durchgeführten Klärschlammuntersuchungen haben gezeigt, dass TPT in lediglich einer von insgesamt 14 untersuchten Proben nachgewiesen werden konnte (vgl. Kap. 4.6). Der Klärschlamm der Kläranlage Mardorf (Steinhuder Meer) wies jedoch einen TPT-Gehalt von immerhin 75 µg Sn/kg TS auf, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die erwähnten Eintragspfade auch im Hinblick auf TPT (das Vorhandensein von TPT-haltigen Abwässern) durchaus relevant sein können.

Toxizität und Gefährdung von Organismen und damit der Ökosysteme durch zinnorganische Verbindungen im marinen Bereich sind seit längerem bekannt und belegt. Entsprechende Untersuchungen in Binnengewässern sind zumeist erst jüngerer Datums. Eine breit angelegte Untersuchung in Niedersachsen unter Einbeziehung der Kompartimente Wasser, Schwebstoff, Sediment und aquatische Organismen belegen eine nahezu ubiquitäre Verbreitung dieser Substanzen in den Binnengewässern. Insofern ist diese Arbeit in erster Linie als Bestandsaufnahme zu verstehen.

Bei der Diskussion der Befunde im Hinblick auf Eintragspfade in die Gewässer, Verbleib, Akkumulation, Biomagnifikation, Metabolisierung und Wirkungsweise zeigt sich, dass noch viele Fragen offen sind, die dringend einer Klärung bedürfen. Es ist zu vermuten, dass die zinnorganischen Verbindungen auch in Landökosystemen ähnlich weit verbreitet sind, zumal Organozinnverbindungen auch als Wirkstoff in Bioziden enthalten sind.

#### **5.4 Schlussbemerkungen**

Am 10.08.2001 gab die Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, die innerhalb Deutschlands für die Zulassung von Pflanzenschutzmittel zuständig ist, die Pressemitteilung heraus, dass die Zulassung des Pflanzenschutzmittel mit dem Wirkstoff Triphenylzinn am 9. August 2001 widerrufen wurde (BBA 2001b). „Es besteht“, so die Mitteilung, „der begründete Verdacht, das *Brestan flüssig*<sup>®</sup> unvertretbare Auswirkungen auf im Wasser lebende Organismen hat. Damit ist der Verkauf und die Anwendung dieses Mittels ab sofort nicht mehr erlaubt“.

Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat in ihrem neuesten Entwurf vom 19.09.2001 das Qualitätsziel für TPT im Kompartiment Schwebstoff/Sediment von ursprünglich 34 µg Sn/kg TS auf 3,4 µg Sn/kg TS gesenkt (vgl. Kap. 2.4.1) (LAWA 2001).

## 6 Literatur

ABEL, R. (1996): European Policy and regulatory Actions for Organotin-based Antifouling Paints.- In: Champ, M. A.; Seligmann, P. F. (eds.): Organotin – Environmental Fate and Effects, London: Chapman & Hall, 28-54.

ACKERMANN, F.; BERGMANN, H.; SCHLEICHERT, U. (1983): Monitoring of heavy metals in coastal and estuarine sediments – a question of grain size:  $<20\mu\text{m}$  versus  $<60\mu\text{m}$ .- Environmental Technology Letters Vol. 4, 317-328.

ALZIEU, C.; HERAL, M.; THIBAUD, Y.; DARDIGNAC, M.J.; FEUILLET, M. (1981): Influence des peintures antisalissures à base d'organostanniques sur la calcification de l'huitre *Craaostrea gigas*. Revue des Travaux des Pêches maritimes 45, 100-16.

ALZIEU, C. (1996): Biological effects of tributyltin. In: De Mora, S. J. (Ed.), Tributyltin: case study of an environmental contaminant. Cambridge University Press, Cambridge. UK, 167-211.

ANASTASSIADES, M.; SCHERBAUM, E.; SCHWACK, W. (2000): Multimethode zur Bestimmung von Pflanzenschutz- und Oberflächenbehandlungsmittel-Rückständen in Zitrusfrüchten- Teil 4: Bestimmung von Organozinn-Pestiziden.- Deutsche Lebensmittel-Rundschau 96, Heft 12, 466-477.

ARAKAWA, Y.; WADA, O. (1993): Biological properties of alkyltin compounds. In: Metal ions in biological systems. - Sigel, H., Sigel, A. (Eds.), Marcel Dekker Inc., New York, 101-136.

ARGE-ELBE (1988): Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Schwermetalldaten der Elbe 1984 – 1988.- Wassergütestelle Elbe.

ARGE-ELBE (1994/95): Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Schadstoffe in Elbefischen – Belastung und Vermarktungsfähigkeit – von der Grenze bis zur See, Wassergütestelle Elbe.

ARGE-ELBE (1996): Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Umgang mit belastetem Baggergut an der Elbe, Zustand und Empfehlungen.- Wassergütestelle Elbe.

ARGE-ELBE (1998): Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See – Zahlentafel 1998.- Wassergütestelle Elbe.

ARGE-ELBE (1999): Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Herkunft und Verteilung von Organozinnverbindungen in der Elbe und in Elbenebenflüssen, Wassergütestelle Elbe.

ARNOLD, C. G.; BERG, M.; MÜLLER, S. R.; DOMMANN, U.; SCHWARZENBACH, R. P. (1998): Dermination of organotin compounds in water, sediments, and sewage sludge using perdeuterated internal standards, accelerated solvent extraction, and large-volume-injection GC/MS.- Anal. Chem. 70, 3094-3101.

- BÄTJE, J. (1992): Die Makroinvertebratenfauna der Weser. Ökologische Analyse eines hochbelasteten, anthropogenen Ökosystems. - Ekopan-Verlag, Witzenhausen, 266 S.
- BÄTJE, M.; MICHAELIS, H. (1986): *Phaeocystis pouchetii* blooms in the Frisian coastal waters (German Bight, North Sea).- *Marine Biology* 93, 21-27.
- BAGARINAO, T.; LANTIN-OLAGUER, I. (2000): From triphenyltin to integrated management of the 'pest' snail *Cerithidea cingulata* in mangrove-derived milkfish ponds in the Philippines.- *Hydrobiologia* 437 (1-3), 1-16.
- BAUER, B.; FIORONI, P.; SCHULTE-OEHLMANN, U.; OEHLMANN, J.; KALBFUS, W. (1997): The use of *Littorina littorea* for tributyltin (TBT) effect monitoring – Results from the German TBT survey 1994/1995 and laboratory experiments.- *Environmental Pollution* Vol. 96, 299-309.
- BBA (2001a): Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, persönliche Mitteilung, Braunschweig.
- BBA (2001b): Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Pressemitteilung vom 10.08.2001: BBA nimmt zinnorganisches Pflanzenschutzmittel vom Markt, Braunschweig, [www.bba.de/mitteil/presse/01081001.htm](http://www.bba.de/mitteil/presse/01081001.htm).
- BECKER, P. H.; BÜTJE, A.; HEIDMANN, W. (1985): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste.- *Journal für Ornithologie* 126, Heft 1, 29-51.
- BECKER, E. C.; BRINGEZU, S. (1992): Belastung von Binnengewässern durch biozide Organozinnverbindungen – Immissionen, Wirkungen, Qualitätsziele, Anwendungsverbote.- *Z. Wasser- Abwasser-Forsch.* Bd. 25, 40-46.
- BECKER, K.; MERLINI, L.; DE BERTRAND, N.; DE ALENCASTRO, L. F.; TARRADELLAS, J. (1992): Elevated levels of organotin in Lake Geneva: Bivalves as sentinel organism. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 48, 37-44.
- BECKER-VAN SLOOTEN, K.; TARRADELLAS j. (1995): Organotins in Swiss lakes after their ban: Assessment of water, sediment, and *Dreissena polymorpha* contamination over a four-year period.- *Arch. Environ. Toxicol.* 29, 384-392.
- BENNETT, R. F. (1996): Industrial manufacture and applications of tributyltin compounds.- In: SJ de Mora (Ed.), *Tributyltin: case study of an environmental*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 21-61.
- BERTELSMANN (2000): Das grosse Bertelsmann Lexikon 2000, Bertelsmann Electronic Publishing, Koch Media, CD-ROM.
- BFG (2000): Analysenverfahren und Qualitätssicherung im marinen Sediment-Monitoring, Erfahrungsaustausch 4.7. – 5.7.2000, Tagungsband, Koblenz.
- BGBL 2000: Verordnung über Höchstmengen an Rückständen von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln, Düngemitteln und sonstigen Mittel in oder auf Lebensmittel und Tabakerzeugnissen (Rückstands-Höchstmengenverordnung – RHmV) v. 21.10.1999 (BGBl. IS, 2082) geänd. d. VO v. 20.11.2000 (BGBl. IS. 1574), Anlage 1, S. 9 und Anlage 2, S. 30.



BLMP (1999): Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee.- Messprogramm Meeresumwelt, Heft 1, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Sekretariat, Hamburg.

BLUNDEN, S. J.; CHAPMAN, A. (1986): Organotin compounds in the environment.- In: Organometallic compounds in the environment. Craig, P. J. (Ed.), Longman, 111-159.

BOYER, U. (1989): Toxicity of dibutyltin and tributyltin and other organotin compounds to humans to experimental animals.- *Toxicology* 55, 253-298.

BREITUNG, V. (1997): Probenahme mit einer Durchlaufzentrifuge zur Gewinnung von Schwebstoffen für die Schadstoffanalyse aus fließenden Gewässer; DGM 41, 113-117.

BUA (1989): Beratergremium für Umweltrelevante Altstoffe der Gesellschaft deutscher Chemiker, Tributylzinnoxid.- BUA-Stoffbericht 36, VCH, Weinheim.

BUSCH, D. (1996): Die Belastung der Biozöosen durch Schadstoffe.- In: Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren, Hrsg.: Jose L. Lozan und Hartmut Kausch, Parey Buchverlag Berlin, 259-265.

CEULEMANS, M.; SLAETS, S.; ADAMS, F. (1998): Speciation of organotin in environmental sediment samples.- *Talanta* 46, 395-405.

CHAU, Y. K.; WONG, P. T. S.; BENGERT, G. A. (1982): Determination of methyltin (IV) and in (IV) species in water by gas chromatography/atomic absorption spectrometry.- *Anal. Chem.* 54, 246-249.

CHAU, Y. K.; WONG, P. T. S.; BENGERT, G. A.; YAROMICH, J. (1989): Bioaccumulation of butyltin compounds by mussels in harbours.- *Chem. Speciation. Biol. Avail.* Vol. I, 151-156.

COLBURN, T.; CLEMENT, C. (1992): Chemically-induced alterations in sexual functional development: The wildlife/human connection Princeton Scientific Publ. Co., New Jersey.

COLBURN, T.; DUMANOSKI, D.; MYERS, J. P. (1996): Die bedrohte Zukunft.- Droemer Knauer, München.

CROMPTON, T. R. (1998): Occurrence and analysis of organometallic compounds in the environment.- Chichester, New York: John Wiley & Sons.

DE MORA, S. J. (1996): The tributyltin debate: ocean transportation versus seafood harvesting. In: S. J. de Mora (Ed.), Tributyltin: case study of an environmental contaminant. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1-20.

DIN 38407-F13 (2001): Verfahren zur Bestimmung ausgewählter Organozinnverbindungen mittels Gaschromatographie (F 13), März 2001, Normenausschuss Wasserwesen, Beuth Verlag GmbH, 10772 Berlin.

EN ISO/IEC 17025 (2000): Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien, März 2000, (Ersatz für DIN EN 45001 : 1990-05), Zentralsekretariat: rue de Stassart 36, B-1050 Brüssel.

EVALUATIENOTA WATER (1993): Anvullende beleidsmaatregelen en financiering 1994-1998.- Bijlage 1 Getalswaarden water(bodem)kwaliteit, Nederlande.

EVERS, E. H. G. et al (1995): Aquatic outlook to tributyl compounds.- National Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA), Lelystad.

FEDEROFF, N. E.; YOUNG, D.; COWLES, J.; SPATZ, D.; SHAMIN, M. (1999): TPTH. Environmental Fate and Ecological Risk Assessment.- Washington DC: United States Environmental Protection Agency.

FENT, K.; HUNN, J.; STURM, M. (1991): Organotins in lake sediment.- Naturwissenschaften 78, 219-221.

FENT, K. (1996): Ecotoxicology of Organotin Compounds.- Critical Reviews in Toxicology Vol. 26 (1), 1-117.

FENT, K. (1996): Organotin compounds in municipal Wastewater and sewage sludge: contamination, fate in treatment process and ecotoxicological consequences.- The Science of the Total Environment Vol. 185, 151-159.

FENT, K.; HUNN, J. (1995): Organotins in freshwater harbors and rivers: Temporal distribution, annual and fate.- Environ. Toxicol. Chem. 14, 1123-1132.

FOLSVIK, N.; BERGE, J.A.; BREVIK, E.M.; WALDAY, M. (1999): Quantification of Organotin Compounds and Determination of Imposch in Populations of Dogwhelks (*Nutcella lapillus*) from Norway.- Chemosphere 38, 681-691.

GAUMERT, D.; KÄMMEREIT, M.(1993): Süßwasserfische in Niedersachsen.- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Dezernat Binnenfischerei, 161 Seiten.

GERIGK, U. (1998): Industrielle Anwendungen von Organozinnverbindungen.- Vortrag beim 8. Chemischen Kolloquium: Vorkommen und Gefährdungspotential von zinnorganischen Verbindungen am 16.06.1998, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

GÖTZ, R.; STEINER, B.; SIEVERS, S.; FRIESEL, P.; ROCH, K.; SCHWÖRER, R.; HAAG, F. (1998): Dioxin, Dioxine-Like PCBs and Organotin Compounds in the River Elbe and the Hamburg Harbour: Identification of Sources. Water Science and Technology 37, 207-215.

GOLDBERG, E. D. (1986): TBT: an environmental dilemma.- Environment Vol. 28, 17-44.

GÜN (1998): Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN) – Gütemeßnetz Fließgewässer, Meßnetzkonzeption, Niedersächsisches Umweltministerium und Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, 24 S.

HABAB (1992): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland.- Bundesanstalt für Gewässerkunde, Schriftenreihe Nr. 1070, Koblenz.

- HABAK (1997): Handlungsanweisung über die Anwendung der Baggergutrichtlinien der OSLO- und der HELSINKI-Kommission in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes.- Bundesanstalt für Gewässerkunde, Schriftenreihe Nr. 700, Koblenz.
- HALL, L. W. JR.; BUSHONG, S. J.; JOHNSON, W. E.; HALL, W. S. (1988): Spatial and temporal distribution of butyltin compounds in a northern Chesapeake Bay marina and river system.- Environ. Monitor. Asses. Vol. 10, 229-244.
- HAPKE, H.-J. (1985): Die Bedeutung von Fremdstoffen in der Muttermilch.- In: Umweltschäden! Gesundheitsschäden? Was ist wirklich dran?: Wissenschaftler ziehen Bilanz und nehmen Stellung, Adolf Sponholtz Verlag, Hameln, 68-74.
- HEIDMANN, A.; BEYERBACH, M.; BÖCKELMANN, W.; BÜTHE, A.; KNÜWER, H.; PETERAT, B.; RÜSSEL-SINN, H. (1987): Chlorierte Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in tot an der deutschen Nordseeküste aufgefundenen Seevögeln.- Die Vogelwarte 34, 126-133.
- HEEMKEN, O.; THEOBALD, N.; STACHEL, B. (1998): Verteilung von organischen Kontaminanten zwischen wässriger und partikulärer Phase in der Elbe und der Deutschen Bucht.- Hamburg: Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe.
- HERBST, V. (2000): Belastung von Binnengewässern und Sedimenten durch hormonähnlich wirksame Substanzen.- Vortrag zur Veranstaltung „Endokrin wirksame Schadstoffe – aktueller Stand der Forschung und Anforderungen an die Politik“ am 30. Juni 2000 in Oldenburg.
- HESS.LANDESANSTALT (1997): Hessische Landesanstalt für Umwelt, Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe, Heft 233.
- HOFER, R.; LACKNER, R. (1995): Fischtoxikologie – Theorie und Praxis.- Gustav Fischer Verlag, Jena und Stuttgart.
- HSDB (1997): Hazardous Substances Data Bank, US National Library of Medicine, Chem-Bank, CD-ROM, May 1997, Silver Platter International N. V.
- HORIGUCHI, T.; SHIRAIISHI, H.; SHIMIZU, M.; MORITA, M. (1997): Effects of triphenyltin chloride and five other organotin compounds on the development of imposex in the rock shell, *Thais clavigera*.- Environmental Pollution 95(1), 85-91.
- IDE, I.; WATERMANN, B.; KALBFUS, W.; ZELLNER, A.; FREY, S. (1995): Zur Organozinn-Belastung und Histopathologie von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) der niedersächsischen Küste.- Dienstbericht der Forschungsstelle Küste des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Nr. 19/1995, 43 S.
- IKSR (2000). Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Zielvorgaben, Stand: Juli 2000, Koblenz.
- JANNING, J. (2000): Schädigende Wirkungen von Organozinnverbindungen – insbesondere TBT – im Wattenmeer und Problemlösungen in Niedersachsen.- In: Endokrin wirksame Schadstoffe – aktueller Stand der Forschung und Anforderungen an die Politik, Dokumentation der SPD-Fraktion im Niedersächsischen Landtag, Heft 01/2000, 29-43.

JÄPPELT, W.; STEFFEN, D. (1984): Sedimentuntersuchungen auf Schwermetalle an der niedersächsischen Küste.- Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamt, Heft 10, 41-60.

JANSSEN, M. J.; LUITJEN, J. G. A. (1962): Investigations on organotin compounds, partXVIII. The basicity of triorganotin hydroxides.- Rec. Trav. Chim. Pays Bas 82, 1008.

JANTZEN, E.; WILKEN, R.-D. (1991): Zinnorganische Verbindungen in Hafensedimenten - Analytik und Beurteilung.- Vom Wasser Bd. 76, 1-11.

JANTZEN, E. (1992): Analytische Untersuchungen zur Beurteilung der Bindungsformen (Speciation) des Zinns in Elbesedimenten unter Zuhilfenahme von GC-AAS, GC-MS, TRFA und GFAAS.- GKSS 92/E/50.

JANTZEN, E.; KUBALLA, J.; WILKEN, R.-D. (1993): Muster zinnorganischer Verbindungen in der Elbe.-Vom Wasser, 80, 245-252.

KALBFUS, W.; ZELLNER, A.; FREY, S.; STANNER, E. (1991): Gewässergefährdung durch organozinnhaltige Antifouling-Anstriche.- Berlin: Umweltbundesamt (UBA-Texte 44/91).

KANNAN, K.; GURUGE, K. S.; THOMAS, N. J.; TANABE, S.; GIESY, J. P. (1998): Butyltin in Southern Sea Otters (*Enhydra lutrius nereis*) Found Dead Along California Coastal Waters.- Environmental Science and Technology 32, 1169 – 1175.

KREBS, F.; NEHRING, S. (1997): Ökotoxikologische Gefahrenabschätzung von mit TBT belasteten Sedimenten und TBT-Auswirkungen.- Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Umlagerung von Baggergut aus den Häfen Hörnum/Sylt und Wittdün/Amrum ins Wattenmeer – Gefährdungsabschätzung, Anlage 13. Koblenz: BfG (BfG-1051).

KUBALLA, J. (1997): Speziesanalytik von zinnorganischen Verbindungen zur Aufklärung ihrer Biopfade in der aquatischen Umwelt.-GKSS-Forschungsbericht 97/E/31, 139 Seiten.

KUBALLA, J.; HEMPEL, M.; JANTZEN, E.; HINTELMANN, H.; STEFFEN, D. (1995): Methylquecksilber- und Organozinn-Spezies in Sedimenten nieders. Flüsse.- VOM WASSER, 85, 35-45.

KUBALLA, J.; Wilken, R.-D.; Jantzen, E.; Kwan, K.K.; Chau, Y.K. (1995): Speciation and Genotoxicity of Butyltin Compounds GKSS 95/E/39.

LACH, G.; STEFFEN, D. (1997): Sedimentbelastung niedersächsischer Fließgewässer mit polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen.- Wasser & Boden 49, Heft 12, 22-26.

LAWA 1999: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland, Schwebstoffuntersuchungen, Bestandsaufnahme und Empfehlungen, Kulturbuch-Verlag Berlin.

LAWA 2000: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Handlungsempfehlung zur Aufstellung von Programmen zur Verringerung der Gewässerverschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe, EU-Richtlinie 76/464/EWG, Stand: 2000, [www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow\\_s4\\_6.htm](http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s4_6.htm).

LAWA 2000a: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Erprobung der Zielvorgaben für Wirkstoffe in Herbiziden und Insektiziden in Oberflächengewässern für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“, persönliche Mitteilung des Umweltbundesamtes vom 17.10.2000.

LAWA 2001: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Entwurf der Qualitätskriterien für die Stoffe der Listen I und II der EU-Richtlinie 76/464/EWG vom 19.09.2001, Umweltbundesamt.

LEHMANN, J.; STÜRENBERG, F.-J.; PARIS, F.; BLÜM, V. (2000): Der Fisch als Bio- und Akkumulationsindikator.- LÖBF-Mitteilungen, 2/00, 35-41.

LEPPER, P.; SOHN, H.; STEINHANSES, J. (1999): Verfolgung von Umweltbelastungen durch Alkylphenole, Bisphenol A und organische Zinnverbindungen in repräsentativen Umweltproben.- Abschlußbericht Band I: Organische Zinnverbindungen, F&E-Vorhaben 297 63 155 des Fraunhofer Institutes, Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie in Schmallenberg, im Auftrag des Umweltbundesamtes.

LUA-NRW (1997): Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Rheingütebericht 1995.

LUIJTEN, J. G. A. (1972): Application and biological effects of organotin compounds.- In: Sayer, A. K. (Ed.), Organotin Compounds, Marcel Dekker Inc., New York, 931-974.

MAGUIRE, R. J.; TKACZ, R. J.; SARTOR, D. L. (1985): Butyltin species and inorganic tin in water and sediment of the Detroit and St. Clair Rivers.- J. Great Lakes Res. Vol. 11, 320-327.

MAGUIRE, R. J.; TKACZ, R. J.; CHAU, Y. K.; BENGERT, G. A.; WONG, P. T. S. (1986): Occurrence of Organotin Compounds in Water and Sediment in Canada.- Chemosphere 15, 253-274.

MAGUIRE, R. J. (1996): The occurrence, fate and toxicity of tributyltin and its degradation products in fresh water environment.- In: DE MORA, S. J. (Ed.): Tributyltin: case study of an environmental contaminant, Cambridge: University Press (Cambridge Environmental Chemistry Series, Vol. 8), 94-138.

MEINEMA, H. A.; BURGER-WIERSMA, T.; VERSLUIS-DE HAHN, G.; CHEVERS, E. C. (1978): Determination of the trace amounts of butyltin compounds in aqueous systems by chromatography/mass spectrometry.- Environ. Sci. Technol. 12, 288-293.

MENSINK, B. P.; BOON, J. P.; TEN HALLERS-TJABBES, C. C.; VAN HATTUM, B.; KOEMAN, J. H. (1997): Bioaccumulation of Organotin Compounds and Imposéx Occurrence in a Marine Food Chain (Eastern Scheldt, Netherlands).- Environmental Technology 18, 1235-1244.

MEYER, M.; RUHKAMP, J. (2000): Tri-Organozinn-Verbindungen in Textilien.- GIT 5/2000, 580-594.

MÜLLER, K. (1953): Die Anwendung des Phasenkontrastverfahrens bei der Altersbestimmung von Fischen nach der Schuppe.- Veröffentlichungen der Limnologischen Fluss-Station Stuttgart 49, 87-90.

MÜLLER, M. D. (1984): Tributyltin detection at trace levels in water and sediments using GC with flame photometric detection and GC-MS.- Fresenius Z. Anal. Vol. 317, 32-36.

NLÖ (2000): Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Datenerhebung im Rahmen der Projektgruppe „Analytik von endokrin wirksamen Substanzen“, bisher unveröffentlicht.

NLÖ-FSK (1999): Niedersächsisches Landesamt für Ökologie – Forschungsstelle Küste, Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer, Routineuntersuchungen, Jahresbericht 1999, Norderney.

NLS 2001: Niedersächsisches Landesamt für Statistik, Hannover,  
[www.nls.niedersachsen.de/Tabellen/Landwirtschaft/Unter/Tabelle3.html](http://www.nls.niedersachsen.de/Tabellen/Landwirtschaft/Unter/Tabelle3.html)

OEHLMANN, J.; FIORONI, P.; STROBEN, E.; MARKERT, B. (1996): Tributyltin (TBT) effects on *Ocenebrina aciculata* (Gastropoda Muricidae): imposex development, sterilization, sex change and population decline.- Science of the Total Environment, Vol. 188, 205-223.

OEHLMANN, J.; STROBEN, E.; SCHULTE-OEHLMANN, U.; BAUER, B. (1998a): Imposex development in response to TBT pollution in *Hinia incrassata* (Ström 1768) (Prosobranchia, Stenoglossa).- Aquatic Toxicology 43, 239-260.

OEHLMANN, J.; BAUER, B.; WATERMANN, B.; SCHULTE-OEHLMANN, U.; LIEBE, S.; FIORONI, P. (1998b): Erfassung morpho- und histopathologischer Effekte von Organozinnverbindungen auf marine Mollusken und Prüfung ihrer Verwendbarkeit für ein zukünftiges biologisches Effektmonitoring, Umweltbundesamt, Texte 46/98, Berlin.

OEHLMANN, J.; SCHULTE-OEHLMANN, U.; BAUER, B. (1996c): Ökotoxikologische Bewertung von TBT-Belastungen im Wasser und Sediment.- Interne Übersicht für den WWF Deutschland.

OEHLMANN, J. (2001): Effects of environmental hormones in prosobranch molluscs.- Abstracts des „Second Statusseminar endocrine disrupters“, Bundesministerium für Bildung und Forschung, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt, Berlin 2.- 4. April 2001.

OSPAR: OSLO AND PARIS KOMMISSION, CONVENTION FOR THE PREVENTION OF MARINE POLLUTION FROM LAND-BASED SOURCES FIFTH MEETING OF THE AD HOC WORKING GROUP ON INPUT DATA, LONDON, 11 – 13 MAY 1993.

PALM, W.-U. ; RUCK, W. (2000): Untersuchung des Eintragspfades hinsichtlich der zinnorganischen Verbindungen am Wollingster See, Projekt der Universität Lüneburg, Institut für Ökologie und Umwelchemie.

PERKOW, W. (1996): Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel.- 3. Auflage, Loseblattsammlung, Parey Buchverlag, Berlin.

POLTZ, J. (1989): Kontrolle extremer pH-Werte.- Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft, Heft 8, 113-124.

QUEVAUVILLER, P.; LAVIGNE, R.; PINEL, R.; ASTRUC, M. (1989): Organotins in sediments and mussels from the Sado estuarine system (Portugal).- Environ. Pollut. Vol. 57, 149-166.

RÜMMLER, F.; PFEIFER, M. (1997): Einführung in die Elektrofischerei – Lehrgangsmaterialien für die Ausbildung von Elektrofischern.- Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow; Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Fischerei, Königswartha.

RIEDERER, M. (1990): Estimating partitioning and transport of organic chemicals in the foliage/atmosphere systems: discussion of a fugacity-based model.- Environ. Sci. Technol. 24, 829-837.

RUIZ, J. M.; BRYAN, G. W.; GIBBS, P. E. (1994): Bioassaying the toxicity of tributyltin/TBT-Polluted sediment to spat of the bivalve *Scrobicularia plana*.- Marine Ecology Progress Series Vol. 113, 119-130.

SBA 2001: Statistisches Bundesamt Deutschland, Jahrbuch 2000, Wiesbaden, [www.statistikbund.de/jahrbuch/jahrtab21.htm](http://www.statistikbund.de/jahrbuch/jahrtab21.htm).

SCHEBEK, L.; ANDREAE, M. O.; TOBSCHALL, H. J. (1991): Methyl- and Butyltin Compounds in Water and Sediments of the Rhine River.- Environmental Science & Technology Vol. 25 (5), 871-878.

SCHLICHTIG, B.; SCHÜLE, E.; ROTT, U. (2001): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Seefelder Aach.- WASSER UND ABFALL 3, 20-28.

SCHNAACK, W.; JOHN, T. (1995): Untersuchungen zum Vorkommen von ausgewählten organischen Schadstoffen in Klärschlämmen und deren ökologische Bewertung bei der Aufbringung von Klärschlamm auf Böden sowie Ableitung von Empfehlungen für Normwerte.- Potsdam: Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Abteilung Biochemische Ökotoxikologie (Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben A8-11/93).

SCHNEIDERWIND, A. (1999): Qualitätssicherung in der Umweltanalytik – Kontrollkartenführung – problem- und aufgabenangepaßt - Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Tagungsband des Workshops „Qualitätssicherung in der Umweltanalytik“ vom 27.-28. Oktober 1998, Hildesheim, 30-37.

SCHÖNEBORN, C. (1999): Qualitätssicherung in der Umweltanalytik - Einführung in die Thematik und Normierung von Analysemethoden – Hilfe und Hürde.- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Tagungsband des Workshops „Qualitätssicherung in der Umweltanalytik“ vom 27.-28. Oktober 1998, Hildesheim, 6-13.

SCHULTE-OEHLMANN, U. (1997): Fortpflanzungsstörungen bei Süß- und Brackwasserschnecken – Einfluß der Umweltchemikalie Tributylzinn.- Wissenschaft & Technik Verlag.

SCHULTE-OEHLMANN, U.; TILLMANN, M.; MARKERT, B.; OEHLMANN, J.; WATERMANN, B.; SCHERF, S. (2000): Effects of Endocrine Disruptors on Prosobranch Snails (Mollusca: Gastropoda) in the Laboratory. Part II: Triphenyltin as a Xeno-Androgen.- Ecotoxicologie, 9 (6), 399-412.

SCHWARZENBACH, R. P.; GSCHEND, P. M.; IMBODEN, D. M. (1993): Environmental Organic Chemistry, Kapitel 7.- John Wiley & Sons.

SEEL, P.; KNEPPER, T. P.; GABRIEL, S.; WEBER, A.; HABERER, K. (1994): Einträge von Pflanzenschutzmitteln in ein Fließgewässer – Versuch einer Bilanzierung.- Vom Wasser, 83, 357-372.

SELIGMAN, P. F.; ADEMA, C. M.; GROVHOU, J.; FRANSHAM, R. L.; VALKIRS, A. O.; STALLARD, M. O.; STANG, P. M. (1996): Environmental Loading of Tributyltin from Drydocks and Ship Hulls.- In: CHAMP, M. A.; SELIGMAN, P. F. (Ed.): Organotin – Environmental Fate and Effects, London: Chapman & Hall, 406-427.

SELIGMAN, P. F.; MAGUIRE, R. J.; LEE, R. F.; HINGA, K. R.; VALKIRS, A. O.; STANG, P. M. (1996): Persistence and Fate of Tributyltin in aquatic Ecosystems.- In: CHAMP, M. A.; SELIGMAN, P. F. (Ed.): Organotin - Environmental Fate and Effects, London: Chapman & Hall, 430-457.

SHAWKY, S.; EMONS, H. (1998): Distribution Pattern of Organotin Compounds at Different Trophic Levels of Aquatic Ecosystems.- Chemosphere 36, 523-535.

SHIARISHI, H.; SOMA, M. (1992): Triphenyltin compounds in mussels in Tokyo Bay after restriction of use in Japan.- Chemosphere 24, 1103-1109.

SHORT, J. W.; THROWER, F. P. (1987): Toxicity of Tri-n-Butyl-Tin to Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, adapted to Seawater.- Aquaculture 61, 193-200.

STÄB, J. A.; FRENAY, M.; FRERIKS, I. L.; BRINKMAN, U. A. Th.; COFINO, W. P. (1995): Survey of nine organotin compounds in the Netherlands using the Zebra Mussel (*Dreissena Polymorpha*) as Biomonitor.- Environmental toxicology and chemistry, Vol. 14, No. 12, 2023-2032.

STÄB, J. A.; TRAAS, T. P.; STROOMBERG, G.; VAN KESTEREN, J.; LEONARDS, P.; VAN HATTUM, B.; BRINKMANN U. A. Th.; COFINO, W. P. (1996): Determination of Organotin Compounds in the Foodweb of a Shallow Freshwater Lake in The Netherlands.- Archives of Environmental Contamination and Toxicology 31, 319-328.

STANG, P. M.; GOLDBERG, E. D. (1989): Butyltins in California river and lake marina waters.- Appl. Organomet. Chem. Vol. 3, 183-187.

STECKELBROECK, S.; HEIDRICH, D.; HEIMBRECHT, J.; KLINGMÜLLER, D. (2001): Effects of triphenyltin (TPT) on the key enzymes of the human sex steroid hormone metabolism.- Abstracts des „Second Statusseminar endocrine disrupters“, Bundesministerium für Bildung und Forschung, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt, Berlin 2.- 4. April 2001.

STEFFEN, D. (1994): Die Belastung niedersächsischer Fließgewässer mit Schwermetallen und organischen Problemstoffen – Sedimentuntersuchungen im Zeitraum von 1986 bis 1992.- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Gewässerschutz, Hildesheim, 107 S.



STEFFEN, D. (1995): Schwermetalle und halogenierte Kohlenwasserstoffe in der Weser.- Limnologie aktuell, Band/Vol. 6, Hrsg. Gerken/Schirmer: Die Weser, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 78-92.

STEFFEN, D.; KUBALLA, J.; JANTZEN, E.; HEMPEL, M. (1995): Zinnorganische Verbindungen in den Kornfraktionen von Gewässersedimenten der Elbe, Weser, Ems und Aller.- Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 39, Heft 6, 200-206.

STEFFEN, D. (1996): Pflanzenschutzmittel und Nitromoschusverbindungen in ausgewählten niedersächsischen Fließgewässern.- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Oberirdische Gewässer, Bericht 1/96, 2. Auflage, 13 S.

STEFFEN, D. (1997): Schadstoffuntersuchungen im Seston von Weser und Aller - Probengewinnung mittels einer stationären Durchlaufzentrifuge.- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Oberirdische Gewässer, Bericht 2/97, Hildesheim, 78 S.

STEFFEN, D. (1998): Zinnorganische Verbindungen in Sedimenten niedersächsischer Oberflächengewässer.- Vortrag beim 8. Chemischen Kolloquium: Vorkommen und Gefährdungspotential von zinnorganischen Verbindungen am 16.06.1998, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

STEFFEN, D.; RISCHBIETER, D. (1998): Trendbetrachtung über die Belastung von Gewässersedimenten mit Schwermetallen – Zeitraum 1986 bis 1996.- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Oberirdische Gewässer, Bericht 7/98, Hildesheim, 88 S.

STEFFEN, D.; WUNSCH, H.; KÄMMEREIT, M.; KUBALLA, J. (2001): Zinnorganische Verbindungen im Bioindikator Fisch.- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Oberirdische Gewässer, Bericht 14/2001, Hildesheim, erschienen im Mai 2001, 19 S.

STEFFEN, D. (2001a): Organische Problemstoffe in Sedimenten niedersächsischer Gewässer, Untersuchungsjahr 2000, bisher unveröffentlicht.

STEFFEN, D. (2001b): Zinnorganische Verbindungen in Gewässern.- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Tagungsunterlagen der Fortbildungsveranstaltung „Problemstoffe in aquatischen Systemen“ am 20.Juni 2001, Hildesheim, 18 S.

STRONKHORST, J. (1996): TBT Contamination and Toxicity of Sediments: a persistent Problem.- In: Directorate general for shipping and maritime affairs of the Dutch Ministry of Transport, Public Works and Water Management; Organtin Environmental Program (ORTEP) Association (eds.): The Present Status of TBT-Copolymer Antifouling Paints. (International One Day Symposium on Antifouling Paints for Ocean-going vessels, 21<sup>st</sup> February, Den Haag).

STURGEON, R. E.; SIU, K. W. M. (1995): Tin and organotin. In: J. W. Kiceniuk and S. Ray (Ed.), Analysis of contaminants in Edible Aquatic Resources. Series: Food Science and Technology, New York, VCH, 225-255.

TANABE, S.; PRUDENTE, M.; MIZUNO, T.; HASEGAWA, J.; IWATA, H.; MIYAZAKI, N. (1998): Butyltin Contamination in Marine Mammals from North Pacific and Asian Coastal Waters.- Environmental Science and Technology 32, 193-198.

TAS, J. W.; OPPERHUIZEN, A.; SEINEN, W. (1990): Uptake and elimination kinetics of triphenyltin hydroxide by two fish species.- *Toxicol. Environ. Chem.* 28, 129-141.

TAS, J. W. (1993): Fate and effects of organotins in the aqueous environment, Bioconcentration kinetics, lethal body burdens, sorption and physico-chemicals properties. Ph. D. Thesis, University of Utrecht, Utrecht, The Netherlands.

THOMPSON, J. A. J.; SHEFFER, M. G.; PIERCE, R. C.; CHAU, Y. K.; COONEY, J. J.; CULLEN, W. R.; MAGUIRE, R. J. (1985): Organotin Compounds in the Aquatic Environment: Scientific Criteria for Assessing their Effects on Environmental Quality.- Environmental Secretariat Publication NRCC 22494, Ottawa: National Research Council of Canada, NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, Subcommittee on Water.

TITTIZER, T. U. SCHLEUTER, A. (1986): Eine neue Technik zur Entnahme quantitativer Makrozoobenthos-Proben aus Sedimenten größerer Flüsse und Ströme. - *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, 30, H. 5/6, 147-149.

TÜMPLING, W.v. U. FRIEDRICH, G. (1999): Methoden der biologischen Wasseruntersuchung. - G. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, Band 2, 545 S.

KAISER, T.; FROST, M. (1998): Evaluierung von Stoffkreisläufen und bisher wenig beachteten Stoffeinträgen in Böden mit möglichen längerfristigen Gefährdungspotentialen- Entwurf zum Abschlußbericht.- UBA-Forschungsvorhaben 207 01 036, 91007-2/32, Berlin: UBA.

UBA (1997): Pestizideinträge in Oberflächengewässer aus landwirtschaftlichen Hofabläufen.- Umweltbundesamt, UBA-Texte 87/97.

UBA (2000): Produktion und Verwendung zinnorganischer Verbindungen in Deutschland.- Fachöffentliche Anhörung vom 14. März 2000, Bericht des Umweltbundesamtes und des Bundesinstituts für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin.

UBA (2001a): Daten zur Umwelt - Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000.- Umweltbundesamt, Erich Schmidt Verlag,

UBA (2001b): Übersicht über Qualitätsanforderungen der EG, der internationalen Flußgemeinschaften und der LAWA für organische Umweltchemikalien, Schwermetalle und Pestizide.- Umweltbundesamt, [www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow\\_s2\\_2.htm](http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s2_2.htm).

UENO, S.; SUSAN, N.; FURUKAWA, Y.; KOMATSU, Y.; KOYAMA, S.; SUZUKI, T. (1999): Butyltin and Phenyltin Compounds in Some Marine Fishery Products on the Japanese Market.- *Archives of Environmental Health* 54, 20-25.

ULLMANN: Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie.- 4., neubearbeitete und erweiterte Auflage, Band 24, 672-679.

UMWELTBEHÖRDE HAMBURG (2000): Gewässergütebericht Hamburg 1999, Beschaffenheit der Oberflächengewässer in Hamburg.- *Hamburger Umweltberichte* 59/2000, 131-144.

VOGT, D. (1971): Knauers Anglerbuch, Das Haus- und Handbuch für Sportfischer.- Droemersch Verlagsgesellschaft/ Th. Knaur Nachf., München/Zürich.

WAITE M. E.; RVANS, K. E.; THAIN, J. E.; WALDOCK, M. J. (1989): Organotin concentrations in the river Bure and Yare, Norfolk Broads, England.- Appl. Organometal. Chem. Vol. 3, 383-391.

WUNSCH, H. (2000): Bioaccumulation of Organotin Compounds Assessment of a Fish Monitoring in Lower Saxony, Germany, 1998, International Conference: Instrumental Methods of Analysis, IMA, Greece 2000.

WUNSCH, H. (2001): Umweltanalytiklaboratorium GALAB, Geesthacht, persönliche Mitteilung.

YAMADA, H.; TAKAYANAGI, K. (1992): Bioconcentration and elimination of bis(tributyltin)oxide (TBTO) and triphenyltin chloride (TPTC) in several marine fish species.- Wat Res 26, 1589-1595.

## 7 Anhang

### 7.1 Untersuchungsbefunde

**Tab. 7.1.1: Butylzinn-Gehalte in Sedimenten [ $\mu\text{g Sn/kg TS}$ ] des Binnenbereiches der Jahre 1996 und 2000**

Messstelle	Gewässer	1996				2000			
		MBT	DBT	TBT	TeBT	MBT	DBT	TBT	TeBT
<b>Fliessgewässer</b>									
Schnackenburg	Aland	101	16	12	11	--	--	--	--
Grafhorst	Aller	6	1	<1	<1	4,2	1,3	0,9	<1
Brenneckenbrück	Aller	7	3	<1	<1	4,1	2,3	<1	<1
Langlingen	Aller	8	3	2	<1	3,5	2,3	0,9	<1
Oldau	Aller	34	4	1	<1	5,5	4,3	1,6	<1
Hodenhagen	Aller	10	6	3	<1	2,4	<1	<1	<1
Verden	Aller	70	89	270	<1	6,6	14,5	36,5	<1
Detern	Aper Tief	7	2	3	<1	1,7	1,1	2,3	<1
Aschwege	Aue	15	10	10	<1	--	--	--	--
Detern-Scharrel	Barssele Tief	4	1	1	<1	3,0	1,8	5,8	<1
Böhme	Böhme	6	<1	<1	<1	4,7	2,7	<1	<1
Borsumer Paß	Bruchgraben	<1	<1	<1	<1	--	--	--	--
Aligse	Burgdorfer Aue	23	18	2	<1	--	--	--	--
Hasbergen	Delme	3	2	<1	<1	--	--	--	--
Georgsmarienhütte	Düte	26	17	2	<1	--	--	--	--
Bergen	Dumme	<1	<1	<1	<1	--	--	--	--
Schnackenburg	Elbe	311	55	42	67	1290	138	132	118
Gorleben	Elbe	191	38	18	29	--	--	--	--
Bleckede	Elbe	471	76	59	160	--	--	--	--
Geesthacht	Elbe	333	60	24	100	126	18,4	27,2	12,3
Grauerort	Elbe	98	35	111	25	41	14,5	44,5	4,9
Cuxhaven	Elbe	24	3	18	3	20,0	8,0	24,8	2,9
Salzbergen	Ems	<1	<1	<1	<1	2,8	1,2	<1	<1
Hanekenfähr	Ems	10	6	1	<1	2,8	1,8	0,9	<1
Hilter	Ems	<1	<1	<1	<1	2,6	1,2	<1	<1
Herbrum	Ems	5	2	<1	<1	2	<1	<1	<1
Gandersum	Ems	9	1	10	<1	<1	<1	<1	<1
Eltze	Erse	2	2	1	<1	--	--	--	--
Königreich	Este	105	59	262	29	47,5	17,8	52,3	5,1
Oldersum	Fehntjer Tief	<1	<1	<1	<1	3,4	3,5	17,5	<1
Peine	Fuhse	28	10	4	<1	6,3	2,9	1,4	<1
Wathlingen	Fuhse	5	2	1	<1	2,0	<1	<1	<1
Münden	Fulda	14	10	7	<1	--	--	--	--
Bramel	Geeste	3	<1	<1	<1	1,8	1,8	5,1	<1
Eimke	Gerdau	14	<1	1	<1	--	--	--	--

Tab. 7.1.1 (Fortsetzung)

Messstelle	Gewässer	1996				2000			
		MBT	DBT	TBT	TeBT	MBT	DBT	TBT	TeBT
Ströhen	Gr. Aue	1	1	<1	<1	4,2	2,1	<1	<1
Steyerberg	Gr. Aue	11	<1	<1	<1	8,6	3,7	1,0	<1
Werwe	Gr. Hase	7	13	<1	<1	--	--	--	--
Tietjens Hütte	Hamme	11	25	86	<1	5,3	3,4	12,9	<1
Riester Becken	Hase	21	12	2	<1	17,9	7,3	1,6	<1
Bersenbrück	Hase	12	1	<1	<1	3,2	1,1	<1	<1
Bokeloh	Hase	7	<1	<1	<1	2,2	<1	<1	<1
Schöpfwerk Wangerland	Hohens Tief	<1	<1	<1	<1	1,3	1,2	4,5	<1
Schäferhof	Hunte	6	3	1	<1	5,1	2,1	0,9	<1
Colnrade	Hunte	10	2	1	<1	1,4	1,2	0,9	<1
Tungeln	Hunte	15	6	3	<1	2,0	1,1	1,4	<1
Reithörne	Hunte	23	28	170	<1	2,9	3,2	33	<1
Einbeck	Ilme	11	14	<1	<1	--	--	--	--
Veerssen	Ilmenau	6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Rote Schleuse	Ilmenau	10	6	<1	<1	--	--	--	--
Fahrenholz	Ilmenau	12	6	3	<1	11,3	4,2	1,6	<1
Börssum II	Ilse	13	15	14	<1	--	--	--	--
Langelsheim	Innerste	<1	<1	<1	<1	5,5	10,6	1,3	<1
Sarstedt	Innerste	<1	6	<1	<1	8,7	4,0	1,6	<1
Gifhorn	Ise	27	1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hohenberge	Jade	19	29	90	<1	<1	1,2	3,7	<1
Teplingen	Jeetzel	4	2	3	<1	4,4	3,1	12,9	<1
Lüggau	Jeetzel	3	2	<1	<1	--	--	--	--
Büntelsweg	Knockster Tief	26	21	8	<1	4,5	4,5	30,1	<1
Besitz	Krainke	22	1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Kaarßen	Krainke	<1	<1	<1	<1	--	--	--	--
Lachtehausen	Lachte	3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Uptloh	Lager Hase	8	5	1	<1	1,6	1,1	<1	<1
Leer	Leda	2	3	6	<1	4,5	2,6	13,8	<1
Greene	Leine	<1	<1	<1	<1	--	--	--	--
Reckershausen	Leine	11	6	3	<1	7,6	2,6	0,9	<1
Leineturm	Leine	37	9	1	<1	11,7	3,9	1,3	<1
Poppenburg	Leine	7	3	2	<1	3,7	<1	<1	<1
Neustadt	Leine	18	12	1	<1	10	4,7	1,3	<1
Mittelnkirchen	Lühe	154	36	98	22	61,2	21,0	59,2	6,8
Roydorf	Luhe	2	<1	<1	<1	2,3	<1	<1	<1
Stotel	Lune	3	2	1	<1	<1	<1	<1	<1
Wilhelmshaven	Maade	17	10	6	<1	--	--	--	--
Otterndorf	Medem	2	1	<1	<1	--	--	--	--
Süttorf	Neetze	<1	<1	<1	<1	--	--	--	--
Derneburg	Nette	<1	<1	<1	<1	--	--	--	--

Tab. 7.1.1 (Fortsetzung)

Messstelle	Gewässer	1996				2000			
		MBT	DBT	TBT	TeBT	MBT	DBT	TBT	TeBT
Ehlershausen	Neue Aue	2	4	<1	<1	14,4	11,5	2,1	<1
Lindau	Oder	4	<1	<1	<1	--	--	--	--
Stedden	Örtze	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Brome	Ohre	6	1	<1	<1	--	--	--	--
Probsteiburg	Oker	16	41	10	<1	2,9	4,0	19,2	<1
Ohrum	Oker	6	5	5	<1	3,2	1,3	1,1	<1
Groß Schwülper	Oker	<1	<1	<1	<1	13,9	12,1	29,7	<1
Weertzen	Oste	<1	<1	<1	<1	--	--	--	--
Bremervörde	Oste	6	5	1	<1	3	1,6	<1	<1
Osten	Oste	21	3	17	1	--	--	--	--
Elvershausen	Rhume	6	<1	<1	<1	6,8	2,4	<1	<1
Rosien	Rögnitz	3	5	<1	<1	--	--	--	--
Harxbüttel	Schunter	92	25	<1	<1	8,0	3,6	<1	<1
Stade	Schwinge	139	45	132	29	<1	<1	<1	<1
Jehrdien	Seeve	7	<1	<1	<1	--	--	--	--
Hattorf	Sieber	15	6	<1	<1	--	--	--	--
Stedingsmühlen	Söste	12	5	<1	<1	--	--	--	--
Hesselte	Speller Aa	4	5	1	<1	3,3	2,4	0,8	<1
Sückkau	Sude	<1	<1	<1	<1	--	--	--	--
Samern	Vechte	12	6	<1	<1	8,3	4,2	0,9	<1
Laar	Vechte	29	10	<1	<1	3,5	1,0	<1	<1
Mdg. Veerse	Veerse	4	<1	<1	<1	--	--	--	--
Hemeln	Weser	14	10	17	<1	4,1	2,1	2,3	<1
Boffzen	Weser	14	4	2	<1	11,9	1,4	0,9	<1
Hajen	Weser	62	49	151	<1	46,7	20,5	40,0	<1
Hess. Oldendorf	Weser	69	4	5	<1	31,1	4,7	3,9	<1
Drakenburg	Weser	28	7	3	<1	14,7	2,2	1,8	<1
Farge	Weser	--	--	--	--	15,6	21,1	113	<1
Intschede	Weser	10	2	2	<1	--	--	--	--
Uesen	Weser	12	5	6	<1	11,1	6,7	1,1	<1
Brake	Weser	38	22	68	<1	19,1	13	50,7	<1
Nordenham	Weser	23	20	51	<1	17,6	13,6	49	<1
Liethe	Westaue	9	<1	<1	<1	8,0	2,2	1,0	<1
Hainhaus	Wietze	41	17	1	<1	--	--	--	--
Wieckenberg	Wietze	19	10	1	<1	3,5	2,1	<1	<1
Ottersberg	Wümme-Nordarm	<1	<1	<1	<1	1,5	<1	<1	<1
Truperdeich	Wümme	16	28	45	<1	2,8	1,9	2,9	<1
<b>Schiffahrtskanäle</b>									
Weißes Moor/ Westerbeck	Elbe-Seitenkanal	13	20	19	<1	11,2	8,9	16,2	<1
Bevensen	Elbe-Seitenkanal	20	40	104	<1	19,4	24,8	73,5	2,4

Tab. 7.1.1 (Fortsetzung)

Messstelle	Gewässer	1996				2000			
		MBT	DBT	TBT	TeBT	MBT	DBT	TBT	TeBT
Achmer	Mittellandkanal.	19	10	10	<1	--	--	--	--
Nordholz	Mittellandkanal	292	46	73	<1	140	5,2	8,6	<1
Lohnde	Mittellandkanal	16	12	14	<1	--	--	--	--
Misburg	Mittellandkanal	7	19	27	<1	6,9	6,4	7,4	<1
Mehrum	Mittellandkanal	12	7	5	<1	--	--	--	--
Vorsfelde	Mittellandkanal	15	15	37	<1	4,2	3,2	12,6	<1
Seen									
Steinhude	Steinhuder M.	5	6	52	<1	46,4	34,3	181	<1
Nähe Winzl. Grenzgr.	Steinhuder M.	32	36	99	<1	10,2	5,6	42,1	<1
Bereich Nord	Zwischenahner Meer	36	46	148	<1	15,1	15,4	47,8	<1
Bereich Süd-West I	Zwischenahner Meer	90	141	648	6	63,5	128	1430	1,7
Bereich Süd-West II	Zwischenahner Meer	--	--	--	--	372	561	4290	8,5
Bereich Süd-West III	Zwischenahner Meer	--	--	--	--	115	119	817	1,2
Seemitte	Wollingster S.	6	1	1	<1	8,7	1,3	7,6	<1
Seemitte	Otterstedter See	24	6	18	<1	--	--	--	--

**Tab. 7.1.2: Statistisch zusammengefasste Analysendaten der Fischuntersuchungen auf TPT und Metabolite DPT und MPT [in µg Sn/kg FG]; N=Anzahl der Messwerte; MP=Mischprobe**

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TPT	DPT	MPT
Verden	1998	Rotauge	Muskulatur	N	10	10	10	10
Verden	1998	Rotauge	Muskulatur	Min.	16	1,0	<1	<1
Verden	1998	Rotauge	Muskulatur	Max.	29,5	149	3,0	<1
Verden	1998	Rotauge	Muskulatur	Mittel	20	30	1,8	<1
Verden	1998	Rotauge	Muskulatur	Standardabw.	3,5	45	0,97	<1
Verden	1998	Rotauge	Leber	N	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)
Verden	1998	Rotauge	Leber	Mittel	20	920	<1	<1
Verden	1998	Barsch	Muskulatur	N	8	8	8	8
Verden	1998	Barsch	Muskulatur	Min.	21,5	7,0	<1	<1
Verden	1998	Barsch	Muskulatur	Max.	42	33	<1	<1
Verden	1998	Barsch	Muskulatur	Mittel	33	17	<1	<1
Verden	1998	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	6,7	7,1	<1	<1
Verden	1998	Barsch	Leber	N	8	8	8	8
Verden	1998	Barsch	Leber	Min.	21,5	47	<1	<1
Verden	1998	Barsch	Leber	Max.	42	380	<1	<1
Verden	1998	Barsch	Leber	Mittel	33	120	<1	<1
Verden	1998	Barsch	Leber	Standardabw.	6,7	100	<1	<1
Verden	1998	Hecht	Muskulatur	N	3	3	3	3

Tab. 7.1.2 (Fortsetzung)

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TPT	DPT	MPT
Verden	1998	Hecht	Muskulatur	Min.	29	59	<1	<1
Verden	1998	Hecht	Muskulatur	Max.	43	140	<1	<1
Verden	1998	Hecht	Muskulatur	Mittel	37	98	<1	<1
Verden	1998	Hecht	Muskulatur	Standardabw.	5,9	32	<1	<1
Verden	1998	Hecht	Leber	N	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)
Verden	1998	Hecht	Leber	Mittel	37	140	<1	<1
Verden	1998	Aal	Muskulatur	N	4	4	4	4
Verden	1998	Aal	Muskulatur	Min.	47	5,2	<1	<1
Verden	1998	Aal	Muskulatur	Max.	57	90	15	<1
Verden	1998	Aal	Muskulatur	Mittel	52	48	4,1	<1
Verden	1998	Aal	Muskulatur	Standardabw.	4,6	36	6,2	<1
Verden	1998	Aal	Leber	N	4	4	4	4
Verden	1998	Aal	Leber	Min.	47	22	7,8	<1
Verden	1998	Aal	Leber	Max.	57	500	150	47
Verden	1998	Aal	Leber	Mittel	52	240	82	14
Verden	1998	Aal	Leber	Standardabw.	4,6	190	64	19
Drakenburg	1998	Rotaug	Muskulatur	N	10	10	10	10
Drakenburg	1998	Rotaug	Muskulatur	Min.	21,5	2,0	<1	<1
Drakenburg	1998	Rotaug	Muskulatur	Max.	25,5	5,7	<1	<1
Drakenburg	1998	Rotaug	Muskulatur	Mittel	23	4,0	<1	<1
Drakenburg	1998	Rotaug	Muskulatur	Standardabw.	1,3	1,2	<1	<1
Drakenburg	1998	Rotaug	Leber	N	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)
Drakenburg	1998	Rotaug	Leber	Mittel	23	100	6,0	<1
Drakenburg	1998	Barsch	Muskulatur	N	10	10	10	10
Drakenburg	1998	Barsch	Muskulatur	Min.	15,5	4,5	<1	<1
Drakenburg	1998	Barsch	Muskulatur	Max.	19	10,2	<1	<1
Drakenburg	1998	Barsch	Muskulatur	Mittel	17	7,1	<1	<1
Drakenburg	1998	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	1,1	1,8	<1	<1
Drakenburg	1998	Barsch	Leber	N	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)
Drakenburg	1998	Barsch	Leber	Mittel	17	25	14	3,0
Drakenburg	1998	Hecht	Muskulatur	N	3	3	3	3
Drakenburg	1998	Hecht	Muskulatur	Min.	36	3,8	<1	<1
Drakenburg	1998	Hecht	Muskulatur	Max.	37	6,8	<1	<1
Drakenburg	1998	Hecht	Muskulatur	Mittel	36,5	5,7	<1	<1
Drakenburg	1998	Hecht	Muskulatur	Standardabw.	0,41	1,3	<1	<1
Drakenburg	1998	Hecht	Leber	N	3	3	3	3
Drakenburg	1998	Hecht	Leber	Min.	36	27	3,0	<1
Drakenburg	1998	Hecht	Leber	Max.	37	50	11	3,0
Drakenburg	1998	Hecht	Leber	Mittel	36,5	37	6,7	1,8
Drakenburg	1998	Hecht	Leber	Standardabw.	0,41	9,5	3,3	1,0
Drakenburg	1998	Aal	Muskulatur	N	11	11	11	11
Drakenburg	1998	Aal	Muskulatur	Min.	42	3,2	<1	<1
Drakenburg	1998	Aal	Muskulatur	Max.	60,5	54	20	1,1
Drakenburg	1998	Aal	Muskulatur	Mittel	50	12	2,3	<1
Drakenburg	1998	Aal	Muskulatur	Standardabw.	6,8	14	5,6	0,17
Drakenburg	1998	Aal	Leber	N	11	11	11	11
Drakenburg	1998	Aal	Leber	Min.	42	9,1	<1	<1
Drakenburg	1998	Aal	Leber	Max.	60,5	40	17	3,8



Tab. 7.1.2 (Fortsetzung)

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TPT	DPT	MPT
Drakenburg	1998	Aal	Leber	Mittel	50	26	7,1	2,0
Drakenburg	1998	Aal	Leber	Standardabw.	6,8	9,4	4,0	0,94
Drakenburg	1998	Brassen	Muskulatur	N	5	5	5	5
Drakenburg	1998	Brassen	Muskulatur	Min.	21,5	7,2	<1	<1
Drakenburg	1998	Brassen	Muskulatur	Max.	47	9,5	<1	<1
Drakenburg	1998	Brassen	Muskulatur	Mittel	30,5	8,6	<1	<1
Drakenburg	1998	Brassen	Muskulatur	Standardabw.	10,3	1,0	<1	<1
Drakenburg	1998	Brassen	Leber	N	5	5	5	5
Drakenburg	1998	Brassen	Leber	Min.	21,5	79	4,7	2,2
Drakenburg	1998	Brassen	Leber	Max.	47	180	9,0	6,0
Drakenburg	1998	Brassen	Leber	Mittel	30,5	120	6,3	3,4
Drakenburg	1998	Brassen	Leber	Standardabw.	10,3	37	1,5	1,4
Zwischenahner Meer	1998	Rotaug	Muskulatur	N	5	5	5	5
Zwischenahner Meer	1998	Rotaug	Muskulatur	Min.	19	4,7	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Rotaug	Muskulatur	Max.	24	20	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Rotaug	Muskulatur	Mittel	21,5	11	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Rotaug	Muskulatur	Standardabw.	1,7	5,1	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Rotaug	Leber	N	5	5	5	5
Zwischenahner Meer	1998	Rotaug	Leber	Min.	19	220	1,6	<1
Zwischenahner Meer	1998	Rotaug	Leber	Max.	24	1050	9,5	2,4
Zwischenahner Meer	1998	Rotaug	Leber	Mittel	21,5	540	5,3	1,4
Zwischenahner Meer	1998	Rotaug	Leber	Standardabw.	1,7	280	2,9	0,79
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Muskulatur	N	4	4	4	4
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Muskulatur	Min.	28	21	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Muskulatur	Max.	33	27	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Muskulatur	Mittel	30	24	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	1,8	2,7	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Leber	N	4	4	4	4
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Leber	Min.	28	53	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Leber	Max.	33	61	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Leber	Mittel	30	56	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Leber	Standardabw.	1,8	3,1	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Muskulatur	N	6	6	6	6
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Muskulatur	Min.	37	13	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Muskulatur	Max.	59	37	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Muskulatur	Mittel	47,5	20	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Muskulatur	Standardabw.	8,3	8,5	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Leber	N	6	6	6	6
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Leber	Min.	37	28	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Leber	Max.	59	67	7,6	4,3
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Leber	Mittel	47,5	47	3,5	1,4
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Leber	Standardabw.	8,3	13	2,2	1,3
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Muskulatur	N	10	10	10	10
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Muskulatur	Min.	31	6,1	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Muskulatur	Max.	39	10,0	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Muskulatur	Mittel	34,5	8,3	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Muskulatur	Standardabw.	2,3	1,2	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Leber	N	10	10	10	10
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Leber	Min.	31	58	<1	<1

Tab. 7.1.2 (Fortsetzung)

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TPT	DPT	MPT
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Leber	Max.	39	170	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Leber	Mittel	34,5	130	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Leber	Standardabw.	2,3	35	<1	<1
Hajen	1998	Rotaugen	Muskulatur	N	10	10	10	10
Hajen	1998	Rotaugen	Muskulatur	Min.	24,5	2,2	<1	<1
Hajen	1998	Rotaugen	Muskulatur	Max.	34	7,6	<1	<1
Hajen	1998	Rotaugen	Muskulatur	Mittel	28,5	4,5	<1	<1
Hajen	1998	Rotaugen	Muskulatur	Standardabw.	2,7	2,0	<1	<1
Hajen	1998	Rotaugen	Leber	N	10	10	10	10
Hajen	1998	Rotaugen	Leber	Min.	24,5	130	<1	<1
Hajen	1998	Rotaugen	Leber	Max.	34	720	<1	<1
Hajen	1998	Rotaugen	Leber	Mittel	28,5	260	<1	<1
Hajen	1998	Rotaugen	Leber	Standardabw.	2,7	180	<1	<1
Hajen	1998	Hecht	Muskulatur	N	2	2	2	2
Hajen	1998	Hecht	Muskulatur	Min.	35	4,0	<1	<1
Hajen	1998	Hecht	Muskulatur	Max.	38	6,7	<1	<1
Hajen	1998	Hecht	Muskulatur	Mittel	36,5	5,3	<1	<1
Hajen	1998	Hecht	Muskulatur	Standardabw.	1,5	1,3	<1	<1
Hajen	1998	Hecht	Leber	N	2	2	2	2
Hajen	1998	Hecht	Leber	Min.	35	17	<1	<1
Hajen	1998	Hecht	Leber	Max.	38	21	<1	<1
Hajen	1998	Hecht	Leber	Mittel	36,5	19	<1	<1
Hajen	1998	Hecht	Leber	Standardabw.	1,5	2,0	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Muskulatur	N	10	10	10	10
Hajen	1998	Aal	Muskulatur	Min.	46	2,0	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Muskulatur	Max.	62	7,0	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Muskulatur	Mittel	50	3,3	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Muskulatur	Standardabw.	4,5	1,4	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Leber	N	10	10	10	10
Hajen	1998	Aal	Leber	Min.	46	5,0	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Leber	Max.	62	30	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Leber	Mittel	50	11	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Leber	Standardabw.	4,5	7,3	<1	<1
Hajen	1998	Brassen	Muskulatur	N	2	2	2	2
Hajen	1998	Brassen	Muskulatur	Min.	35	7,2	<1	<1
Hajen	1998	Brassen	Muskulatur	Max.	38	10,2	<1	<1
Hajen	1998	Brassen	Muskulatur	Mittel	36,5	8,7	<1	<1
Hajen	1998	Brassen	Muskulatur	Standardabw.	1,5	1,5	<1	<1
Hajen	1998	Brassen	Leber	N	2	2	2	2
Hajen	1998	Brassen	Leber	Min.	35	98	<1	<1
Hajen	1998	Brassen	Leber	Max.	38	180	<1	<1
Hajen	1998	Brassen	Leber	Mittel	36,5	140	<1	<1
Hajen	1998	Brassen	Leber	Standardabw.	1,5	42	<1	<1
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Muskulatur	N	21	21	21	21
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Muskulatur	Min.	16	10,8	<0,3	<0,3
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Muskulatur	Max.	24	37	<0,3	<0,3
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Muskulatur	Mittel	19	19	<0,3	<0,3
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Muskulatur	Standardabw.	2,1	7,3	<0,3	<0,3
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Leber	N	17	17	17	17

Tab. 7.1.2 (Fortsetzung)

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TPT	DPT	MPT
Zwischenahner Meer	1999	Rotauge	Leber	Min.	16	190	0,70	<0,3
Zwischenahner Meer	1999	Rotauge	Leber	Max.	24	820	9,1	2,9
Zwischenahner Meer	1999	Rotauge	Leber	Mittel	19	430	2,7	1,1
Zwischenahner Meer	1999	Rotauge	Leber	Standardabw.	2,1	160	1,9	0,81
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Muskulatur	N	22	22	22	22
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Muskulatur	Min.	14	7,6	<0,3	<0,3
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Muskulatur	Max.	20	23	<0,3	<0,3
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Muskulatur	Mittel	16,5	15	<0,3	<0,3
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	1,4	3,8	<0,3	<0,3
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Leber	N	20	20	20	20
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Leber	Min.	14	8,3	<0,3	<0,3
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Leber	Max.	20	39	<0,3	<0,3
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Leber	Mittel	16,5	25	<0,3	<0,3
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Leber	Standardabw.	1,4	9,1	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Rotauge	Muskulatur	N	22	22	22	22
Drakenburg	1999	Rotauge	Muskulatur	Min.	17,5	1,9	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Rotauge	Muskulatur	Max.	23,5	5,9	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Rotauge	Muskulatur	Mittel	21	3,4	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Rotauge	Muskulatur	Standardabw.	1,4	1,2	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Rotauge	Leber	N	21	21	21	21
Drakenburg	1999	Rotauge	Leber	Min.	17,5	46	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Rotauge	Leber	Max.	23,5	120	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Rotauge	Leber	Mittel	21	82	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Rotauge	Leber	Standardabw.	1,4	22	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Barsch	Muskulatur	N	20	20	20	20
Drakenburg	1999	Barsch	Muskulatur	Min.	12,5	1,1	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Barsch	Muskulatur	Max.	22	7,4	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Barsch	Muskulatur	Mittel	16,5	2,5	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	3,2	1,3	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Barsch	Leber	N	2 (MP)	2 (MP)	2 (MP)	2 (MP)
Drakenburg	1999	Barsch	Leber	Min.	12,5	3,2	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Barsch	Leber	Max.	22	30	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Barsch	Leber	Mittel	16,5	16	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Barsch	Leber	Standardabw.	3,2	13	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Rotauge	Muskulatur	N	13	13	13	13
Wollingster See	1999	Rotauge	Muskulatur	Min.	18	0,70	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Rotauge	Muskulatur	Max.	22	5,2	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Rotauge	Muskulatur	Mittel	19,5	1,8	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Rotauge	Muskulatur	Standardabw.	1,1	1,3	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Rotauge	Leber	N	5	5	5	5
Wollingster See	1999	Rotauge	Leber	Min.	18	32	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Rotauge	Leber	Max.	22	92	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Rotauge	Leber	Mittel	19,5	62	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Rotauge	Leber	Standardabw.	1,1	21	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Barsch	Muskulatur	N	16	16	16	16
Wollingster See	1999	Barsch	Muskulatur	Min.	10	1,1	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Barsch	Muskulatur	Max.	15	8,5	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Barsch	Muskulatur	Mittel	12,5	3,3	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	1,3	2,0	<0,3	<0,3

Tab. 7.1.2 (Fortsetzung)

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TPT	DPT	MPT
Wollingster See	1999	Barsch	Leber	N	2 (MP)	2 (MP)	2 (MP)	2 (MP)
Wollingster See	1999	Barsch	Leber	Min.	10	13	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Barsch	Leber	Max.	15	13	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Barsch	Leber	Mittel	12,5	13	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Barsch	Leber	Standardabw.	1,3	0,20	<0,3	<0,3
Zwischenahner Meer	2000	Rotauge	Muskulatur	N	34	34	34	34
Zwischenahner Meer	2000	Rotauge	Muskulatur	Min.	12	0,5	<0,1	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Rotauge	Muskulatur	Max.	25	14	<0,1	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Rotauge	Muskulatur	Mittel	18	5,2	<0,1	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Rotauge	Muskulatur	Standardabw.	3,6	3,0	<0,1	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Rotauge	Leber	N	17	17	17	17
Zwischenahner Meer	2000	Rotauge	Leber	Min.	12	150	3,0	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Rotauge	Leber	Max.	25	590	25	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Rotauge	Leber	Mittel	18	320	10,0	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Rotauge	Leber	Standardabw.	3,6	120	5,9	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Muskulatur	N	14	14	14	14
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Muskulatur	Min.	13	2,5	<0,1	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Muskulatur	Max.	23	14	0,50	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Muskulatur	Mittel	16	7,1	<0,1	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	3,4	3,7	<0,1	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Leber	N	11	11	11	11
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Leber	Min.	13	11	<0,1	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Leber	Max.	23	52	1,8	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Leber	Mittel	16	25	0,82	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Leber	Standardabw.	3,4	12	0,73	<0,2
Drakenburg	2000	Rotauge	Muskulatur	N	40	40	40	40
Drakenburg	2000	Rotauge	Muskulatur	Min.	13	0,3	<0,1	<0,2
Drakenburg	2000	Rotauge	Muskulatur	Max.	34	6,9	0,4	<0,2
Drakenburg	2000	Rotauge	Muskulatur	Mittel	20,5	2,1	<0,1	<0,2
Drakenburg	2000	Rotauge	Muskulatur	Standardabw.	6,4	1,5	<0,1	<0,2
Drakenburg	2000	Rotauge	Leber	N	19	19	19	19
Drakenburg	2000	Rotauge	Leber	Min.	13	13	0,1	<0,2
Drakenburg	2000	Rotauge	Leber	Max.	34	300	16	<0,2
Drakenburg	2000	Rotauge	Leber	Mittel	20,5	120	5,1	<0,2
Drakenburg	2000	Rotauge	Leber	Standardabw.	6,4	64	4,2	<0,2
Drakenburg	2000	Barsch	Muskulatur	N	19	19	19	19
Drakenburg	2000	Barsch	Muskulatur	Min.	13	0,9	<0,1	<0,2
Drakenburg	2000	Barsch	Muskulatur	Max.	23	3,7	<0,1	<0,2
Drakenburg	2000	Barsch	Muskulatur	Mittel	16	2,0	<0,1	<0,2
Drakenburg	2000	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	2,7	0,71	<0,1	<0,2
Drakenburg	2000	Barsch	Leber	N	23	23	23	23
Drakenburg	2000	Barsch	Leber	Min.	13	1,4	<0,1	<0,2
Drakenburg	2000	Barsch	Leber	Max.	23	17	1,6	<0,2
Drakenburg	2000	Barsch	Leber	Mittel	16	6,6	0,15	<0,2
Drakenburg	2000	Barsch	Leber	Standardabw.	2,7	4,4	0,33	<0,2
Granetalsperre	2000	Rotauge	Muskulatur	N	24	24	24	24
Granetalsperre	2000	Rotauge	Muskulatur	Min.	13	<0,1	<0,1	<0,2
Granetalsperre	2000	Rotauge	Muskulatur	Max.	32	3,4	<0,1	<0,2
Granetalsperre	2000	Rotauge	Muskulatur	Mittel	21	0,90	<0,1	<0,2

Tab. 7.1.2 (Fortsetzung)

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TPT	DPT	MPT
Granetalsperre	2000	Rotaugen	Muskulatur	Standardabw.	6,9	0,99	<0,1	<0,2
Granetalsperre	2000	Rotaugen	Leber	N	14	14	14	14
Granetalsperre	2000	Rotaugen	Leber	Min.	13	9,7	<0,1	<0,2
Granetalsperre	2000	Rotaugen	Leber	Max.	32	250	5,5	<0,2
Granetalsperre	2000	Rotaugen	Leber	Mittel	21	120	2,2	<0,2
Granetalsperre	2000	Rotaugen	Leber	Standardabw.	6,9	85	1,8	<0,2
Granetalsperre	2000	Barsch	Muskulatur	N	11	11	11	11
Granetalsperre	2000	Barsch	Muskulatur	Min.	14	0,5	<0,1	<0,2
Granetalsperre	2000	Barsch	Muskulatur	Max.	41	8,1	<0,1	<0,2
Granetalsperre	2000	Barsch	Muskulatur	Mittel	28,5	3,0	<0,1	<0,2
Granetalsperre	2000	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	8,1	2,1	<0,1	<0,2
Granetalsperre	2000	Barsch	Leber	N	10	10	10	10
Granetalsperre	2000	Barsch	Leber	Min.	14	0,50	<0,1	<0,1
Granetalsperre	2000	Barsch	Leber	Max.	41	19	<0,1	110
Granetalsperre	2000	Barsch	Leber	Mittel	28,5	7,7	<0,1	23
Granetalsperre	2000	Barsch	Leber	Standardabw.	8,1	6,2	<0,1	37

**Tab. 7.1.3: Statistisch zusammengefasste Analysendaten der Fischuntersuchungen auf TBT, DBT und MBT [in µg Sn/kg FG]; N=Anzahl der Messwerte; MP=Mischprobe**

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TBT	DBT	MBT
Verden	1998	Rotaugen	Muskulatur	N	10	10	10	10
Verden	1998	Rotaugen	Muskulatur	Min.	16	3,0	1,4	<1
Verden	1998	Rotaugen	Muskulatur	Max.	29,5	150	14	9,0
Verden	1998	Rotaugen	Muskulatur	Mittel	20	55	5,4	3,3
Verden	1998	Rotaugen	Muskulatur	Standardabw.	3,5	57	4,4	3,4
Verden	1998	Rotaugen	Leber	N	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)
Verden	1998	Rotaugen	Leber	Mittel	20	100	260	34
Verden	1998	Barsch	Muskulatur	N	8	8	8	8
Verden	1998	Barsch	Muskulatur	Min.	21,5	2,8	1,6	<1
Verden	1998	Barsch	Muskulatur	Max.	42	25	2,9	4,3
Verden	1998	Barsch	Muskulatur	Mittel	33	11	2,0	2,0
Verden	1998	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	6,7	6,7	0,42	1,0
Verden	1998	Barsch	Leber	N	8	8	8	8
Verden	1998	Barsch	Leber	Min.	21,5	11	6,8	1,0
Verden	1998	Barsch	Leber	Max.	42	120	16	3,7
Verden	1998	Barsch	Leber	Mittel	33	42	9,6	2,5
Verden	1998	Barsch	Leber	Standardabw.	6,7	32	3,2	0,74
Verden	1998	Hecht	Muskulatur	N	3	3	3	3
Verden	1998	Hecht	Muskulatur	Min.	29	60	8,8	5,7
Verden	1998	Hecht	Muskulatur	Max.	43	125	22	7,0
Verden	1998	Hecht	Muskulatur	Mittel	37	83	15	6,1
Verden	1998	Hecht	Muskulatur	Standardabw.	5,9	30	5,6	0,63
Verden	1998	Hecht	Leber	N	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)
Verden	1998	Hecht	Leber	Mittel	37	38	540	86

Tab. 7.1.3 (Fortsetzung)

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TBT	DBT	MBT
Verden	1998	Aal	Muskulatur	N	4	4	4	4
Verden	1998	Aal	Muskulatur	Min.	47	1,3	<1	<1
Verden	1998	Aal	Muskulatur	Max.	57	23	4,0	3,1
Verden	1998	Aal	Muskulatur	Mittel	52	12	1,8	2,0
Verden	1998	Aal	Muskulatur	Standardabw.	4,6	7,7	1,3	1,1
Verden	1998	Aal	Leber	N	4	4	4	4
Verden	1998	Aal	Leber	Min.	47	4,8	1,6	2,1
Verden	1998	Aal	Leber	Max.	57	64	36	160
Verden	1998	Aal	Leber	Mittel	52	32	18	49
Verden	1998	Aal	Leber	Standardabw.	4,6	22	12	66
Drakenburg	1998	Rotaug	Muskulatur	N	10	10	10	10
Drakenburg	1998	Rotaug	Muskulatur	Min.	21,5	2,5	1,3	10
Drakenburg	1998	Rotaug	Muskulatur	Max.	25,5	13	2,7	13
Drakenburg	1998	Rotaug	Muskulatur	Mittel	23	4,6	1,8	12
Drakenburg	1998	Rotaug	Muskulatur	Standardabw.	1,3	2,8	0,48	0,82
Drakenburg	1998	Rotaug	Leber	N	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)
Drakenburg	1998	Rotaug	Leber	Mittel	23	10,0	36	8,0
Drakenburg	1998	Barsch	Muskulatur	N	10	10	10	10
Drakenburg	1998	Barsch	Muskulatur	Min.	15,5	<1	<1	8,8
Drakenburg	1998	Barsch	Muskulatur	Max.	19	3,2	1,6	10,6
Drakenburg	1998	Barsch	Muskulatur	Mittel	17	1,7	1,1	10,0
Drakenburg	1998	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	1,1	0,67	0,28	0,52
Drakenburg	1998	Barsch	Leber	N	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)	1 (MP)
Drakenburg	1998	Barsch	Leber	Mittel	17	9,0	3,0	2,0
Drakenburg	1998	Hecht	Muskulatur	N	3	3	3	3
Drakenburg	1998	Hecht	Muskulatur	Min.	36	2,2	<1	1,8
Drakenburg	1998	Hecht	Muskulatur	Max.	37	4,8	2,0	12
Drakenburg	1998	Hecht	Muskulatur	Mittel	36,5	3,6	1,5	8,6
Drakenburg	1998	Hecht	Muskulatur	Standardabw.	0,41	1,1	0,69	4,8
Drakenburg	1998	Hecht	Leber	N	3	3	3	3
Drakenburg	1998	Hecht	Leber	Min.	36	6,0	120	26
Drakenburg	1998	Hecht	Leber	Max.	37	15	290	57
Drakenburg	1998	Hecht	Leber	Mittel	36,5	12	180	41
Drakenburg	1998	Hecht	Leber	Standardabw.	0,41	4,2	81	13
Drakenburg	1998	Aal	Muskulatur	N	11	11	11	11
Drakenburg	1998	Aal	Muskulatur	Min.	42	<1	<1	1,1
Drakenburg	1998	Aal	Muskulatur	Max.	60,5	3,1	4,5	13
Drakenburg	1998	Aal	Muskulatur	Mittel	50	1,5	1,2	4,8
Drakenburg	1998	Aal	Muskulatur	Standardabw.	6,8	0,84	1,1	4,1
Drakenburg	1998	Aal	Leber	N	11	11	11	11
Drakenburg	1998	Aal	Leber	Min.	42	<1	<1	1,4
Drakenburg	1998	Aal	Leber	Max.	60,5	3,9	11	3,6
Drakenburg	1998	Aal	Leber	Mittel	50	1,9	3,2	2,1
Drakenburg	1998	Aal	Leber	Standardabw.	6,8	0,97	2,8	0,69
Drakenburg	1998	Brassen	Muskulatur	N	5	5	5	5
Drakenburg	1998	Brassen	Muskulatur	Min.	21,5	5,7	1,2	10,6
Drakenburg	1998	Brassen	Muskulatur	Max.	47	12	3,1	13
Drakenburg	1998	Brassen	Muskulatur	Mittel	30,5	8,7	1,9	12
Drakenburg	1998	Brassen	Muskulatur	Standardabw.	10,3	2,2	0,75	0,63

Tab. 7.1.3 (Fortsetzung)

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TBT	DBT	MBT
Drakenburg	1998	Brassen	Leber	N	5	5	5	5
Drakenburg	1998	Brassen	Leber	Min.	21,5	27	28	7,0
Drakenburg	1998	Brassen	Leber	Max.	47	71	110	11
Drakenburg	1998	Brassen	Leber	Mittel	30,5	47	53	8,5
Drakenburg	1998	Brassen	Leber	Standardabw.	10,3	14	28	1,5
Zwischenahner Meer	1998	Rotaugen	Muskulatur	N	5	5	5	5
Zwischenahner Meer	1998	Rotaugen	Muskulatur	Min.	19	14	2,2	<1
Zwischenahner Meer	1998	Rotaugen	Muskulatur	Max.	24	25	3,0	<1
Zwischenahner Meer	1998	Rotaugen	Muskulatur	Mittel	21,5	18	2,5	<1
Zwischenahner Meer	1998	Rotaugen	Muskulatur	Standardabw.	1,7	4,1	0,28	<1
Zwischenahner Meer	1998	Rotaugen	Leber	N	5	5	5	5
Zwischenahner Meer	1998	Rotaugen	Leber	Min.	19	33	78	14
Zwischenahner Meer	1998	Rotaugen	Leber	Max.	24	74	220	42
Zwischenahner Meer	1998	Rotaugen	Leber	Mittel	21,5	52	120	24
Zwischenahner Meer	1998	Rotaugen	Leber	Standardabw.	1,7	16	52	9,5
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Muskulatur	N	4	4	4	4
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Muskulatur	Min.	28	12	2,6	<1
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Muskulatur	Max.	33	13	3,3	<1
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Muskulatur	Mittel	30	13	2,8	<1
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	1,8	0,47	0,28	<1
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Leber	N	4	4	4	4
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Leber	Min.	28	14	3	10,4
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Leber	Max.	33	26	7,5	13
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Leber	Mittel	30	19	5,2	11
Zwischenahner Meer	1998	Barsch	Leber	Standardabw.	1,8	5,0	2,0	1,1
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Muskulatur	N	6	6	6	6
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Muskulatur	Min.	37	3,9	<1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Muskulatur	Max.	59	13	1,9	1,8
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Muskulatur	Mittel	47,5	7,1	1,1	1,2
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Muskulatur	Standardabw.	8,3	3,4	0,40	0,55
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Leber	N	6	6	6	6
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Leber	Min.	37	10	3,4	2,2
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Leber	Max.	59	25	9,6	29
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Leber	Mittel	47,5	16	6,1	7,6
Zwischenahner Meer	1998	Aal	Leber	Standardabw.	8,3	5,8	2,4	9,5
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Muskulatur	N	10	10	10	10
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Muskulatur	Min.	31	12	2,1	<1
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Muskulatur	Max.	39	17	3,4	<1
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Muskulatur	Mittel	34,5	15	2,7	<1
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Muskulatur	Standardabw.	2,3	1,7	0,43	<1
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Leber	N	10	10	10	10
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Leber	Min.	31	38	23	7,3
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Leber	Max.	39	89	39	14
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Leber	Mittel	34,5	65	31	10,6
Zwischenahner Meer	1998	Brassen	Leber	Standardabw.	2,3	16	4,9	2,0
Hajen	1998	Rotaugen	Muskulatur	N	10	10	10	10
Hajen	1998	Rotaugen	Muskulatur	Min.	24,5	1,4	<1	1,3
Hajen	1998	Rotaugen	Muskulatur	Max.	34	2,8	1,3	2,2
Hajen	1998	Rotaugen	Muskulatur	Mittel	28,5	1,9	1,0	1,7

Tab. 7.1.3 (Fortsetzung)

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TBT	DBT	MBT
Hajen	1998	Rotaugen	Muskulatur	Standardabw.	2,7	0,42	0,20	0,27
Hajen	1998	Rotaugen	Leber	N	10	10	10	10
Hajen	1998	Rotaugen	Leber	Min.	24,5	3,6	17	5,8
Hajen	1998	Rotaugen	Leber	Max.	34	12	29	11
Hajen	1998	Rotaugen	Leber	Mittel	28,5	7,1	22	8,1
Hajen	1998	Rotaugen	Leber	Standardabw.	2,7	2,4	3,5	1,8
Hajen	1998	Hecht	Muskulatur	N	2	2	2	2
Hajen	1998	Hecht	Muskulatur	Min.	35	<1	<1	1,1
Hajen	1998	Hecht	Muskulatur	Max.	38	<1	<1	1,2
Hajen	1998	Hecht	Muskulatur	Mittel	36,5	<1	<1	1,1
Hajen	1998	Hecht	Muskulatur	Standardabw.	1,5	<1	<1	0,025
Hajen	1998	Hecht	Leber	N	2	2	2	2
Hajen	1998	Hecht	Leber	Min.	35	1,2	16	4,9
Hajen	1998	Hecht	Leber	Max.	38	1,8	20	5,8
Hajen	1998	Hecht	Leber	Mittel	36,5	1,5	18	5,4
Hajen	1998	Hecht	Leber	Standardabw.	1,5	0,3	1,8	0,45
Hajen	1998	Aal	Muskulatur	N	10	10	10	10
Hajen	1998	Aal	Muskulatur	Min.	46	<1	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Muskulatur	Max.	62	<1	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Muskulatur	Mittel	50	<1	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Muskulatur	Standardabw.	4,5	<1	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Leber	N	10	10	10	10
Hajen	1998	Aal	Leber	Min.	46	<1	<1	<1
Hajen	1998	Aal	Leber	Max.	62	1,5	1,6	11
Hajen	1998	Aal	Leber	Mittel	50	<1	<1	2,2
Hajen	1998	Aal	Leber	Standardabw.	4,5	0,30	0,45	3,1
Hajen	1998	Brassen	Muskulatur	N	2	2	2	2
Hajen	1998	Brassen	Muskulatur	Min.	35	2,0	<1	1,3
Hajen	1998	Brassen	Muskulatur	Max.	38	2,7	1,0	1,6
Hajen	1998	Brassen	Muskulatur	Mittel	36,5	2,4	<1	1,5
Hajen	1998	Brassen	Muskulatur	Standardabw.	1,5	0,35	0,045	0,15
Hajen	1998	Brassen	Leber	N	2	2	2	2
Hajen	1998	Brassen	Leber	Min.	35	9,1	14	5,3
Hajen	1998	Brassen	Leber	Max.	38	13	15	5,8
Hajen	1998	Brassen	Leber	Mittel	36,5	11	14	5,5
Hajen	1998	Brassen	Leber	Standardabw.	1,5	1,9	0,091	0,25
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Muskulatur	N	21	21	21	21
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Muskulatur	Min.	16	5,8	1,4	0,6
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Muskulatur	Max.	24	22	3,5	1,6
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Muskulatur	Mittel	19	13	2,1	0,91
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Muskulatur	Standardabw.	2,1	4,2	0,59	0,25
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Leber	N	17	17	17	17
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Leber	Min.	16	6,5	12	8,5
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Leber	Max.	24	49	110	78
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Leber	Mittel	19	29	53	30
Zwischenahner Meer	1999	Rotaugen	Leber	Standardabw.	2,1	12	26	16
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Muskulatur	N	22	22	22	22
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Muskulatur	Min.	14	2,3	0,4	0,3
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Muskulatur	Max.	20	10,4	1,9	1,1



Tab. 7.1.3 (Fortsetzung)

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TBT	DBT	MBT
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Muskulatur	Mittel	16,5	6,6	1,1	0,74
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	1,4	2,3	0,33	0,21
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Leber	N	20	20	20	20
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Leber	Min.	14	2,6	0,8	0,90
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Leber	Max.	20	35	14	3,9
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Leber	Mittel	16,5	20	7,7	2,2
Zwischenahner Meer	1999	Barsch	Leber	Standardabw.	1,4	8,7	3,4	0,76
Drakenburg	1999	Rotaug	Muskulatur	N	22	22	22	22
Drakenburg	1999	Rotaug	Muskulatur	Min.	17,5	1,1	0,80	0,60
Drakenburg	1999	Rotaug	Muskulatur	Max.	23,5	2,7	2,2	1,9
Drakenburg	1999	Rotaug	Muskulatur	Mittel	21	1,8	1,5	1,0
Drakenburg	1999	Rotaug	Muskulatur	Standardabw.	1,4	0,46	0,37	0,31
Drakenburg	1999	Rotaug	Leber	N	21	21	21	21
Drakenburg	1999	Rotaug	Leber	Min.	17,5	5,9	12	3,3
Drakenburg	1999	Rotaug	Leber	Max.	23,5	18	44	21
Drakenburg	1999	Rotaug	Leber	Mittel	21	10,0	21	9,6
Drakenburg	1999	Rotaug	Leber	Standardabw.	1,4	3,0	7,2	4,1
Drakenburg	1999	Barsch	Muskulatur	N	20	20	20	20
Drakenburg	1999	Barsch	Muskulatur	Min.	12,5	0,40	<0,3	<0,3
Drakenburg	1999	Barsch	Muskulatur	Max.	22	6,1	2,4	4,5
Drakenburg	1999	Barsch	Muskulatur	Mittel	16,5	1,1	0,47	0,69
Drakenburg	1999	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	3,2	1,2	0,47	0,91
Drakenburg	1999	Barsch	Leber	N	2 (MP)	2 (MP)	2 (MP)	2 (MP)
Drakenburg	1999	Barsch	Leber	Min.	12,5	1,9	0,50	0,60
Drakenburg	1999	Barsch	Leber	Max.	22	10,4	5,1	3,2
Drakenburg	1999	Barsch	Leber	Mittel	16,5	6,2	2,8	1,9
Drakenburg	1999	Barsch	Leber	Standardabw.	3,2	4,3	2,3	1,3
Wollingster See	1999	Rotaug	Muskulatur	N	13	13	13	13
Wollingster See	1999	Rotaug	Muskulatur	Min.	18	<0,3	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Rotaug	Muskulatur	Max.	22	0,90	0,50	0,50
Wollingster See	1999	Rotaug	Muskulatur	Mittel	19,5	<0,3	<0,3	0,31
Wollingster See	1999	Rotaug	Muskulatur	Standardabw.	1,1	0,21	0,097	0,15
Wollingster See	1999	Rotaug	Leber	N	5	5	5	5
Wollingster See	1999	Rotaug	Leber	Min.	18	<0,3	1,7	1,4
Wollingster See	1999	Rotaug	Leber	Max.	22	0,60	5,4	3,1
Wollingster See	1999	Rotaug	Leber	Mittel	19,5	0,36	4,1	2,4
Wollingster See	1999	Rotaug	Leber	Standardabw.	1,1	0,18	1,5	0,60
Wollingster See	1999	Barsch	Muskulatur	N	16	16	16	16
Wollingster See	1999	Barsch	Muskulatur	Min.	10	<0,3	<0,3	<0,3
Wollingster See	1999	Barsch	Muskulatur	Max.	15	0,40	<0,3	0,60
Wollingster See	1999	Barsch	Muskulatur	Mittel	12,5	<0,3	<0,3	0,30
Wollingster See	1999	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	1,3	0,074	<0,3	0,18
Wollingster See	1999	Barsch	Leber	N	2 (MP)	2 (MP)	2 (MP)	2 (MP)
Wollingster See	1999	Barsch	Leber	Min.	10	1,3	0,40	0,70
Wollingster See	1999	Barsch	Leber	Max.	15	1,9	0,60	0,90
Wollingster See	1999	Barsch	Leber	Mittel	12,5	1,6	0,50	0,80
Wollingster See	1999	Barsch	Leber	Standardabw.	1,3	0,30	0,10	0,10
Zwischenahner Meer	2000	Rotaug	Muskulatur	N	34	34	34	34
Zwischenahner Meer	2000	Rotaug	Muskulatur	Min.	12	<0,1	0,90	<0,2

Tab. 7.1.3 (Fortsetzung)

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TBT	DBT	MBT
Zwischenahner Meer	2000	Rotaug	Muskulatur	Max.	25	15	3,6	0,60
Zwischenahner Meer	2000	Rotaug	Muskulatur	Mittel	18	9,2	1,9	0,35
Zwischenahner Meer	2000	Rotaug	Muskulatur	Standardabw.	3,6	2,5	0,57	0,11
Zwischenahner Meer	2000	Rotaug	Leber	N	17	17	17	17
Zwischenahner Meer	2000	Rotaug	Leber	Min.	12	26	42	7,7
Zwischenahner Meer	2000	Rotaug	Leber	Max.	25	97	130	57
Zwischenahner Meer	2000	Rotaug	Leber	Mittel	18	45	80	23
Zwischenahner Meer	2000	Rotaug	Leber	Standardabw.	3,6	18	29	12
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Muskulatur	N	14	14	14	14
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Muskulatur	Min.	13	2,1	0,60	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Muskulatur	Max.	23	12	2,3	0,3
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Muskulatur	Mittel	16	6,4	1,4	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	3,4	3,1	0,50	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Leber	N	11	11	11	11
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Leber	Min.	13	9,3	3,3	<0,2
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Leber	Max.	23	51	22	1,1
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Leber	Mittel	16	26	7,9	0,29
Zwischenahner Meer	2000	Barsch	Leber	Standardabw.	3,4	13	5,0	0,31
Drakenburg	2000	Rotaug	Muskulatur	N	40	40	40	40
Drakenburg	2000	Rotaug	Muskulatur	Min.	13	0,6	0,3	<0,2
Drakenburg	2000	Rotaug	Muskulatur	Max.	34	2,6	1,3	0,60
Drakenburg	2000	Rotaug	Muskulatur	Mittel	20,5	1,6	0,66	0,24
Drakenburg	2000	Rotaug	Muskulatur	Standardabw.	6,4	0,45	0,26	0,16
Drakenburg	2000	Rotaug	Leber	N	19	19	19	19
Drakenburg	2000	Rotaug	Leber	Min.	13	0,5	6,6	0,6
Drakenburg	2000	Rotaug	Leber	Max.	34	17	38	10,9
Drakenburg	2000	Rotaug	Leber	Mittel	20,5	8,9	24	4,3
Drakenburg	2000	Rotaug	Leber	Standardabw.	6,4	3,5	8,6	2,7
Drakenburg	2000	Barsch	Muskulatur	N	19	19	19	19
Drakenburg	2000	Barsch	Muskulatur	Min.	13	0,7	<0,2	<0,2
Drakenburg	2000	Barsch	Muskulatur	Max.	23	2,2	0,60	0,3
Drakenburg	2000	Barsch	Muskulatur	Mittel	16	1,5	0,38	<0,2
Drakenburg	2000	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	2,7	0,37	0,15	<0,2
Drakenburg	2000	Barsch	Leber	N	23	23	23	23
Drakenburg	2000	Barsch	Leber	Min.	13	1,3	0,3	<0,2
Drakenburg	2000	Barsch	Leber	Max.	23	16	20	2,6
Drakenburg	2000	Barsch	Leber	Mittel	16	6,4	2,4	1,1
Drakenburg	2000	Barsch	Leber	Standardabw.	2,7	4,1	3,8	0,96
Granetalsperre	2000	Rotaug	Muskulatur	N	24	24	24	24
Granetalsperre	2000	Rotaug	Muskulatur	Min.	13	<0,1	<0,2	<0,2
Granetalsperre	2000	Rotaug	Muskulatur	Max.	32	<0,1	0,3	1,1
Granetalsperre	2000	Rotaug	Muskulatur	Mittel	21	<0,1	<0,2	<0,2
Granetalsperre	2000	Rotaug	Muskulatur	Standardabw.	6,9	<0,1	<0,2	<0,2
Granetalsperre	2000	Rotaug	Leber	N	14	14	14	14
Granetalsperre	2000	Rotaug	Leber	Min.	13	<0,1	0,6	<0,2
Granetalsperre	2000	Rotaug	Leber	Max.	32	1,1	6,3	2,2
Granetalsperre	2000	Rotaug	Leber	Mittel	21	0,47	3,4	1,3
Granetalsperre	2000	Rotaug	Leber	Standardabw.	6,9	0,27	1,9	0,70
Granetalsperre	2000	Barsch	Muskulatur	N	11	11	11	11

Tab. 7.1.3 (Fortsetzung)

Fanggebiet	Datum	Fischart	Gewebe	Statistik	Länge [cm]	TBT	DBT	MBT
Granetalsperre	2000	Barsch	Muskulatur	Min.	14	<0,1	<0,2	0,3
Granetalsperre	2000	Barsch	Muskulatur	Max.	41	0,9	0,80	3,9
Granetalsperre	2000	Barsch	Muskulatur	Mittel	28,5	0,26	0,33	1,1
Granetalsperre	2000	Barsch	Muskulatur	Standardabw.	8,1	0,21	0,20	0,97
Granetalsperre	2000	Barsch	Leber	N	10	10	10	10
Granetalsperre	2000	Barsch	Leber	Min.	14	<0,1	<0,2	<0,2
Granetalsperre	2000	Barsch	Leber	Max.	41	1,8	0,90	0,80
Granetalsperre	2000	Barsch	Leber	Mittel	28,5	0,60	0,35	0,30
Granetalsperre	2000	Barsch	Leber	Standardabw.	8,1	0,45	0,28	0,19

**Tab. 7.1.4: Untersuchungsbefunde der Schwebstoff-Zentrifugenproben zur Errechnung von Frachten**

Erläuterungen

Durchflussvolumen: über jeweils 48 Stunden zentrifugierte Wassermenge [m<sup>3</sup>]

Auswaage: gewonnene Probenmenge [kg FG]

Aus dem Durchflussvolumen und der Auswaage wurde die Schwebstoffkonzentration – mg/L bezogen auf FG – errechnet, die über den Trockensubstanzanteil [%] auf TS umgerechnet wurde. Durch Multiplikation der Schwebstoffkonzentration [mg/L TS] mit dem Abfluss [m<sup>3</sup>/s] und 10<sup>-3</sup> ergibt sich die Schwebstofffracht in [kg/s TS].

Drakenburg/Weser 2000

Periode	Durchflussvolumen [m <sup>3</sup> ]	Auswaage [kg FG]	Schwebstoff-Konzentration [mg/L FG]	Trockensubstanz [%]	Schwebstoff-Konzentration [mg/L TS]	Abfluss [m <sup>3</sup> /s]	Schwebstoff-Fracht [kg/s TS]
1	37	1,88	50,8	45,1	23,0	295	6,79
2	36	1,26	35,0	43,2	15,1	256	3,87
3	33	1,45	43,8	43,5	19,1	220	4,20
4	35	2,15	61,5	48,4	29,8	351	10,4
5	29	1,96	67,5	47,9	32,3	434	14,0
6	31	2,11	68,0	45,9	31,2	532	16,6
7	28	1,91	50,3	50,8	25,6	535	13,7
8	35	1,12	32,1	42,5	13,6	283	3,85
9	36	1,94	53,9	26,0	14,0	188	2,63
10	33	2,49	75,3	27,9	21,0	161	3,38
11	34	1,77	52,0	25,9	13,5	113	1,53
12	37	2,32	62,7	26,9	16,9	108	1,83
13	40	1,87	46,8	30,3	14,2	101	1,43
14	34	2,07	60,8	29,7	18,1	94,4	1,71
15	41	2,00	49,4	28,7	14,2	98,9	1,40
16	32	1,91	59,7	28,7	17,1	102	1,74
17	30	1,00	33,3	31,0	10,3	91,5	0,942
18	31	0,901	29,1	37,9	11,0	114	1,25
19	43	0,954	22,2	39,1	8,68	104	0,903

Tab. 7.1.4 (Fortsetzung)

Drakenburg/Weser 2000

Periode	Durchflussvolumen [m <sup>3</sup> ]	Auswaage [kg FG]	Schwebstoff-Konzentration [mg/L FG]	Trocken-Substanz [%]	Schwebstoff-Konzentration [mg/L TS]	Abfluss [m <sup>3</sup> /s]	Schwebstoff-Fracht [kg/s TS]
20	34	0,787	23,1	44,0	10,2	96,6	0,985
21	33	0,501	15,2	35,8	5,44	87,4	0,475
22	44	1,08	24,5	36,6	8,97	123	1,10
23	42	0,750	17,9	36,7	6,57	115	0,756
24	45	0,659	14,6	36,8	5,37	113	0,607
25	40	0,605	15,1	36,3	5,48	115	0,630
26	44	0,642	14,6	35,5	5,18	124	0,642

Verden/Aller 2000

Periode	Durchflussvolumen [m <sup>3</sup> ]	Auswaage [kg FG]	Schwebstoff-Konzentration [mg/L FG]	Trocken-Substanz [%]	Schwebstoff-Konzentration [mg/L TS]	Abfluss [m <sup>3</sup> /s]	Schwebstoff-Fracht [kg/s TS]
1	43,8	0,920	21,0	30,0	6,30	63,8	0,402
2	44,9	0,845	18,8	30,8	5,79	54,5	0,316

## 7.2 Umrechnungsfaktoren der Organozinnverbindungen

Sämtliche in dieser Arbeit aufgeführten Organozinngehalte beziehen sich auf das Element Sn. Folgend sind die stöchiometrischen Umrechnungsfaktoren aufgeführt, mit denen die entsprechenden Kationen-Konzentrationen errechnet werden können.

$$\text{Konzentration Sn} \cdot \text{Faktor} = \text{Konzentration Kation} \quad (\text{Gl. 7.2})$$

Organozinnverbindung	Faktor
TPT	2,946
DPT	2,213
MPT	1,649
TeBT	2,927
TBT	2,448
DBT	1,960
MBT	1,483

## Danksagung

Meinem Betreuer, Herrn Prof. Dr.-Ing. W. Ruck, danke ich besonders herzlich dafür, dass er es mir ermöglichte, an seinem Institut den Doktorgrad zu erlangen. Für die lehrreichen Diskussionen und seine menschliche Unterstützung möchte ich ihm ebenfalls meinen Dank aussprechen.

Besonders möchte ich mich bei Herrn Dipl.-Ing. H. Wunsch vom Umweltanalytiklaboratorium GALAB bedanken, der mich in meinem Vorhaben durch eine ausgezeichnete Zusammenarbeit und durch viele Diskussionen und Anregungen unterstützt hat. Mein Dank gilt ebenfalls Herrn Dr. J. Kuballa, Herrn Dr. E. Jantzen sowie Herrn Dr. M. Hempel vom Umweltanalytiklaboratorium GALAB.

Mein größter Dank gilt Herrn Dr. V. Herbst vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie, der durch seine zahllosen Diskussionen, kritischen Anmerkungen und insbesondere der Betrachtung biologischer Aspekte sehr zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat.

Für die kritische und sorgfältige Durchsicht dieser Arbeit und den damit verbundenen interessanten Anregungen danke ich besonders Herrn Dr. J. Poltz vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie.

Herrn Dr. W.-U. Palm vom Institut Umweltchemie der Universität Lüneburg danke ich für die interessanten Anregungen.

Herrn Dr. A. Prange bin ich sehr dankbar für die Übernahme des Korreferats.

Für die Unterstützung bei der Bearbeitung von Makrozoobenthos und Fischen möchte ich mich bei Frau K. Bäche; Herrn Dr. J. Bäche und Herrn Dipl.-Biologen M. Kämmerer, Dezernat Binnenfischerei des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, herzlich bedanken.

Mein Dank gilt ebenfalls Herrn Dipl.-Physiker M. Striegnitz, dem Präsidenten des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, für seine stets wohlwollende Unterstützung.

Bei Herrn Dipl.-Ing. H. Berger vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie bedanke ich mich für sein Interesse an dieser Arbeit.

Letztlich möchte ich mich noch bei allen Kolleginnen und Kollegen des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie bedanken, die direkt oder indirekt zur Verwirklichung dieser Arbeit beigetragen haben.