



Gesellschaft  
für Qualitätsmanagement  
und Statistik mbH

# Statistische Analyse des Zusammenhangs zwischen Sedimentkontamination und Schadstoffbelastung von Fischen in der Elbe vor und nach der Flut Sommer 2002

von  
PD Dr. habil. Steffen Uhlig

Fachliche Begleitung:  
Dr. Burkhard Stachel

Im Auftrag der  
Wassergütestelle Elbe

**quo data**  
Siedlerweg 20  
01465 Dresden-Langebrück

Tel.: +49-35201-70387  
Fax: +49-35201-80687  
[www.quodata.de](http://www.quodata.de)

# Inhalt

1 Einführung .....	3
2 Daten .....	3
3 Das statistische Modell .....	4
3.1. Analytische Unsicherheit .....	4
3.2. Statistisches Modell .....	5
3.3 Schätzverfahren .....	7
4 Abgrenzung der Flussabschnitte mit unterschiedlichem Kongenerenmuster .....	8
4.1 Abgrenzung der Elbabschnitte 1995 .....	8
4.2 Abgrenzung der Elbabschnitte 1998 .....	10
4.2 Abgrenzung der Elbabschnitte 2002 .....	11
5 Untersuchung des Zusammenhangs zwischen der Kongenerenverteilung in Fisch und Sediment .....	12
5.1 Aale .....	12
5.2 Brassen .....	17
6 Zusammenfassung .....	22
7 Danksagung .....	23
8 Literatur .....	23
Anhang A	
Anhang B	

## **1 Einführung**

In einer eingehenden Analyse der Kongenerenprofile von Brassern und Aalen [1] zeigte sich, dass signifikant unterschiedliche Teilpopulationen sowohl für verschiedene Fangjahre als auch für unterschiedliche Flussabschnitte abgegrenzt werden können: „Der Vergleich der Kongenerenmuster zeigt, dass sich die Kongenerenmuster des Jahres 2003 statistisch signifikant von denen des Jahres 1999 unterscheiden. Weil sich die Kongenerenmuster der in verschiedenen Jahren bzw. unterschiedlichen Orten gefangenen Aale und Weißfische statistisch signifikant unterscheiden, sollte es möglich sein, anhand der vorliegenden Daten mittels geeigneter Kofaktoren eine Ursachenanalyse vorzunehmen.“ Ziel des hier vorgelegten Berichtes ist nun eine solche Ursachenanalyse.

Es wird ein Modell vorgestellt, welches eine Beziehung zwischen den Kongenerenverteilungen von Schwebstoff und Sediment einerseits, und von Aalen und Brassern andererseits herstellt. Dieses Modell basiert auf der Überlegung, dass sich in der Kongenerenstruktur der individuellen Fische die Kongenerenverteilung der Schwebstoffe und Sedimente jener Flussabschnitte wieder finden sollten, in welchen die Fische sich befinden.

## **2 Daten**

Diese statistische Untersuchung basiert auf Daten unterschiedlicher Quellen. Es handelt sich zum einen um Analysendaten von Elbsediment aus den Jahren 1995, 1998 und 2002, zum anderen um Analysendaten von Brassern der Jahre 1995, 1998, 1999, 2002 und 2003 sowie von Aalen der Jahre 1998, 1999, 2002 und 2003. Hierbei wurden neben den in [1] und [2] aufgelisteten Analyseergebnissen auch die von der Umweltprobenbank bereitgestellten Daten genutzt.

### 3 Das statistische Modell

#### 3.1. Analytische Unsicherheit

Wie in [1] wird zur Modellierung der analytischen Unsicherheit das generalisierte Horwitzmodell verwendet, mit

$$\ln \sqrt{\text{Var}(c_j)} = \ln(\sigma_0 \gamma_j) + \lambda \ln E(c_j),$$

für alle Kongenere  $j=1, \dots, m$ . Dabei bezeichnet  $c_j$  die gemessene Konzentration,  $\sigma_0$  die relative Standardabweichung,  $\lambda=0,8495$  den Steigungsparameter sowie  $\gamma_j$  den kongenerspezifischen Unsicherheitsfaktor, der auf der Grundlage der Ringversuchsergebnisse für Lachs ermittelt wird.  
Zitat!

Tabelle 1: Übersicht der ermittelten kongenerspezifischen Unsicherheitsfaktoren  $\gamma_j$  für die Matrix Lachs.  $\gamma_j$  beschreibt die Vergleichstandardabweichung bei einer angenommenen Konzentration von 1ng/kg.

Kongener	Mittelwert	Standardabw.	$\gamma_j$
2,3,7,8-TCDD	0,51	0,14	0,248
1,2,3,7,8-PeCDD	0,93	0,25	0,266
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,055	0,018	0,212
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,38	0,11	0,250
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,037	0,014	0,231
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,14	0,058	0,308
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	0,33	0,14	0,359
2,3,7,8-TCDF	7,7	1,6	0,282
1,2,3,7,8-PeCDF	1,2	0,33	0,283
2,3,4,7,8-PeCDF	6,4	1,3	0,268
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,17	0,051	0,230
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,23	0,06	0,209
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,17	0,059	0,266
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,014	0,0078	0,294
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,038	0,021	0,338
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,013	0,008	0,321
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0,069	0,032	0,311

### 3.2. Statistisches Modell

Ausgangspunkt des statistischen Modells ist die Annahme, dass die Konzentration eines Kongeners  $j$  in einem Fisch  $i$

- proportional zu einem individuellen, nur von  $i$  abhängigen, Faktor  $\exp(\mu_i)$  ist (der also für alle Kongenere gleichermaßen gilt),
- proportional zu einem individuellen, nur vom Kongener  $j$  abhängigen und das Akkumulationsverhalten charakterisierenden Faktor  $\exp(\alpha_j)$  ist (der für alle Fische der betreffenden Art gleich ist),
- proportional zur Konzentration  $x_{ij}$  im Sediment ist, wobei aufgrund des unterschiedlichen Wanderungsverhaltens nicht nur das Sediment des Fangortes zu berücksichtigen ist, sondern auch das Sediment flussabwärts und flussaufwärts.

Für die erwartete Konzentration  $E(c_{ij})$  bei Fisch/Analyse  $i=1,\dots,n$  für Kongener  $j=1,\dots,m$  ergibt sich somit der Modellansatz

$$E(c_{ij}) = \exp(\mu_i) \exp(\alpha_j) x_{ij}.$$

Logarithmiert man beide Seiten, ergibt sich

$$\ln E(c_{ij}) = \mu_i + \alpha_j + \ln x_{ij}.$$

Mit den logarithmierten Konzentrationsmesswerten  $Y_{ij} = \ln(x_{ij})$  entspricht dieser Ansatz näherungsweise

$$Y_{ij} = \mu_i + \alpha_j + \ln x_{ij} + \varepsilon_{ij},$$

wobei  $\varepsilon_{ij}$  den als normalverteilt unterstellten Messfehler bezeichnet. Gemäß dieser Festlegung sind die gemessenen Konzentrationen  $c_{ij}$  log-normalverteilt.

Um zu überprüfen, ob sich die Sedimentbelastung tatsächlich statistisch signifikant auf die Kongenerenverteilung der Fische auswirkt, wird das obige loglineare Modell um einen festen, unbekanntem Parameter  $\theta$  erweitert:

$$Y_{ij} = \mu_i + \alpha_j + \theta \ln x_{ij} + \varepsilon_{ij}.$$

Im Idealfall ist  $\theta=1$ , während  $\theta=0$  bedeuten würde, dass keinerlei Zusammenhang zwischen Sedimentkontamination und Fischkontamination besteht. Bei  $\theta=1$  ist davon auszugehen, dass eine Veränderung des Massenverhältnisses zweier Kongenere im Sediment eine identische Veränderung des Massenverhältnisses der beiden Kongenere im Fisch nach sich zieht. Ist

hingegen  $\theta$  kleiner als 1, reflektiert sich eine Veränderung des Massenverhältnisses im Sediment nur in geringerem Ausmaß auch im Fisch.

Die Parameter  $\mu_i$  und  $\alpha_j$  sind feste, unbekannte Größen. Hingegen ist  $x_{ij}$  eine feste, bekannte Größe.  $\mu_i$  bezeichnet einen Faktor, der spezifisch für den individuellen Fisch ist und der das generelle Akkumulationsverhalten dieses Fisches charakterisiert.  $\alpha_j$  ist eine Größe, die das spezifische Akkumulationsverhalten bezüglich des Kongeners  $j$  charakterisiert. Es wird angenommen, dass dieser Wert für alle Individuen der untersuchten Art gleich ist und sich auch im Zeitablauf nicht verändert. Anzumerken ist noch, dass ohne weitere mathematische Restriktionen die Eindeutigkeit der genannten Parameter nicht gewährleistet ist: Man könnte alle Parameter  $\mu_i$  um einen festen Wert erhöhen und zugleich alle Parameter  $\alpha_j$  um denselben Wert reduzieren, und im Ergebnis würde sich nichts ändern. Um die Modellparameter identifizierbar zu machen, wird deshalb zusätzlich

$$\sum_{j=1}^m \alpha_j = 0$$

vorausgesetzt.

Wenn  $\alpha_j$  für ein Kongener  $j$  deutlich größer als 0 ist, akkumuliert die untersuchte Fischart das Kongener besonders stark: Die Akkumulationsrate ist zum Beispiel für  $\alpha_j=1$  um den Faktor  $e^1=2,71828$  höher als im geometrischen Mittel aller Kongenere. Für  $\alpha_j=-2$  liegt die Akkumulationsrate nur bei  $e^{-2}=0,135$ , d.h. 13,5% des geometrischen Mittels aller Kongenere.

$x_{ij}$  bezeichnet die mittlere Konzentration von Kongener  $j$  im Sediment um den Fangort des betreffenden Fisches  $i$ . Zur Berechnung dieser mittleren Konzentration wird modellhaft unterstellt, dass die Aufenthaltsdauer eines individuellen Fisches an einem bestimmten Flusskilometer in dem für die Akkumulation relevanten Zeitraum durch den Abstand zum betreffenden Fangort bestimmt ist und um so geringer ist, je größer der Abstand ist. Ein sinnvolles Gewichtungsmäß ergibt sich aus der Normalverteilung. Somit wird angenommen, dass

$$x_{ij} = \int z_j(s) \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_L^2}} \exp\left\{-\frac{(s-s_i)^2}{2\sigma_L^2}\right\} ds .$$

Dabei bezeichnet

$s$  = Flusskilometer,

$z_j(s)$  = Konzentration des Kongeners  $j$  im Sediment bei Flusskilometer  $s$  zum Zeitpunkt des Fangs (oder im Jahr davor),

$s_i$  = Flusskilometer des Fangorts von Fisch  $i$ ,

$\sigma_L$  = Standardabweichung des Abstandes zum Fangort („Aufenthaltsradius“).

Da die exakte Konzentration des Kongeners für einen vorgegeben Flusskilometer nicht bekannt ist, wird anhand der verfügbaren Sedimentdaten die Elbe in Abschnitte mit konstanten Kongenerenverhältnissen aufgeteilt. Dabei wird nach der in [1] beschriebenen Methode vorgegangen. Die Aufteilung erfolgt jeweils getrennt für jedes in die Untersuchung einbezogene Jahr.

$\varepsilon_{ij}$  ist eine normalverteilte Größe mit einer Varianz  $\sigma_{ij}^2$ , die bestimmt ist durch den Erwartungswert von  $Y_{ij}$  und den kongenerspezifischen Unsicherheitsparameter  $\gamma_j$ :

$$\ln \sigma_{ij} = \ln(\sigma_0 \gamma_j) + (\lambda - 1)(\mu_i + \alpha_j + \theta \ln x_{ij})$$

oder äquivalent dazu

$$\sigma_{ij} = \sigma_0 \gamma_j \exp((\lambda - 1)(\mu_i + \alpha_j + \theta \ln x_{ij})).$$

### 3.3 Schätzverfahren

Bei der Berechnung der Modellparameter werden – in Ermangelung besser geeigneter Ringversuchsdaten – die aus dem Ringversuch für die Matrix Lachs ermittelten Ringversuchsdaten verwendet.

Der multiplikative Faktor  $\sigma_0$  bzw. die relative Varianz  $\sigma_0^2$  wird als unbekannt vorausgesetzt. Jedoch sollte der Wert nicht erheblich über Eins liegen. Ansonsten ist davon auszugehen, dass der Gesamtfehler nicht durch den analytischen Fehler dominiert wird.

Unterstellt man noch, dass alle Zufallsvariablen  $Y_{ij}$  stochastisch unabhängig sind, hat die Log-Likelihood-Funktion für das genannte Modell die folgende Gestalt:

$$\ln L = -\frac{1}{2} \sum_{i,j} \ln \sigma_{ij}^2 - \frac{1}{2} \sum_{i,j} \frac{(\mu_i + \alpha_j + \theta \ln x_{ij})^2}{\sigma_{ij}^2}$$

Die Maximierung dieser Funktion erfolgt numerisch mittels eines iterativen Verfahrens. Resultat ist einerseits das Kongenerenprofil  $(\alpha_1, \dots, \alpha_m)$  mit den Konzentrationsniveaus  $(\mu_1, \dots, \mu_m)$ , andererseits die relative Standardabweichung  $\sigma_0$ . Wenn  $\sigma_0$  bei 1 liegt, entsprechen die ermittelten Abweichungen der gemessenen Werte zu den erwarteten Werten genau dem, was man angesichts der vorgegebenen analytischen Unsicherheit erwarten würde. Wenn  $\sigma_0$  größer als 1 ist, spricht dies dafür, dass die verschiedenen Proben hinsichtlich der relativen

Kongenerenverteilung nicht gleich sind, sondern dass möglicherweise zusätzliche Unterschiede zwischen den analysierten Proben vorliegen.

Die Berechnung der genannten Parameter hängt auch davon ab, wie  $\sigma_L$ , d.h. die Standardabweichung des Abstandes zum Fangort („Aufenthaltsradius“), festgelegt wird. So kann durch Maximierung der Likelihood-Funktion auch eine Schätzung von  $\sigma_L$  erfolgen. Dabei ist allerdings zu beachten, dass sich in dieser Schätzung nicht nur der Aufenthaltsradius reflektiert, sondern auch der Aufenthaltsradius bzw. die Verdriftung der von den Fischen aufgenommenen Nahrung. Hinzu kommt die ungenaue Abgrenzung von Flussabschnitten mit unterschiedlichem Kongenerenmuster, die daher rührt, dass die einzelnen Probenahmeorte teilweise weit auseinander liegen. Es ist also davon auszugehen, dass der tatsächliche Aufenthaltsradius der Fische geringer ist als der mit dem Schätzverfahren ermittelte Wert.

## **4 Abgrenzung der Flussabschnitte mit unterschiedlichem Kongenerenmuster**

Mittels des in [1] beschriebenen Verfahrens wurden für Sedimentdaten aus den Jahren 1995, 1998 (Frühjahr), 1998 (Herbst), sowie 2002 Flussabschnitte mit unterschiedlichem Kongenerenmuster bestimmt. Die beiden 1998 gemessenen Analysenserien erwiesen sich in einer Voruntersuchung als signifikant verschieden, so dass eine getrennte Untersuchung erfolgte.

Die ebenfalls vorliegenden Daten von Elbaueproben aus dem Jahr 2003 wurden nicht einbezogen, da es sich hierbei um teilweise weitab vom Ufer abgelagerte Sedimente aus der Flut von 2002 handelte.

### **4.1 Abgrenzung der Elbabschnitte 1995**

Da 1995 flussaufwärts von Magdeburg bzw. Fahlberg aus gesehen nur noch bei Schmilka Proben entnommen wurden, ist anhand der vorliegenden Daten in Sachsen keine und in Sachsen-Anhalt eine nur lückenhafte Abgrenzung der Flussabschnitte möglich. Dennoch wurde das in [1] beschriebene Verfahren durchgeführt, wobei insgesamt drei Flussabschnitte abgegrenzt werden konnten:

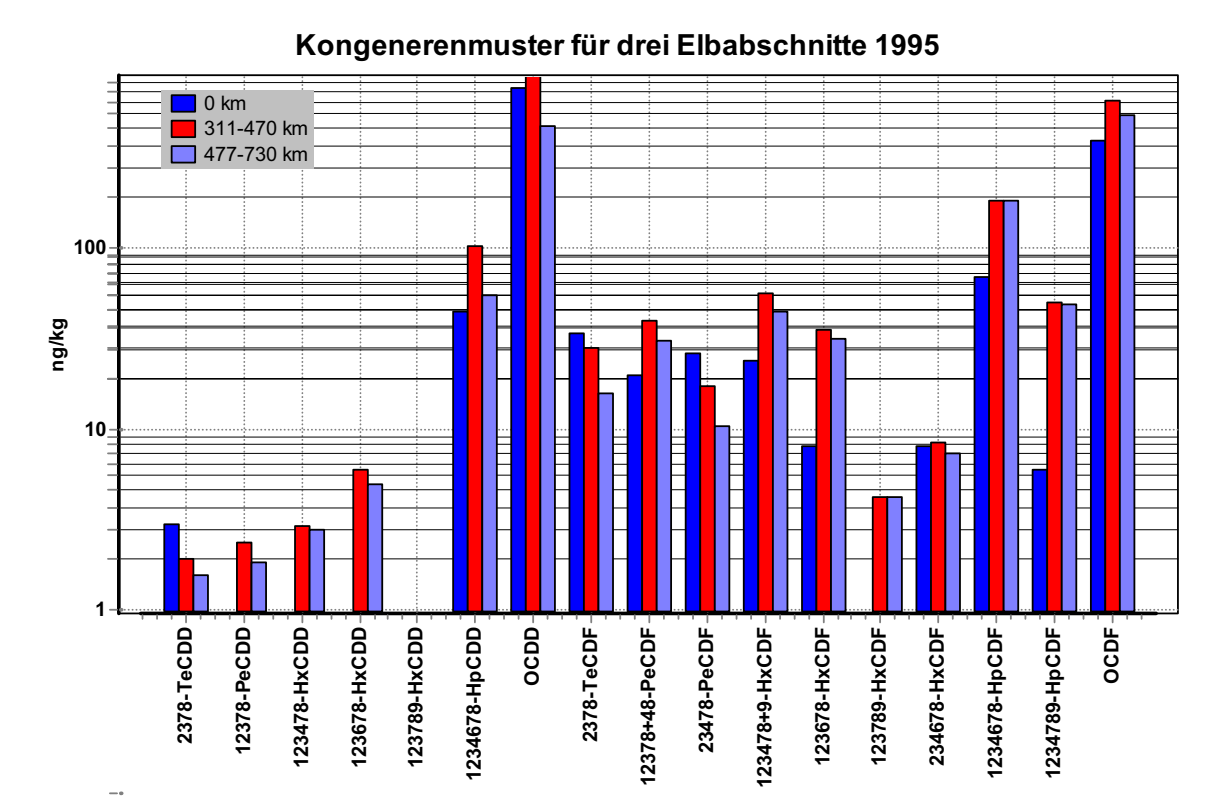


Tabelle 2: Flussabschnitte der Elbe mit signifikant unterschiedlichem Kongenerenmuster

von (km)	bis (km)	Anzahl Proben
0	0	1
311	470	9
477	730	10

Mit dieser Abgrenzung ergibt sich - ohne etwaige Ausreißer zu eliminieren – eine relative Standardabweichung  $\sigma_0$  in Höhe von 1,23. Dies belegt eine relative gute Anpassung der Daten an das Modell. Abbildung 1 zeigt die ermittelten Kongenerenmuster für die drei Flussabschnitte.

Abbildung 1: Kongenerenmuster für drei Elbabschnitte 1995



Anzumerken ist der Umstand, dass bei keiner der vorgenommenen Analysen für 1,2,3,7,8,9-HxCDD ein Wert oberhalb der Bestimmungsgrenze ermittelt werden konnte. Ansonsten bleibt anzumerken, dass die Kongenerenkonzentrationen gut vergleichbar sind und jeweils in der gleichen Größenordnung liegen. Gleichwohl differieren Konzentrationsverhältnisse in den Flussabschnitten teilweise um einen Faktor 2 oder mehr.

Die grafische Gegenüberstellung von Messwerten mit den resultierenden Modellwerten ist für alle 17 Kongenere in Anhang A wiedergegeben.

## 4.2 Abgrenzung der Elbabschnitte 1998

1998 wurden je eine Messserie im Frühjahr und im Sommer an jeweils den gleichen Standorten vorgenommen. Eine vorläufige, hier nicht dargestellte Auswertung aller im Jahr 1998 durchgeführten Analysen zeigte signifikante Unterschiede zwischen den Ergebnissen der beiden Serien. Daher wurde entschieden, die beiden Analysenserien getrennt zu behandeln. Bei den Auswertungen konnten für beide Analysenserien jeweils zwei – identische - Elbabschnitte abgegrenzt werden:

Tabelle 3: Flussabschnitte der Elbe mit signifikant unterschiedlichem Kongenerenmuster 1998

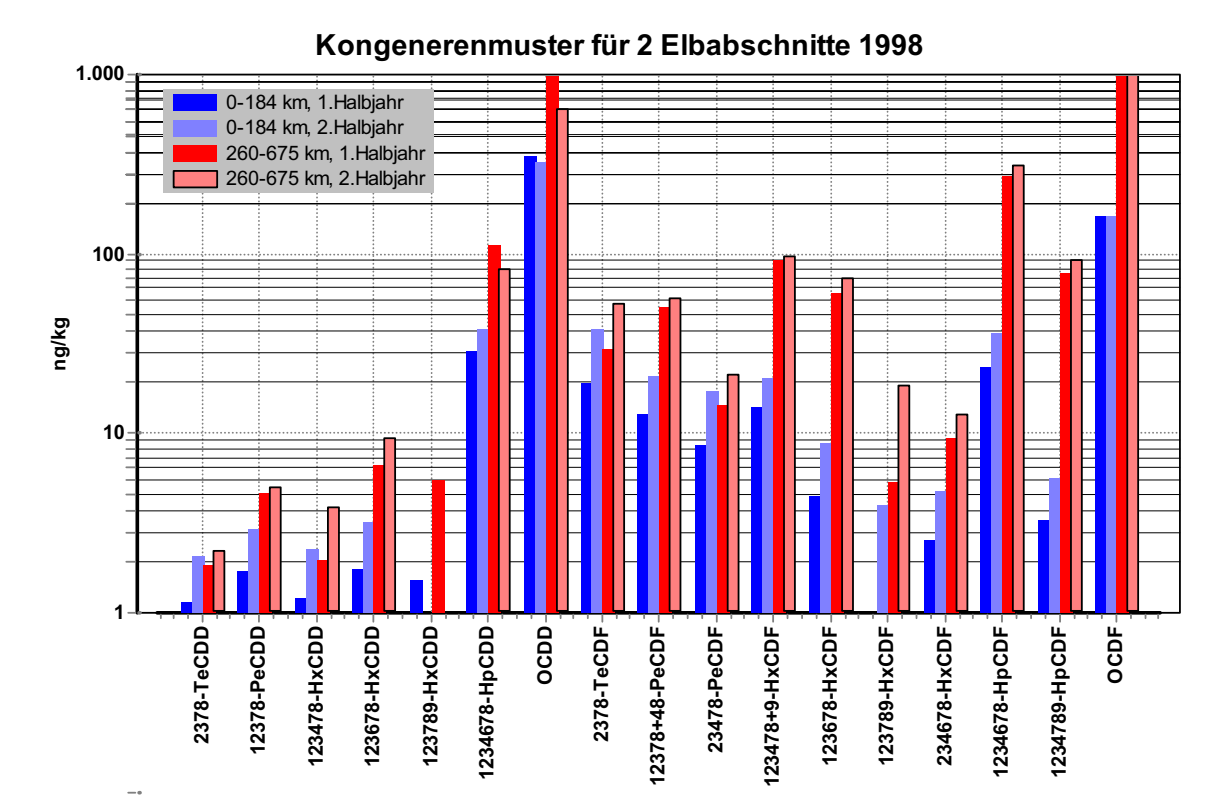
von (km)	bis (km)	Anzahl Proben
0	184	2/2
260	675	7/7

Eine feinere Abgrenzung ist nicht möglich, da nur von 9 Standorten Proben entnommen worden waren. Die relative Standardabweichung beläuft sich für die Frühjahrsserie auf  $\sigma_0 = 1,76$ , also auf einen recht hohen Wert, der darauf hindeutet, dass noch erhebliche kleinräumige Unterschiede vorliegen könnten. Eine Einzelbetrachtung zeigt jedoch, dass für die ermittelten Abweichungen im wesentlichen 2 Messwerte verantwortlich sind. Es handelt sich um den OCDD-Wert für Magdeburg und den TeCDD-Wert für Dessau.

Der Wert für die Sommerserie liegt mit 1,16 nahe an dem erwarteten Wert von 1.

Abbildung 2 zeigt die ermittelten Kongenerenmuster für die beiden Flussabschnitte.

Abbildung 2: Kongenerenmuster für zwei Elbabschnitte 1998



Die grafische Gegenüberstellung von Messwerten mit den resultierenden Modellwerten ist für alle 17 Kongenere in Anhang B wiedergegeben.

## 4.2 Abgrenzung der Elbabschnitte 2002

Das weitaus umfangreichste Datenmaterial liegt für 2002 vor. Da hierzu bereits eine ausführliche statistische Analyse [1] vorliegt, wurde auf die dort ausgearbeitete Abgrenzung in 11 Flussabschnitte zurückgegriffen.

Tabelle 4: Flussabschnitte der Elbe mit signifikant unterschiedlichem Kongenerenmuster 2002

Nr.	von (km)	bis (km)
1	0	32
2	43	43
3	73	250
4	290	290
5	326	326
6	336	336
7	363	390
8	409	510
9	522	522
10	579	629
11	630	730

Auf eine Darstellung der zugehörigen Kongenerenmuster wird an dieser Stelle verzichtet.

## 5 Untersuchung des Zusammenhangs zwischen der Kongenerenverteilung in Fisch und Sediment

### 5.1 Aale

59 Analysenserien der Jahre 1998, 1999, 2002 und 2003 wurden mit den im vorigen Abschnitt beschriebenen Kongenerenverteilungen im Sediment verknüpft, wobei die Analysenserie des Jahres 1998 mit den Sedimentdaten aus dem Frühjahr 1998 kombiniert wurde, die Analysenserie 1999 mit den Sedimentdaten vom Sommer 1999.

Für den Zusammenhangsparameter  $\theta$  ergibt sich ein Wert von  $\theta=0,67$ , der statistisch hoch signifikant von 0 verschieden ist. Dies bedeutet, dass der Nachweis als erbracht gelten kann, dass die relativen Kongenerenverhältnisse in Sediment und Aale in einem (nicht notwendigerweise kausalen) Zusammenhang stehen.  $\theta=0,67$  bedeutet, dass eine relative Veränderung des Konzentrationsverhältnisses zweier beliebiger Kongenere im Sediment um z.B. 10% eine Veränderung dieses Konzentrationsverhältnisses in den Aalen um 6,7% nach sich zieht. Aus der Modellschätzung ergibt sich weiterhin ein geschätzter Aufenthaltsradius  $\sigma_L$ , der gegen unendlich geht. Dies bedeutet, dass nicht davon ausgegangen werden kann, dass sich ein Aal nur in einem bestimmten Elbabschnitt aufhält, sondern dass die Aale über weite Strecken wandern. Für das ermittelte Modell ergibt sich eine relative Standardabweichung von 1,67, d.h. die Abweichungen zwischen Modell und Messwerten sind im Mittel um 67% höher, als es aufgrund der des analytischen Fehlers zu erwarten wäre. Dabei ist allerdings zu

berücksichtigen, dass keinerlei Ausreißerbereinigung vorgenommen wurde. Ausreißer sind zu einem großen Teil für die erhöhte Streuung verantwortlich. Außerdem ist zu beachten, dass speziell für 1998 und 1999 nur sehr lückenhafte Daten zur Abgrenzung der Flussabschnitte zur Verfügung standen. Dies dürfte ebenfalls einen Teil des Modellfehlers erklären.

Die Modellgüte lässt sich an den folgenden Abbildungen ablesen, in denen – kombiniert für alle Kongenere – Messwerte und Modellwerte im Streudiagramm einander gegenübergestellt wurden.

Abbildung 3

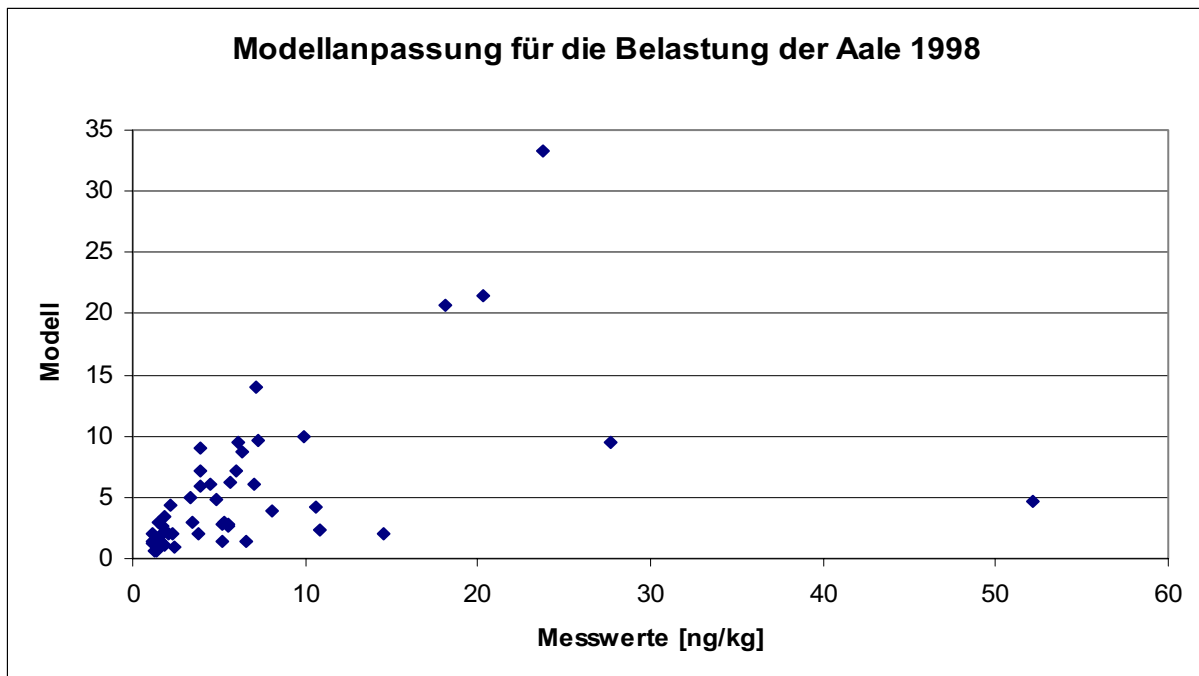


Abbildung 4

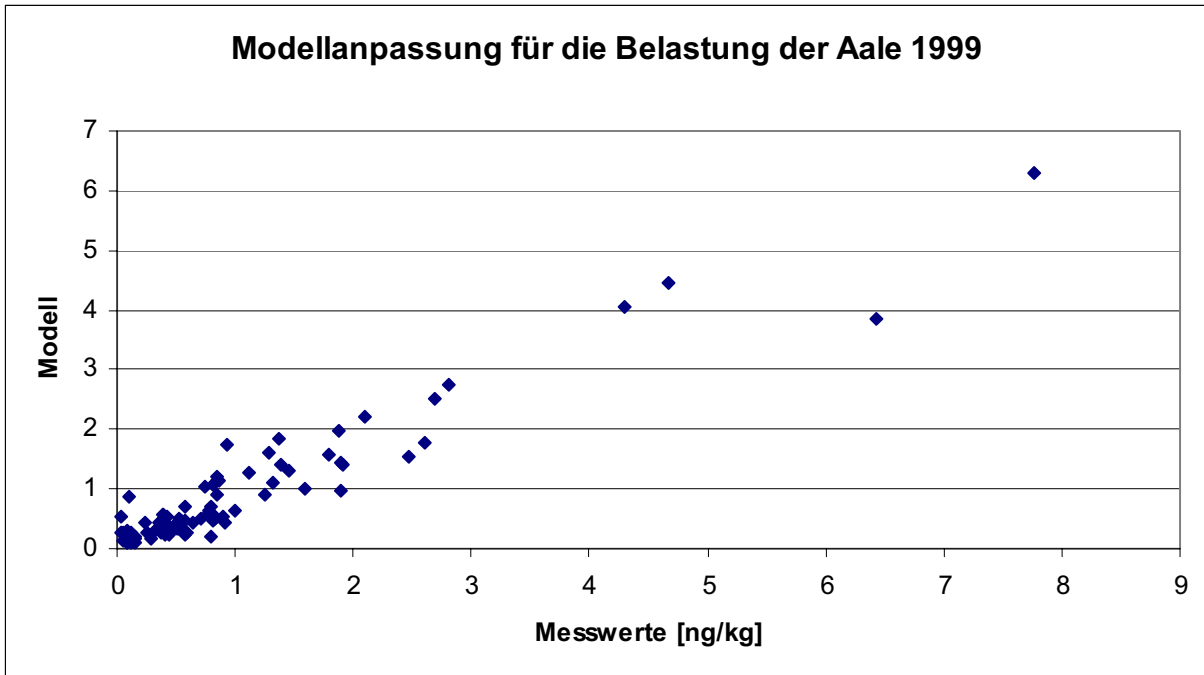


Abbildung 5

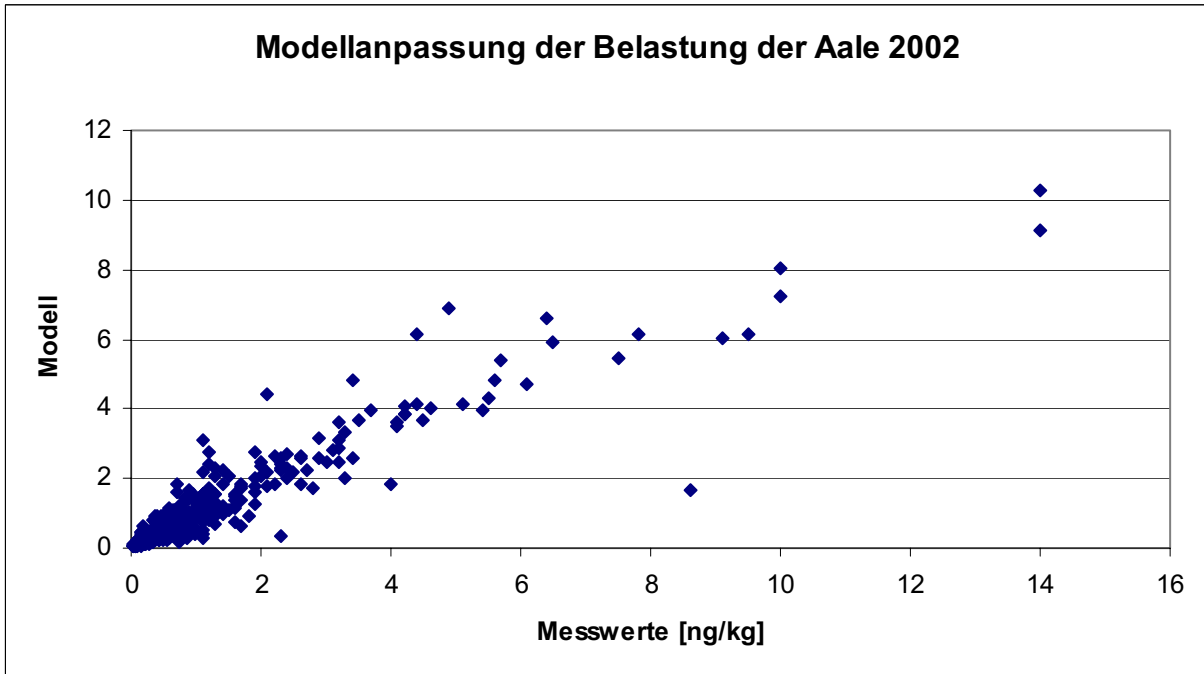
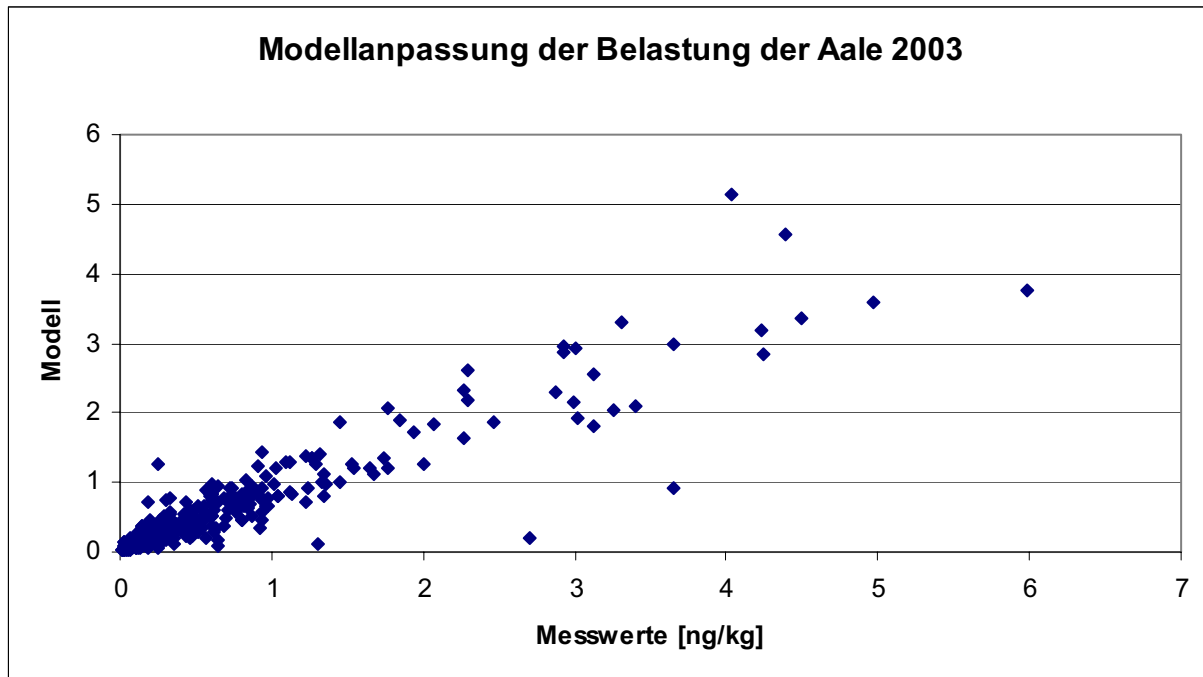


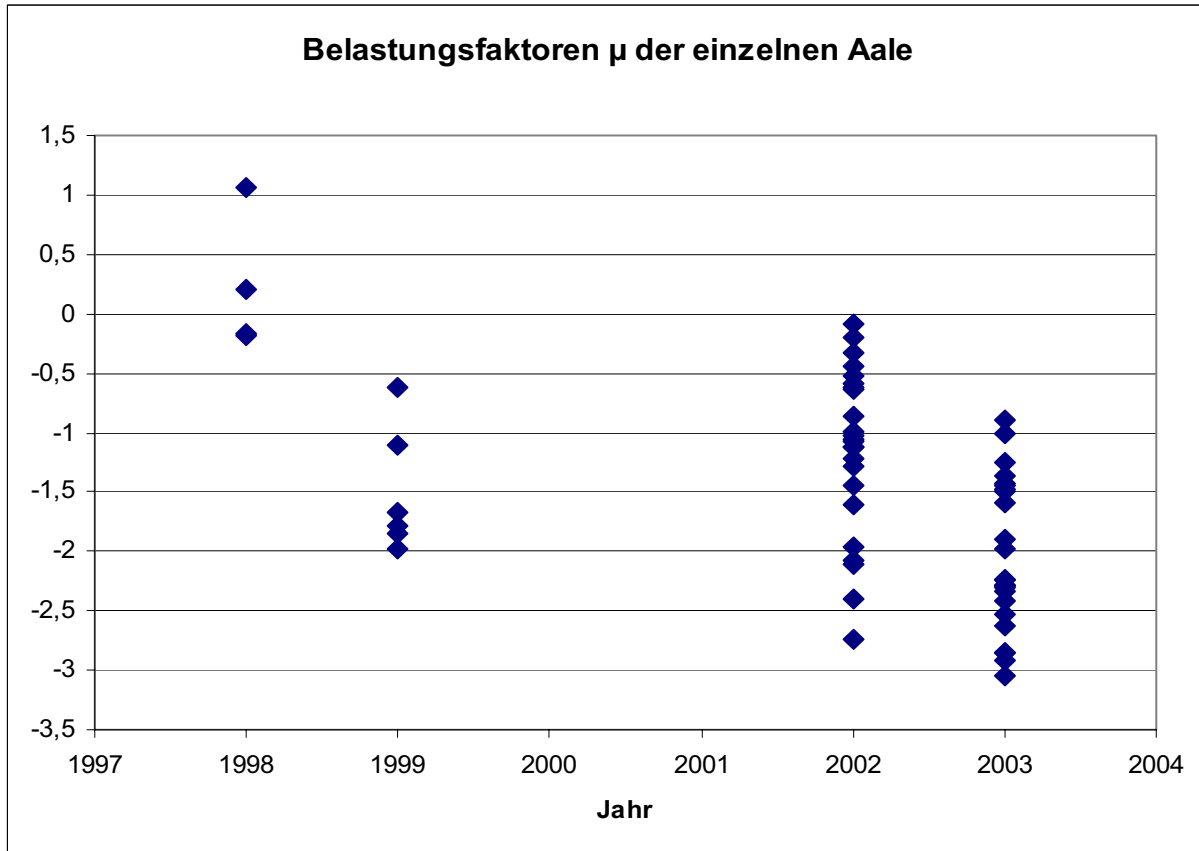
Abbildung 6



Die Grafiken zeigen eine insgesamt befriedigende Anpassung, wenn man von einigen Ausreißern – speziell bei den Daten von 1998 absieht.

Von Interesse ist nun, inwieweit nicht nur die relativen, sondern auch die absoluten Konzentrationen in den Aalen durch die Sedimentdaten erklärt werden können. Hierzu bietet es sich an, die individuellen Belastungsfaktoren  $\mu_i$  zu betrachten. Diese Faktoren sind in Abbildung 7 dargestellt. Die dort dargestellten Werte zeigen eine deutliche zeitliche Abhängigkeit. Dies könnte mit unterschiedlichen Fangzeiten und unterschiedlichem Alter der gefangenen Aale zusammenhängen. Allerdings liegt auch die Vermutung nahe, dass aufgrund der deutlichen Abweichung des Zusammenhangsparameters  $\theta$  vom Wert 1 im Modell die Veränderungen absoluter Konzentrationen nur zum Teil erklärt werden können. Weiterhin ist festzuhalten, dass die individuellen Belastungsfaktoren sich zum Teil sehr deutlich unterscheiden, um einen Faktor, die einen Wert von  $e^3=20$  erreichen kann.

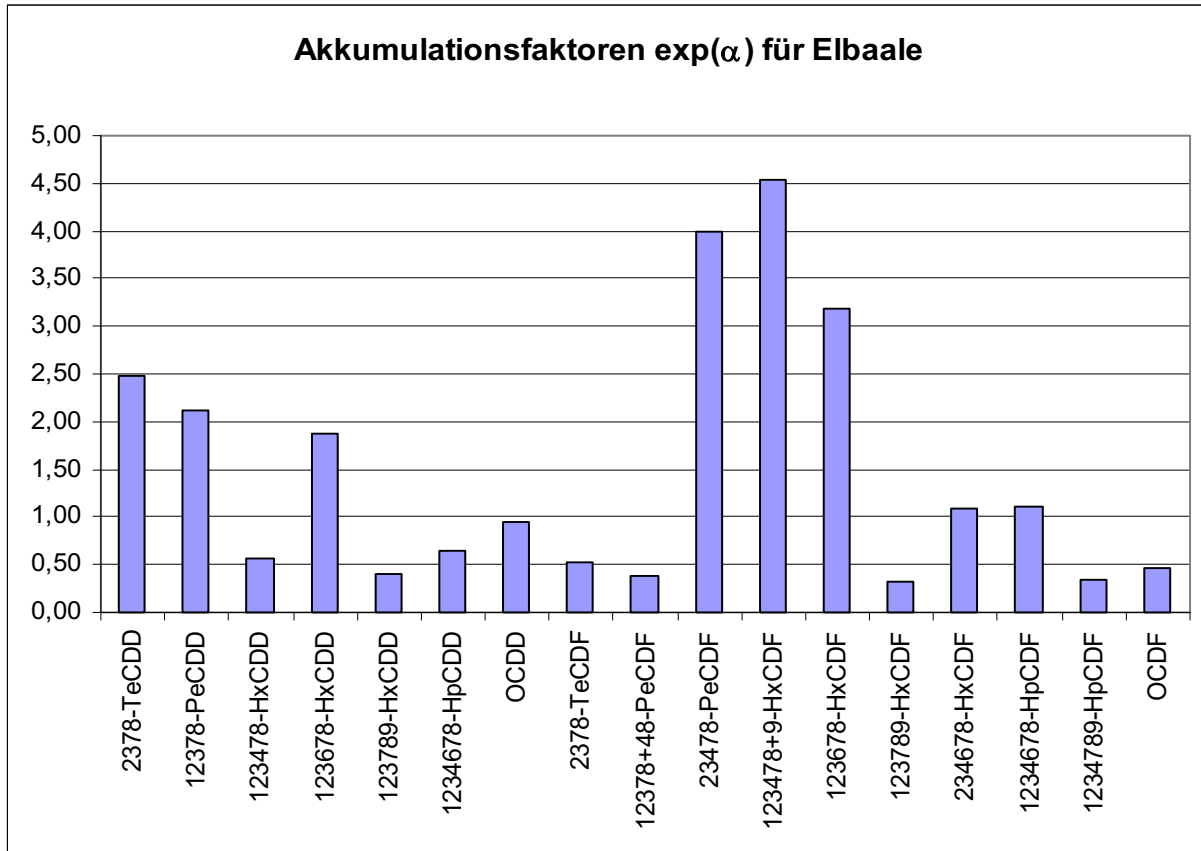
Abbildung 7



Von Interesse ist schließlich eine Betrachtung der Akkumulationsfaktoren. Diese Faktoren sind in Abbildung 8 dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,4,7,8+9-HxCDF, sowie 1,2,3,6,7,8-HxCDF am stärksten akkumuliert wird. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Werte aufgrund des hier unterstellten Zusammenhangsparameters verzerrt sein können.



Abbildung 8: Akkumulationsfaktoren für Elbaale



## 5.2 Brassen

41 Analysenserien der Jahre 1995, 1998, 1999, 2002 und 2003 wurden mit den im vorigen Abschnitt beschriebenen Kongenerenverteilungen bei Schwebstoffen und Sediment verknüpft, wobei die Analysenserie des Jahres 2003 ebenso wie des Jahres 2002 mit den Sedimentdaten von 2002 kombiniert wurde.

Für den Zusammenhangsparameter  $\theta$  ergibt sich ein Wert von  $\theta=0,63$ , der statistisch hoch signifikant von 0 verschieden ist. Dies bedeutet, dass auch für Brassen der Nachweis als erbracht gelten kann, dass die relativen Kongenerenverhältnisse in Sediment und Brasse in einem (nicht notwendigerweise kausalen) Zusammenhang stehen. Gleichzeitig ergibt sich ein geschätzter Aufenthaltsradius  $\sigma_L$  in Höhe von 61 km, mit einem Konfidenzintervall von 32 km bis 93 km. Diese Werte übersteigen die in der Literatur genannten Aufenthaltsradien deutlich. Die

Ursachen dürften einerseits in der Verdriftung der Nahrung der Fische liegen (Benthos), andererseits in der speziell für die Jahre 1995, 1998 und 1999 sehr lückenhaften Abgrenzung der Flussabschnitte. Für das ermittelte Modell ergibt sich eine relative Standardabweichung von 1,71, d.h. die Abweichungen zwischen Modell und Messwerten sind im Mittel um 71% höher, als es aufgrund der des analytischen Fehlers zu erwarten wäre. Dabei ist wiederum zu berücksichtigen, dass keinerlei Ausreißerbereinigung vorgenommen wurde.

Die Modellgüte lässt sich an den folgenden Abbildungen ablesen, in denen – kombiniert für alle Kongenere – Messwerte und Modellwerte im Streudiagramm einander gegenübergestellt wurden.

Abbildung 9

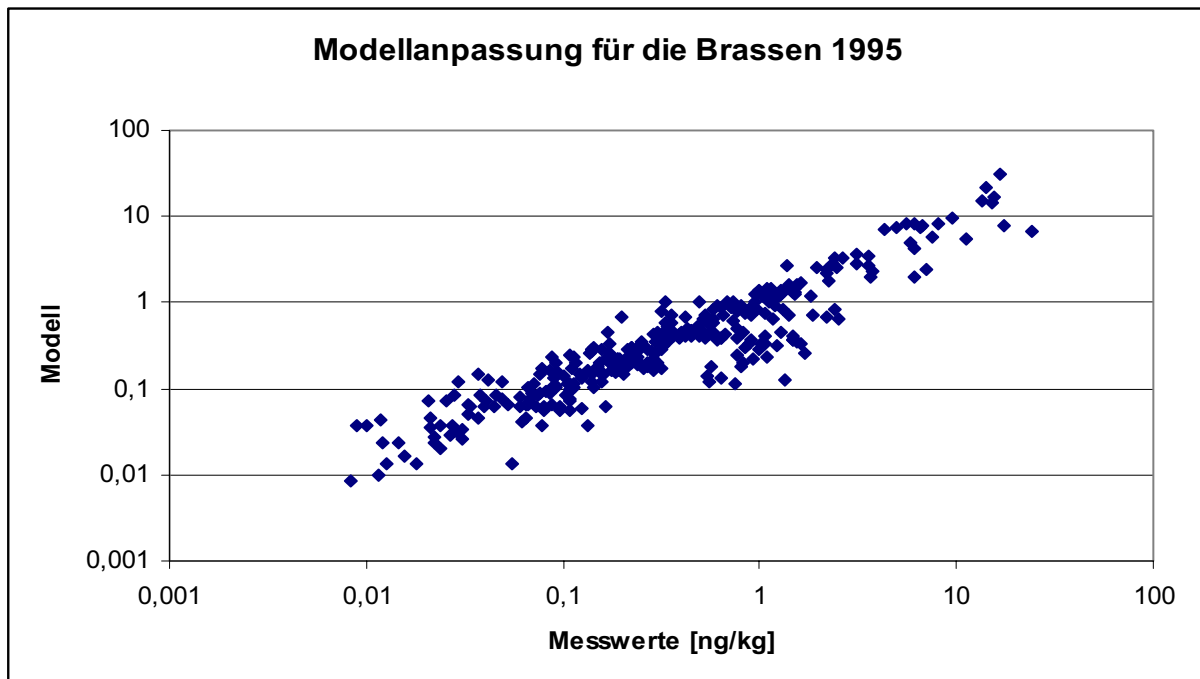


Abbildung 10

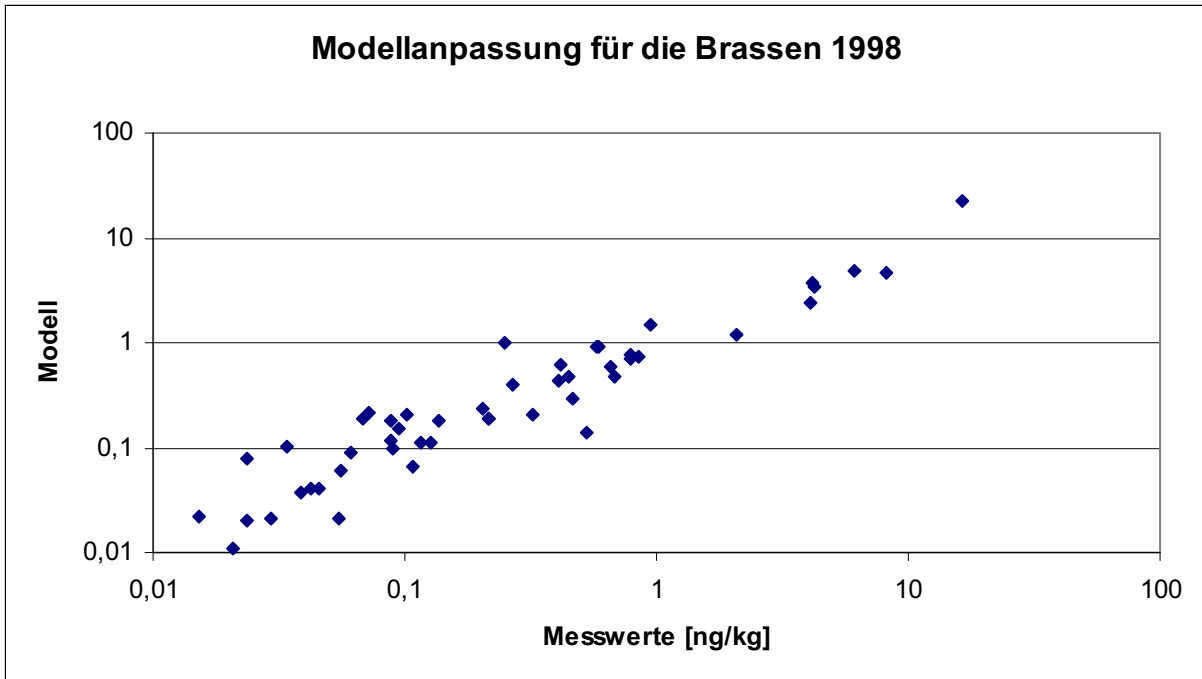


Abbildung 11

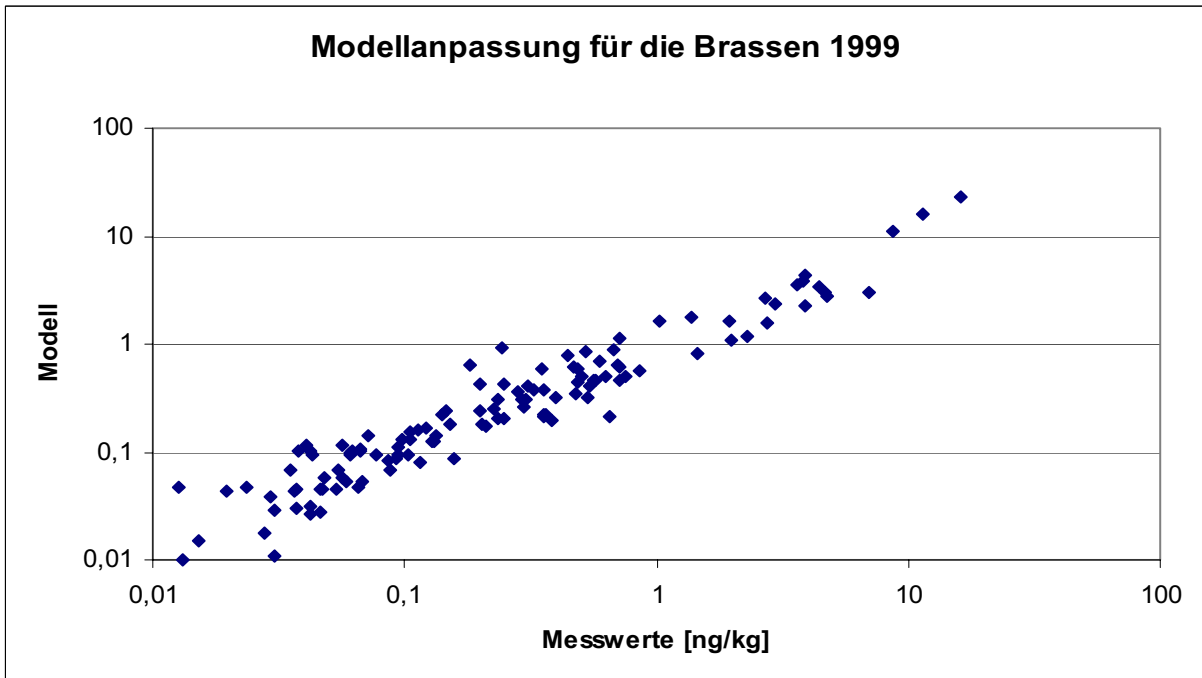
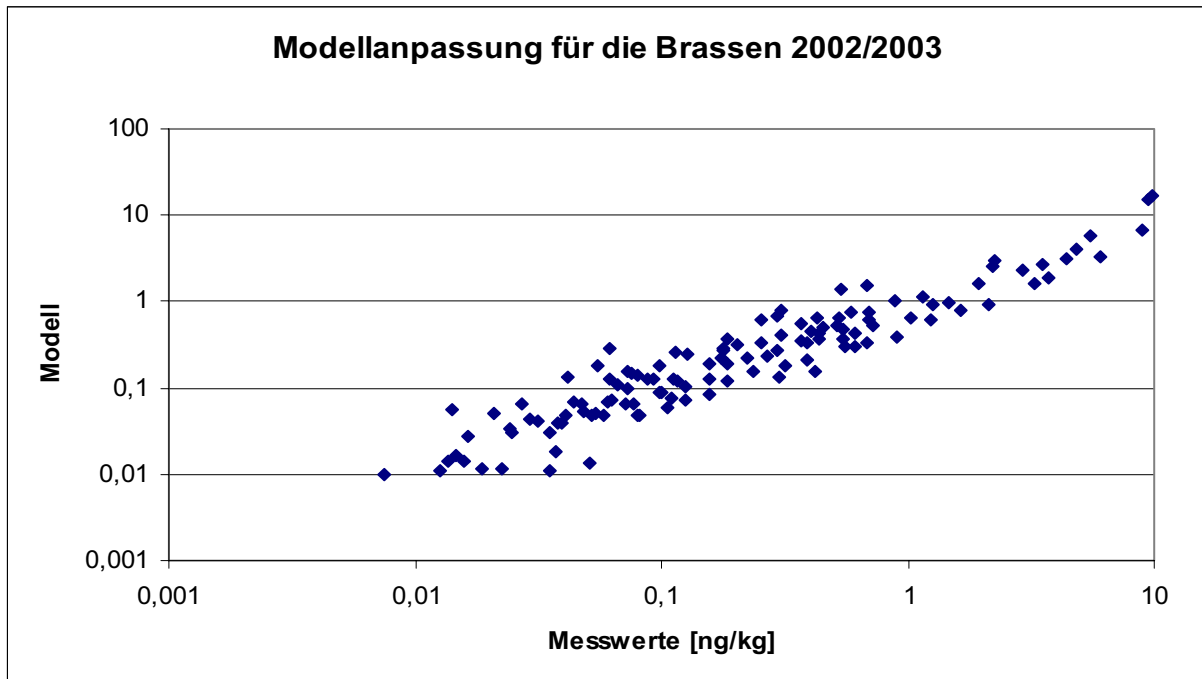


Abbildung 12



Die Grafiken zeigen eine insgesamt befriedigende Anpassung, obgleich insbesondere im unteren Konzentrationsbereich eine erhebliche Streubreite festgestellt werden muss.

Die zugehörigen individuellen Belastungsfaktoren  $\mu_i$  sind in Abbildung 13 dargestellt. Die dort dargestellten Werte zeigen keine zeitliche Abhängigkeit, wohl aber – ebenso wie bei den Aalen – eine erhebliche Schwankungsbreite. Dies könnte mit unterschiedlichen Fangzeiten und unterschiedlichem Alter der gefangenen Brassen zusammenhängen.

Von Interesse ist schließlich eine Betrachtung der Akkumulationsfaktoren. Diese Faktoren sind in Abbildung 14 dargestellt. Offenbar akkumulieren Elb-Brassen 2,3,7,8-TeCDF sehr viel stärker als alle anderen betrachteten Kongenere.

Abbildung 13

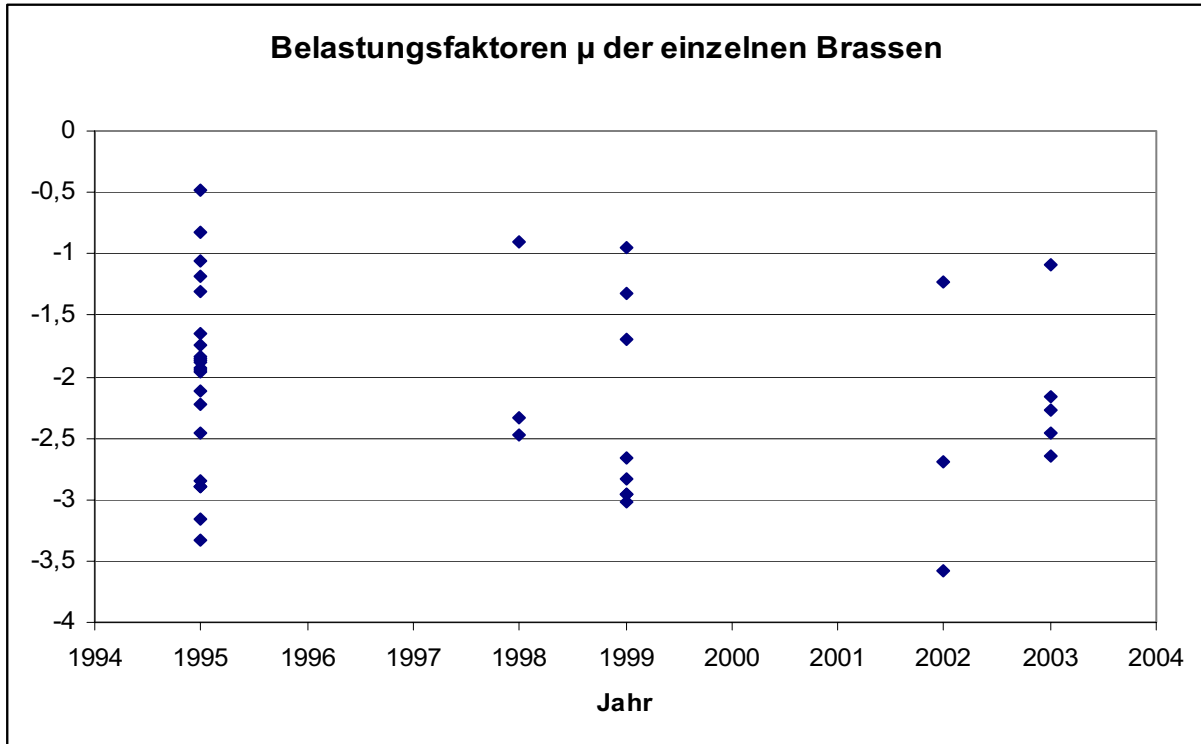
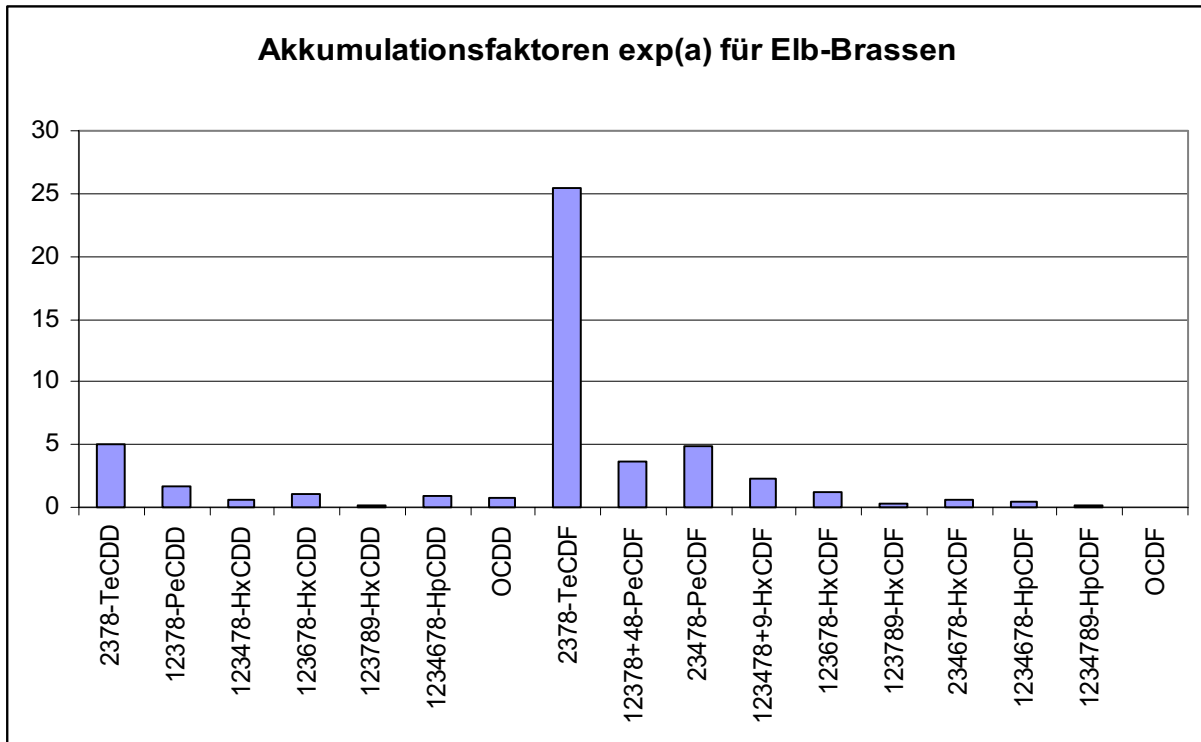


Abbildung 14: Akkumulationsfaktoren für Elb-Brassen



## 6 Zusammenfassung

Im vorliegenden Bericht wird ein Modell vorgestellt, welches eine Beziehung zwischen den Kongenerenverteilungen von Schwebstoff und Sediment einerseits, und von Aalen und Brassens andererseits herstellt. Dieses Modell basiert auf der Überlegung, dass sich in der Kongenerenstruktur der individuellen Fische die Kongenerenverteilung der Schwebstoffe und Sedimente jener Flussabschnitte wieder finden sollte, in welchen die Fische sich befinden. Dabei werden Daten aus unterschiedlichen Jahren einbezogen, von 1998 bis 2003. Die Kongenerenverteilung der Schwebstoffe und Sedimente wird anhand eines Flussabschnittsmodells statistisch ermittelt. Dieses Flussabschnittsmodell ist in seiner räumlichen Auflösung limitiert, da die verfügbaren Sediment- und Schwebstoffdaten zum Teil sehr lückenhaft sind. Gleichwohl gelingt es, einen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen den Sediment- und den Schwebstoffdaten herzustellen. Dieser Zusammenhang betrifft nicht die absoluten Konzentrationen, sondern die relativen Konzentrationsverhältnisse, die, wie in [1] gezeigt wurde, sehr viel stabiler und damit charakteristischer für unterschiedliche Teilpopulationen sind. Für das ermittelte Modell ergibt sich eine relative Standardabweichung von 1,67, d.h. die Abweichungen zwischen Modell und Messwerten sind im Mittel um 67% höher, als es aufgrund des analytischen Fehlers zu erwarten wäre. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass keinerlei Ausreißerbereinigung vorgenommen wurde. Außerdem ist aufgrund der lückenhaften Sedimentdaten mit erheblichen Modellfehlern zu rechnen. Dies gilt um so mehr, da für das Jahr 2003 keine geeigneten Sedimentdaten zur Verfügung standen. Somit wurden die Fischanalysen des Jahres 2003 anhand der Sedimentdaten des Jahres 2002 erklärt. Dass dennoch eine befriedigende Modellanpassung möglich ist, belegt die grundsätzliche Eignung und Leistungsfähigkeit des gewählten Verfahrens.

Detailliertere Untersuchungen zu den Ausreißern und eine Berücksichtigung nur jener Fischanalysen, für die auch geeignete Sediment- bzw. Schwebstoffanalysen vorhanden sind, könnten eine weitere Modellverbesserung ermöglichen. Weiterhin ist es nahe liegend, auch künftig gemessene Daten noch in das Modell einzubeziehen. Grundsätzlich könnten sogar solche Daten einbezogen werden, die von anderen Flüssen stammen. Dies allerdings setzt voraus, dass das Akkumulationsverhalten der Fische gleich bleibt.

Das Modell ermöglicht auch eine Identifizierung jener Fische, bei denen die gemessenen Kongenerenverteilungen signifikant von den zu erwartenden Kongenerenverteilungen

abweichen. Eine solche Abweichung kann bei relativ standorttreuen Fischen als Hinweis darauf gewertet werden, dass der betreffende Flussabschnitt heterogen belastet ist, und dies wiederum lässt auch auf zeitliche Veränderungen schließen.

Das hier vorgeschlagene Modell ist in der vorliegenden Form nur zur Vorhersage relativer Konzentrationsverhältnisse geeignet, nicht jedoch für absolute Konzentrationen. Es ist jedoch denkbar, bei Einbeziehung weiterer Kovariablen, wie Alter, Fettgehalt und Fangdatum, auch eine absolute Konzentrationsschätzung zu ermöglichen. Dies würde es ermöglichen, anhand der Sedimentdaten eine Prognose der zu erwartenden Belastung der Fische abzugeben, und umgekehrt könnte man aus der Belastung der Fische auch auf die Belastung der Sedimente schließen.

## **7 Danksagung**

Ich danke für die Überlassung der Analysenergebnisse

Herrn Dr. Götz und Herrn Dr. Kühn, Behörde für Wissenschaft und Gesundheit, Hamburg,

Frau Dr. C. Kermani-Schröter, Umweltbundesamt/Umweltprobenbank, Berlin,

dem Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz,

Herr Dr. Heininger, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz,

Herr Dr. Rauhut, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, sowie

Herr Dr. Knoth, Umweltbundesamt, POP-Labor, Langen.

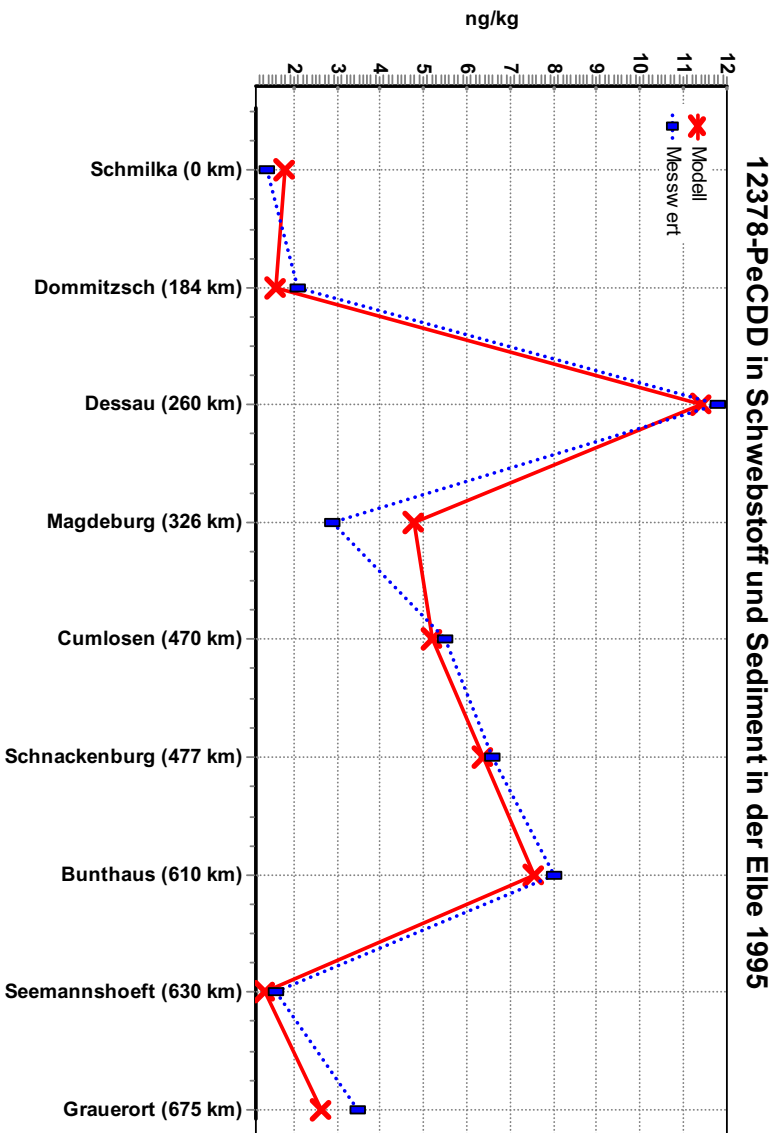
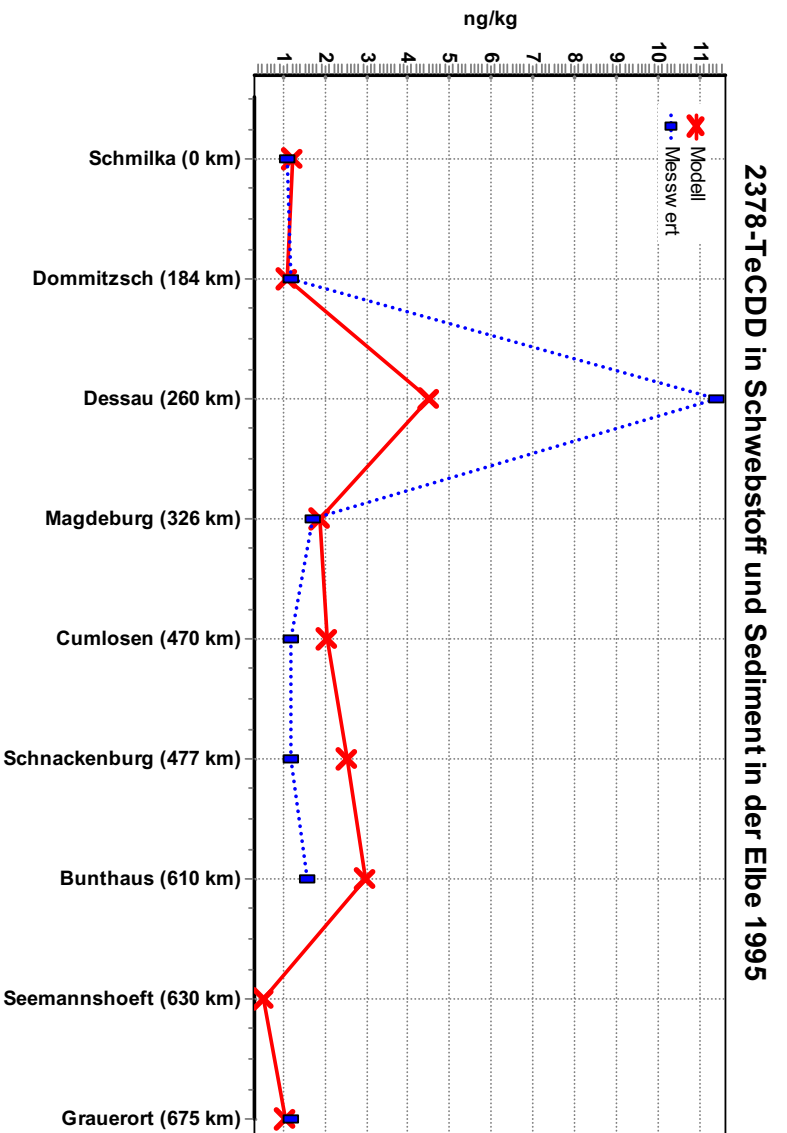
## **8 Literatur**

[1] S. Uhlig; K. Lochmann (2004), Statistische Analyse der zeitlichen Entwicklung der Schadstoffbelastung von Fischen in der Elbe vor und nach der Flut Sommer 2002. Forschungsbericht.

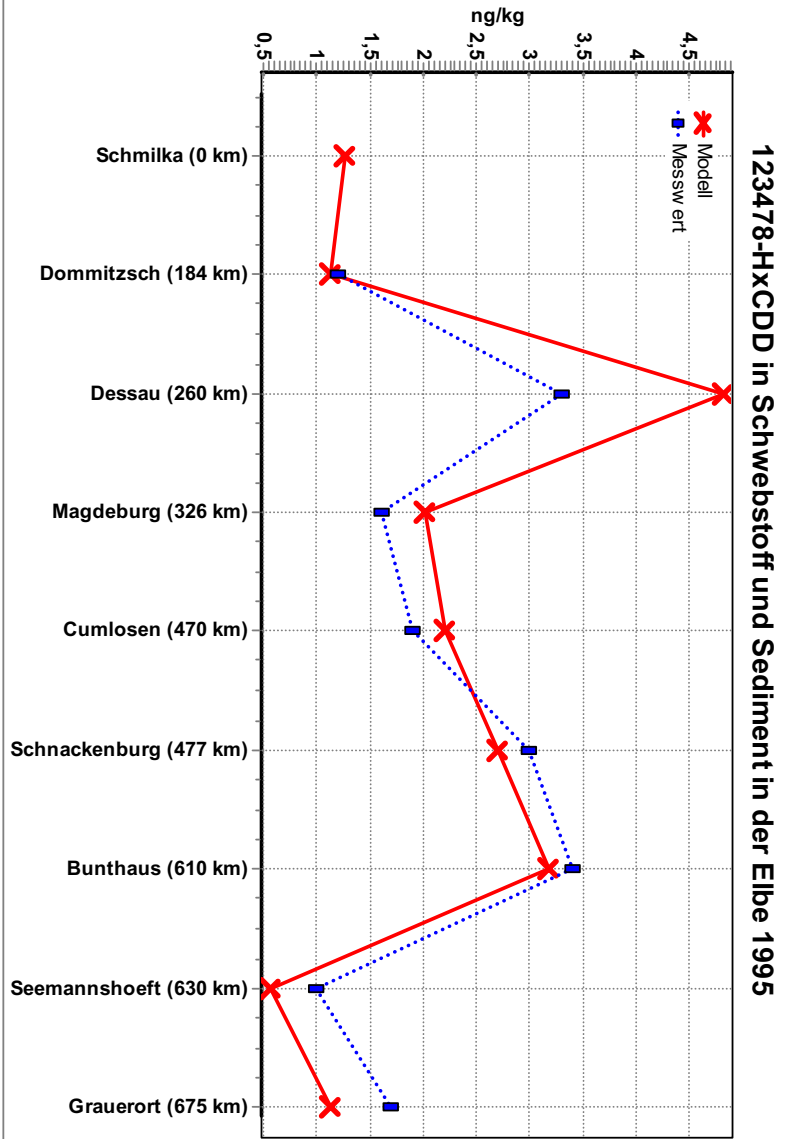
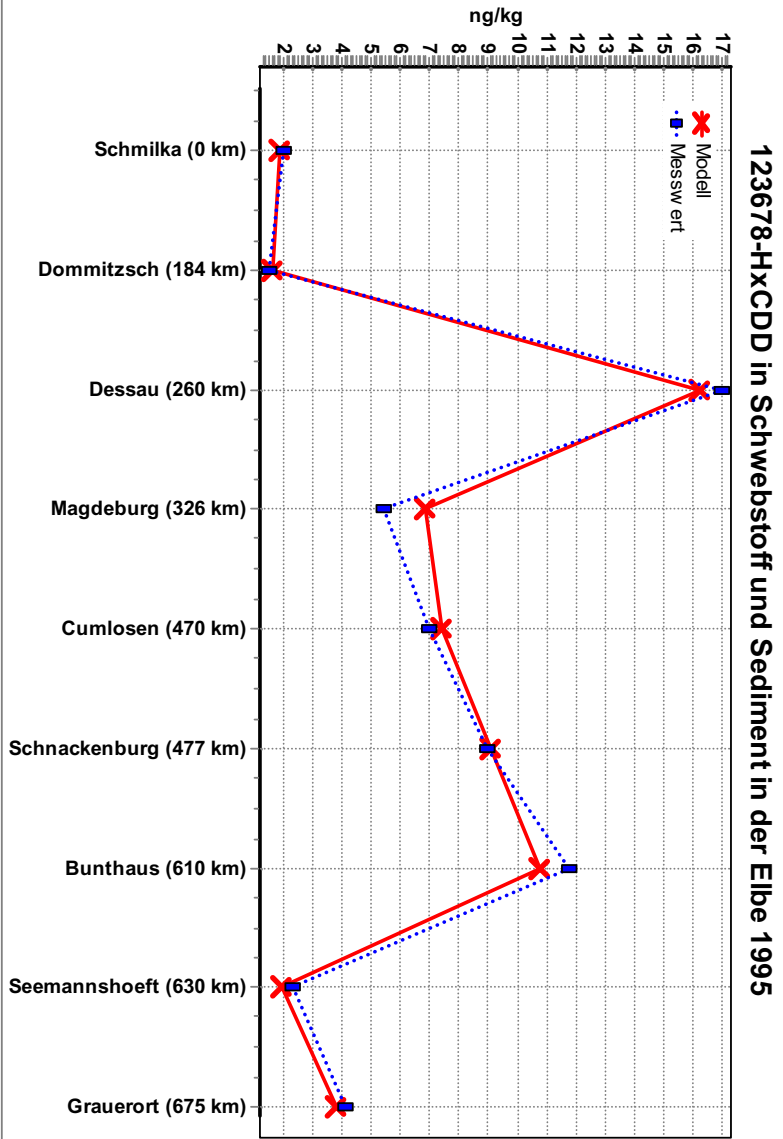
[2] S. Uhlig (2003), Statistische Analyse der Schadstoffbelastung in der Elbe während und nach der Flut Sommer 2002. Forschungsbericht.

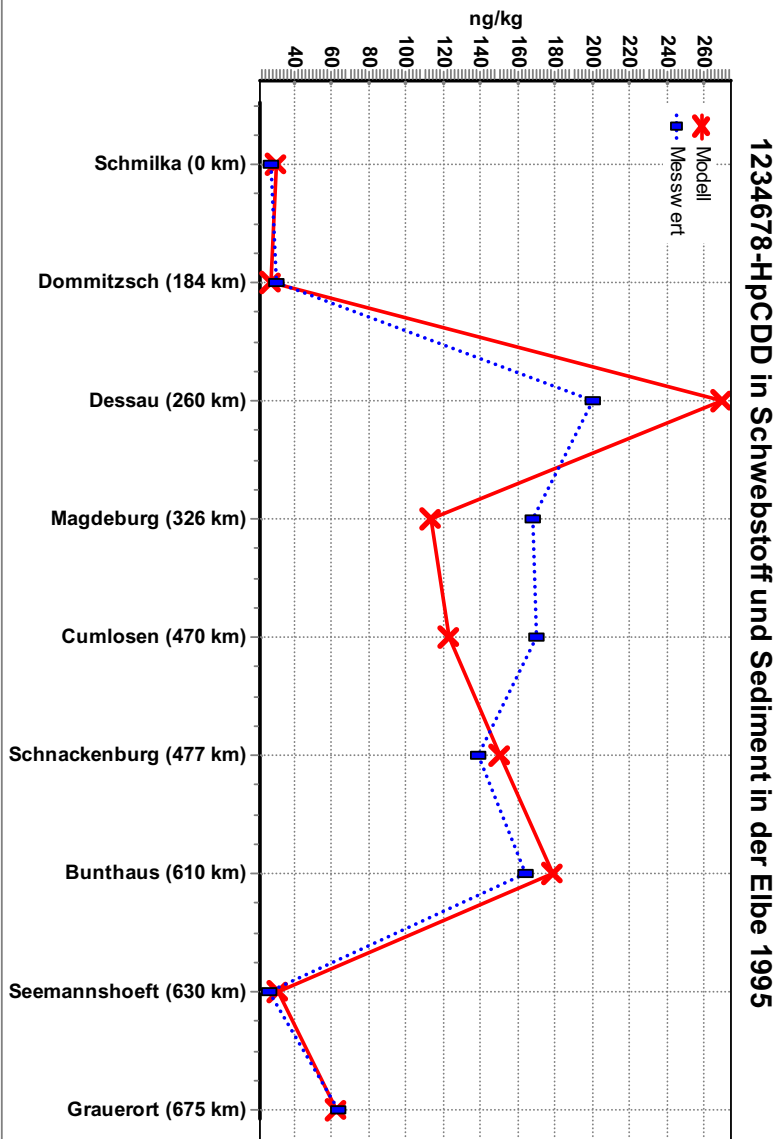
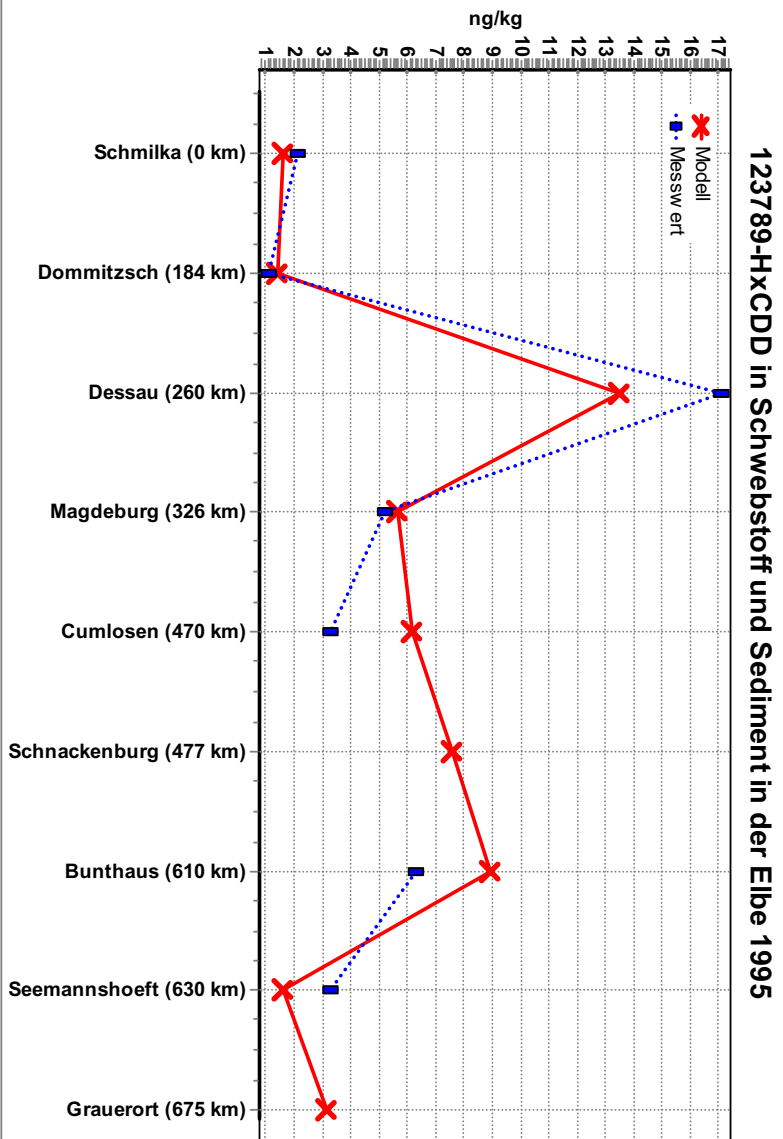
## Anhang A:

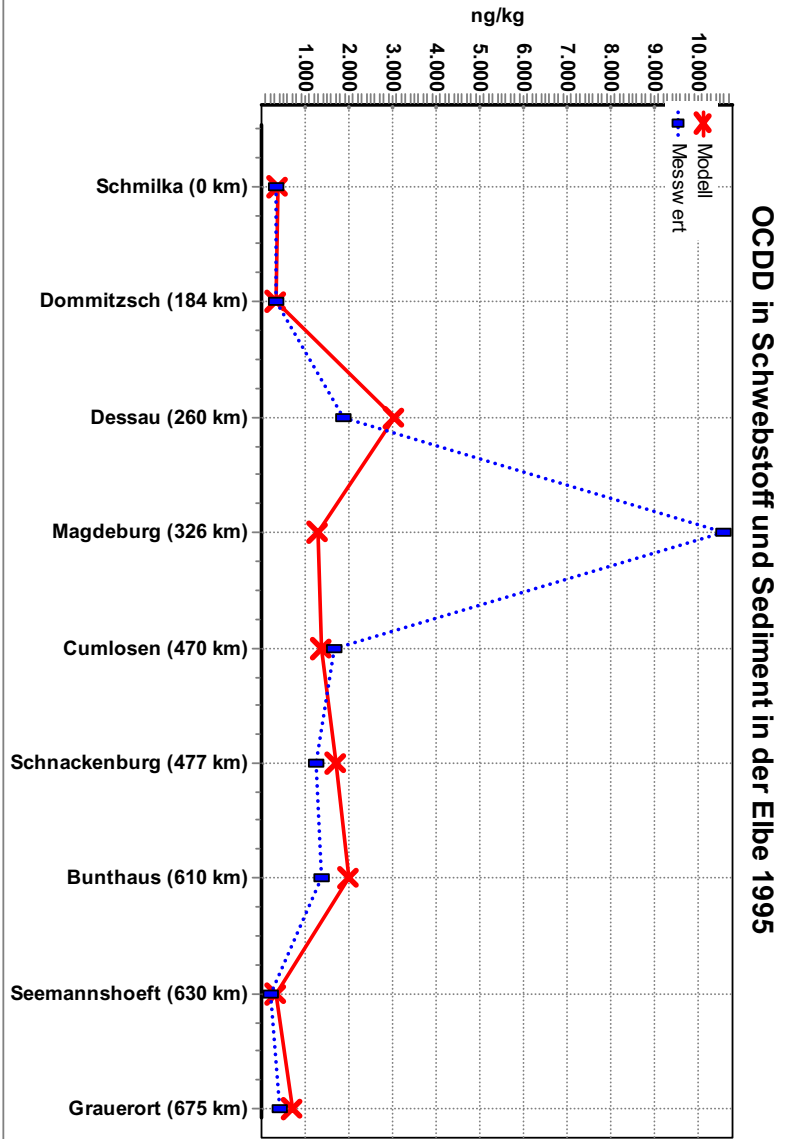
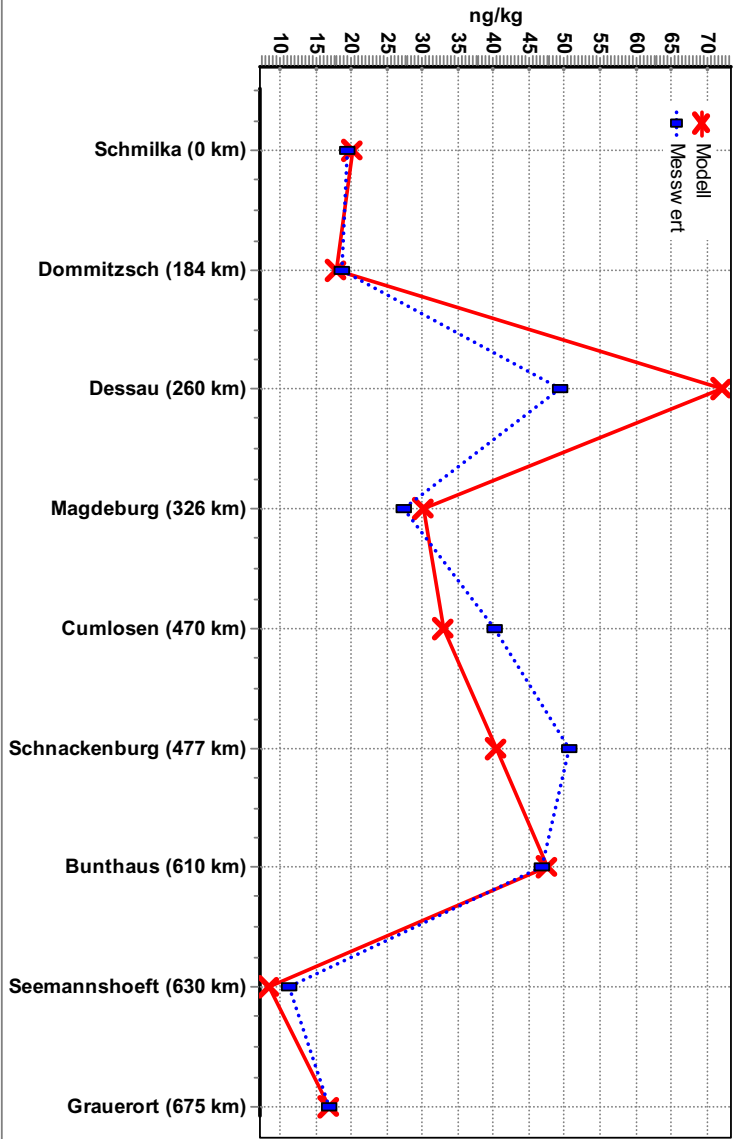
### Gegenüberstellung von Modell und Messwerten für Sediment und Schwebstoff 1995

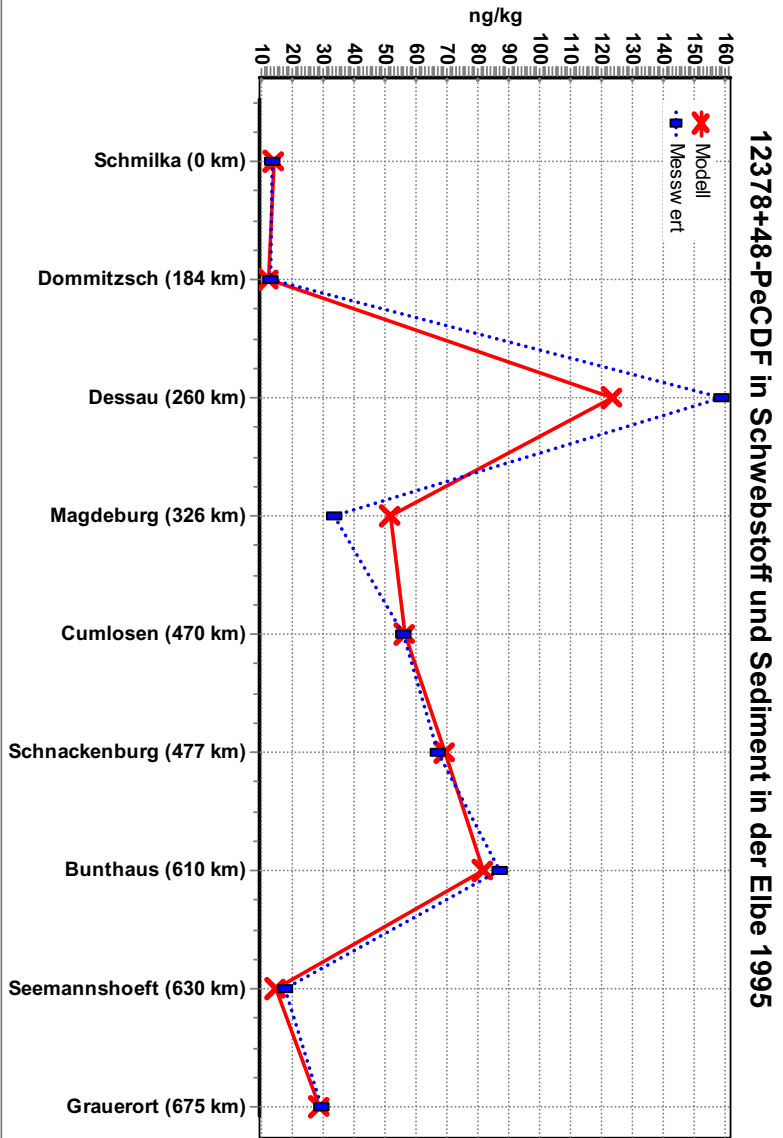
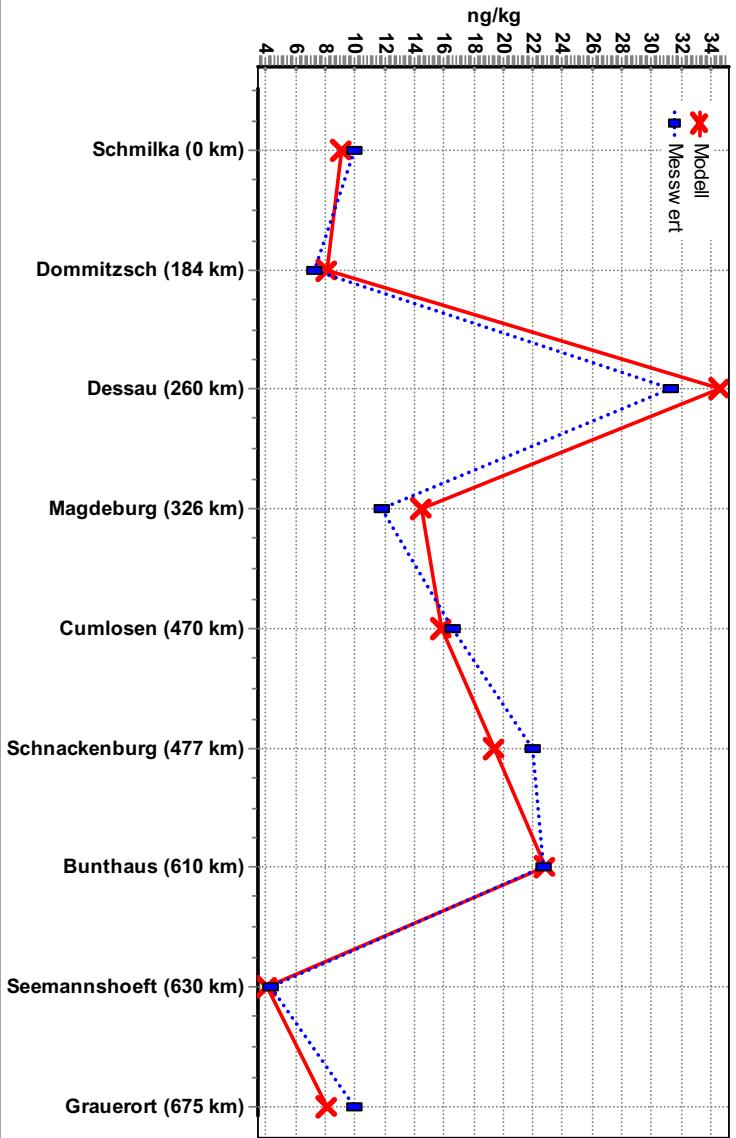


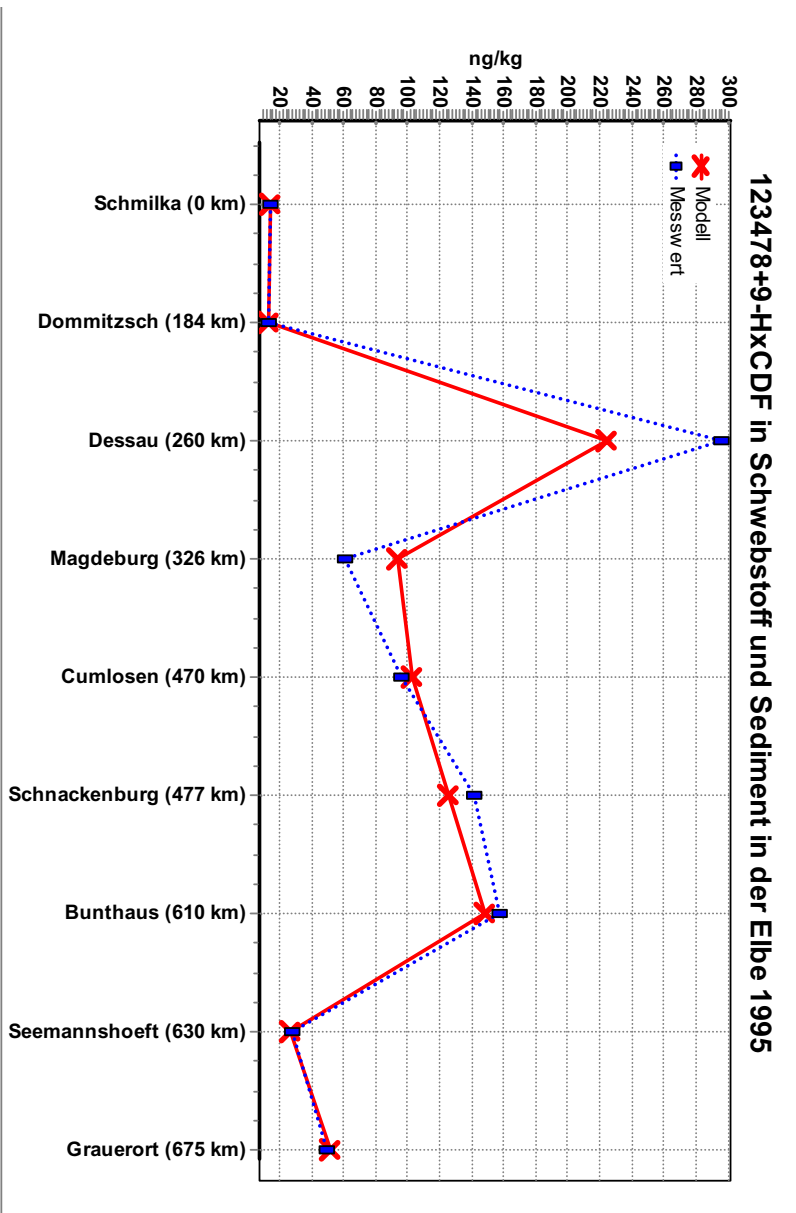
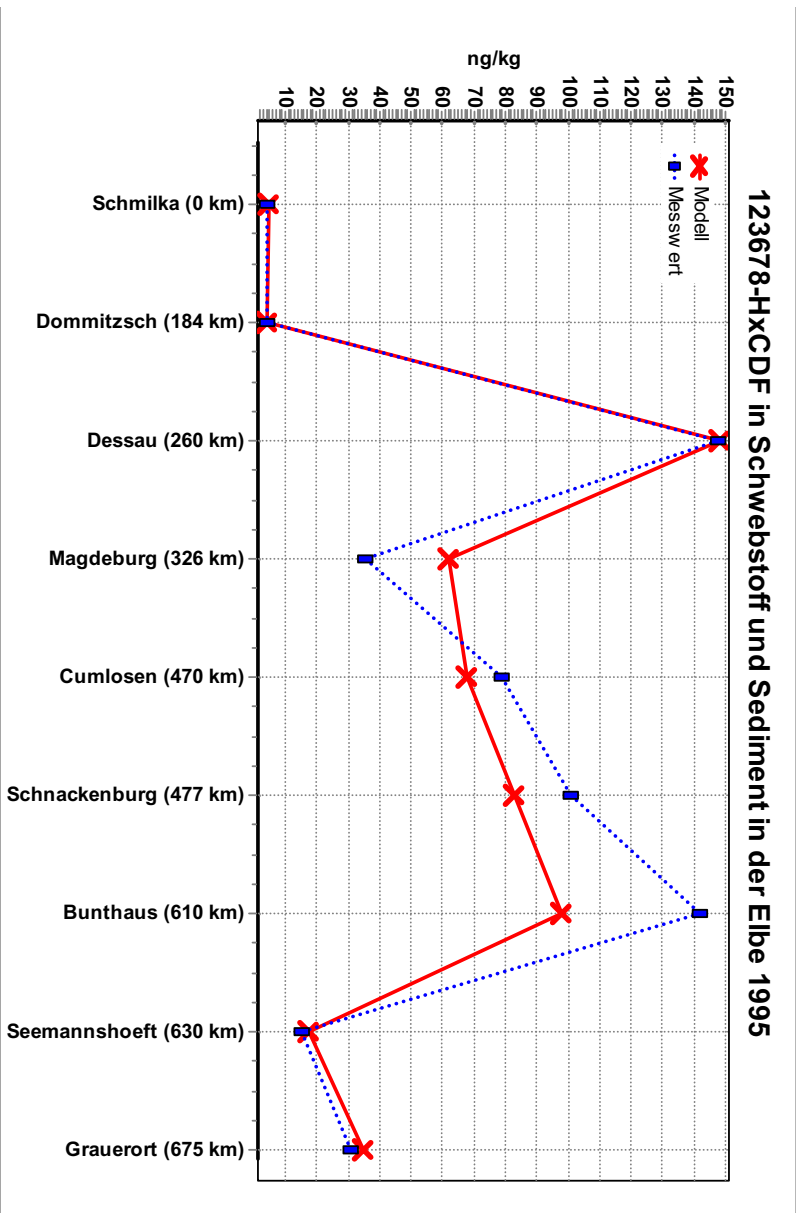


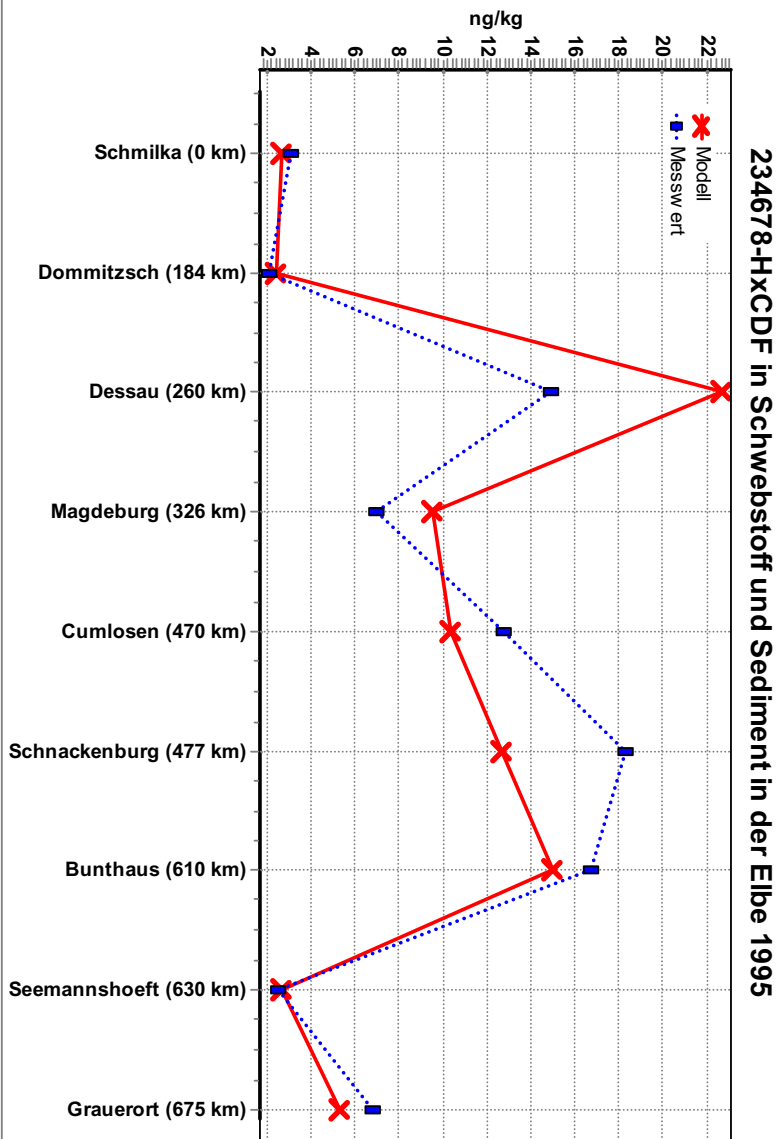
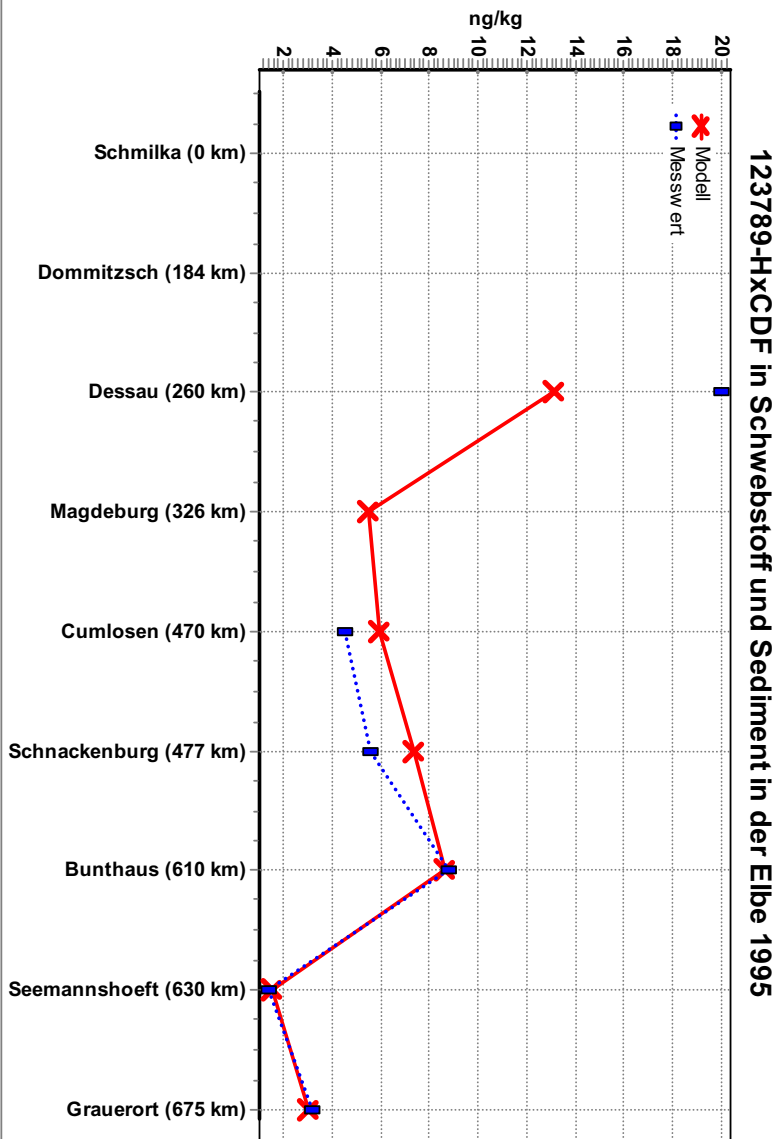


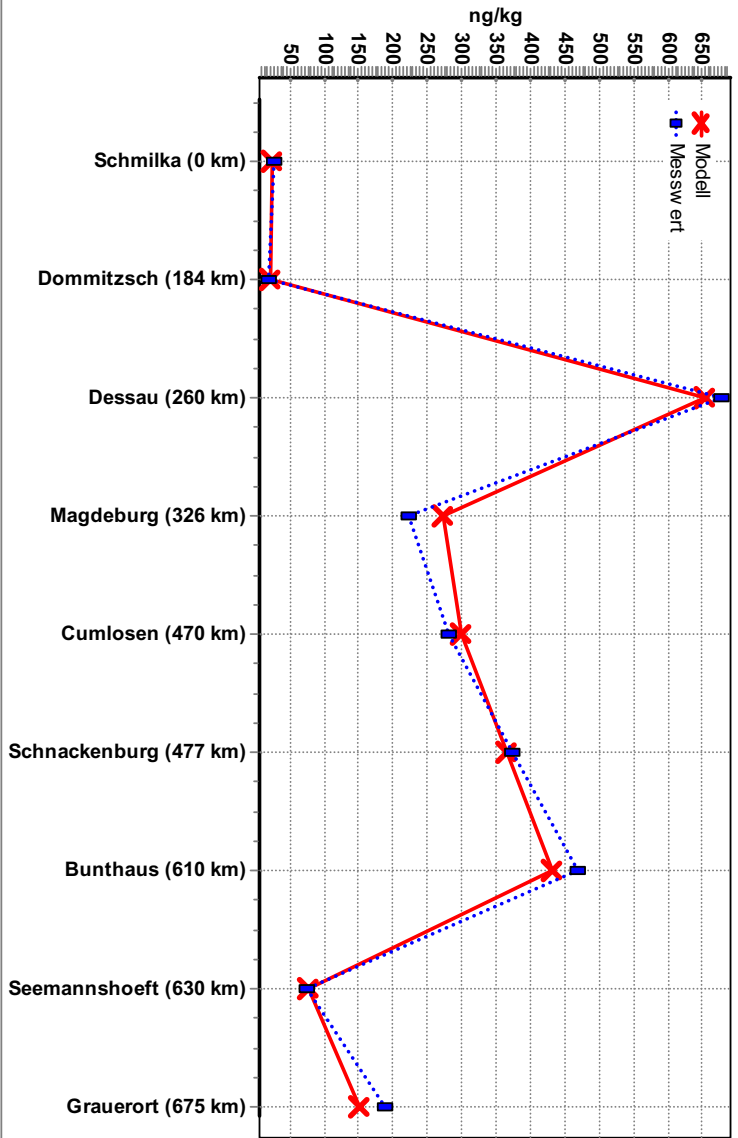
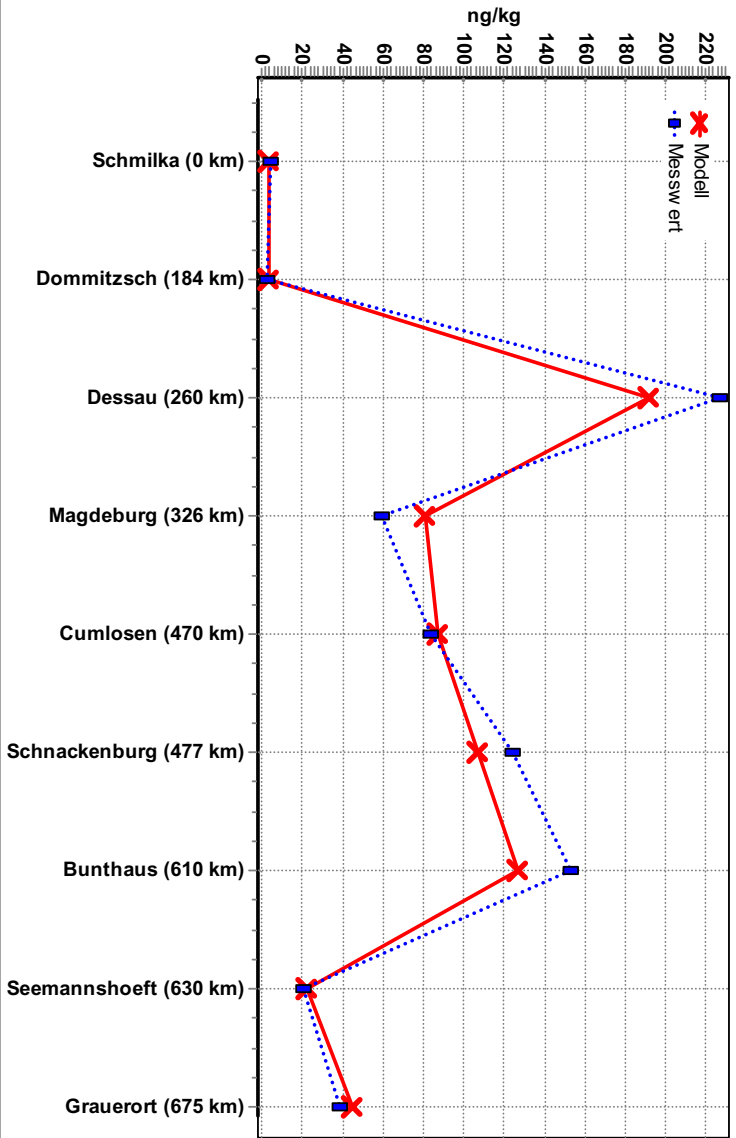




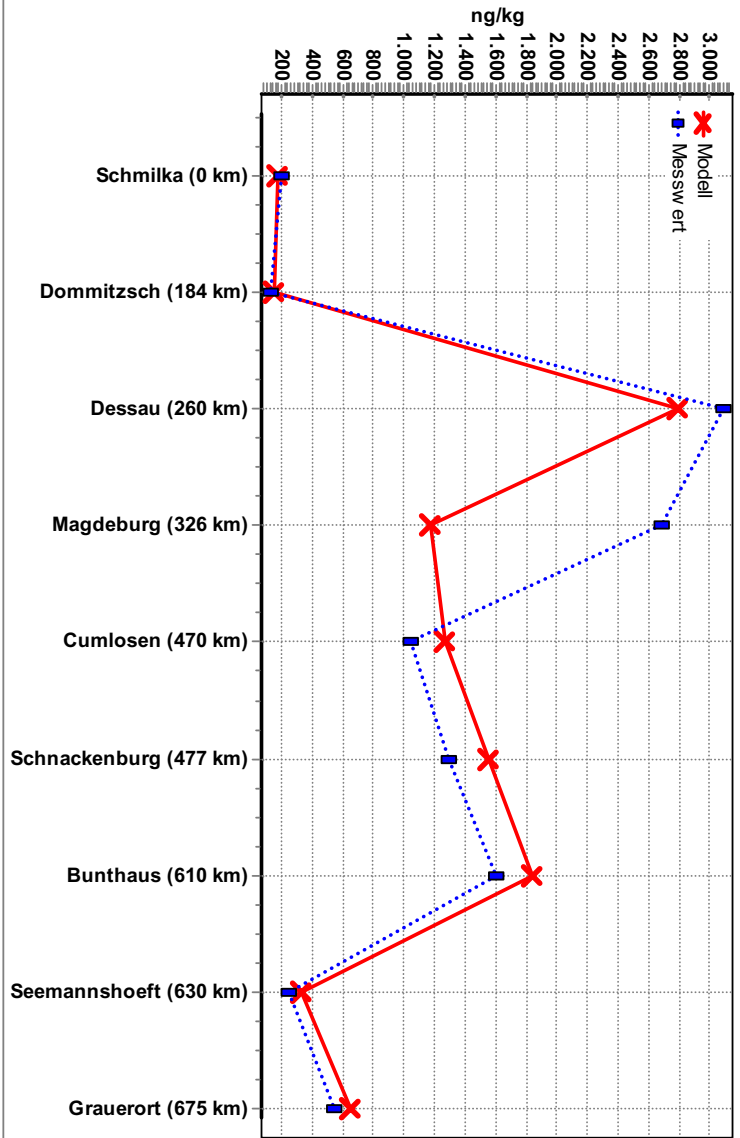








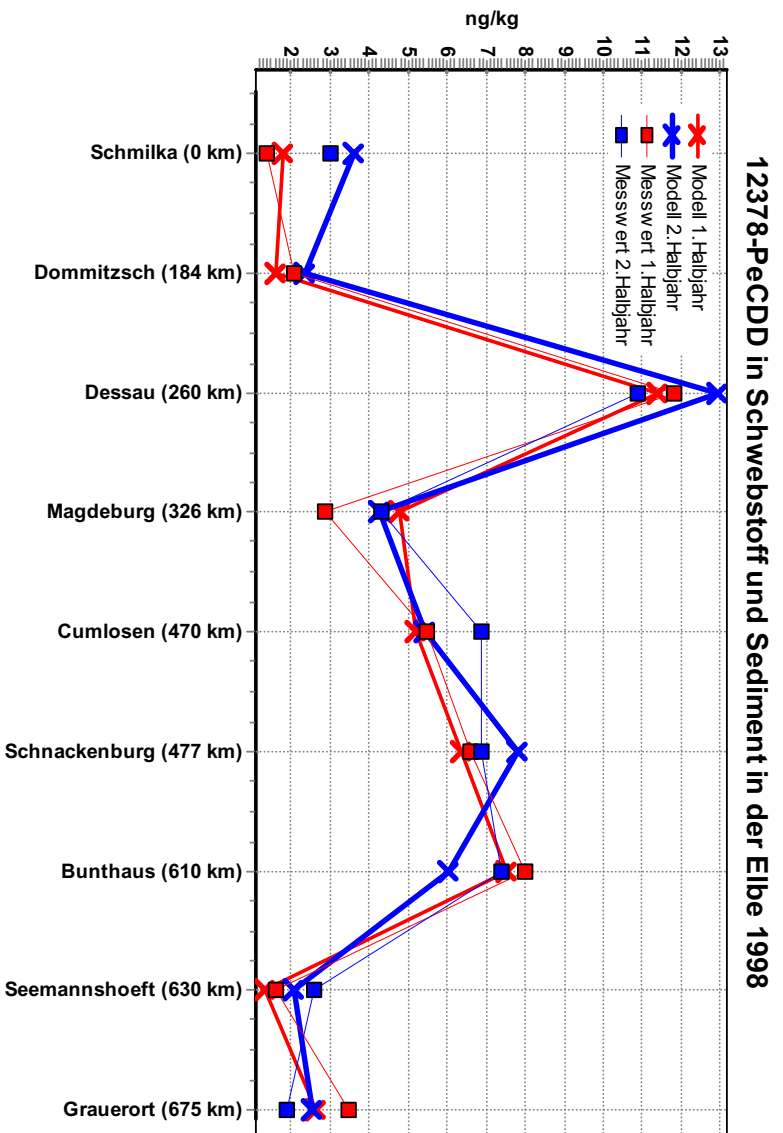
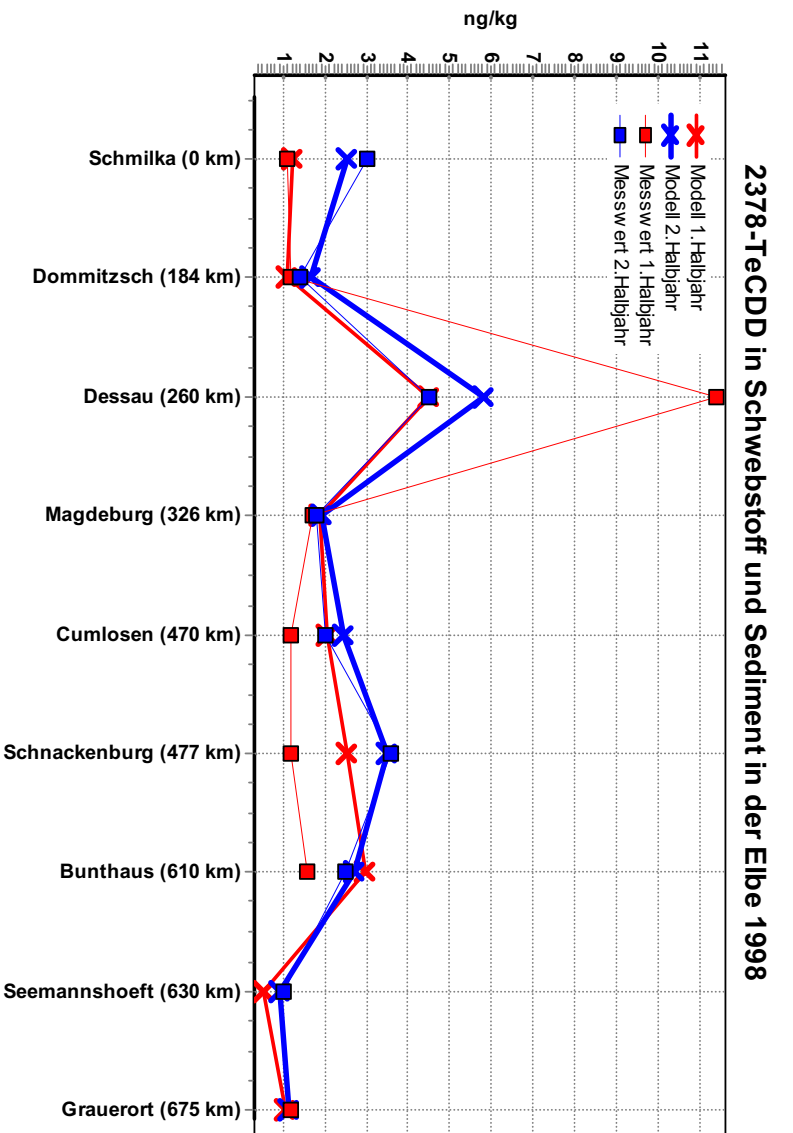
# OCDF in Schwebstoff und Sediment in der Elbe 1995

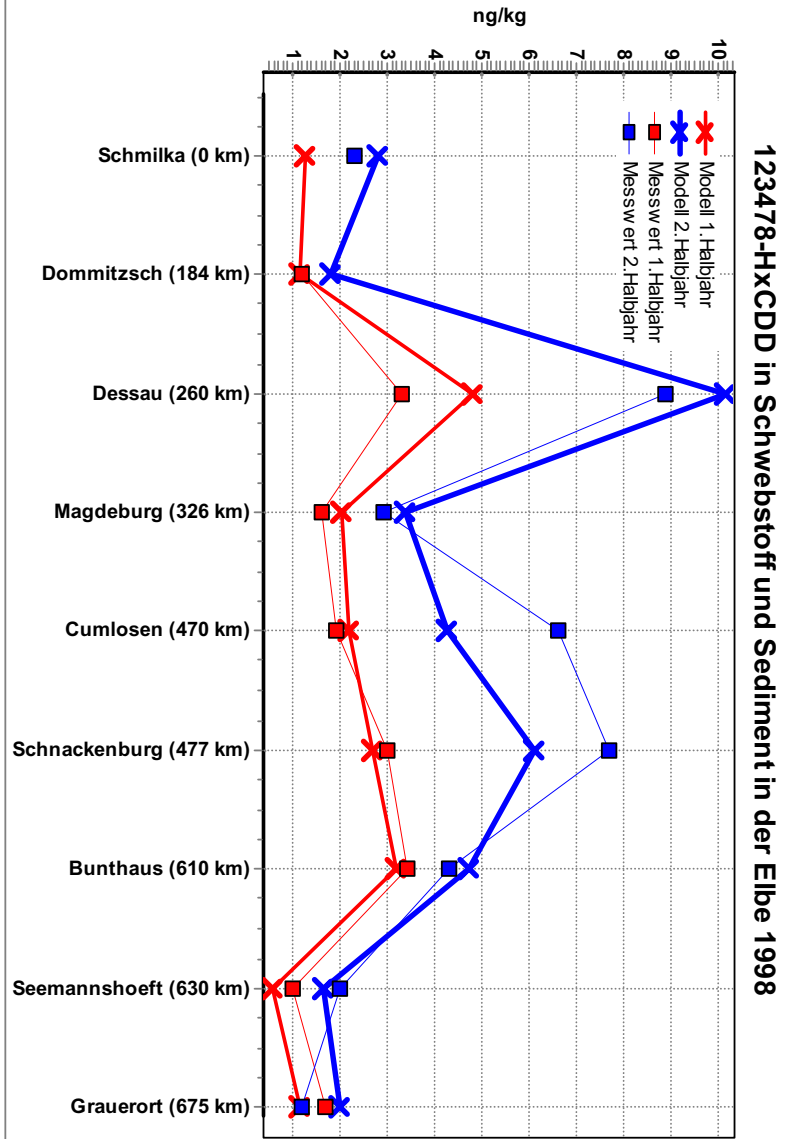
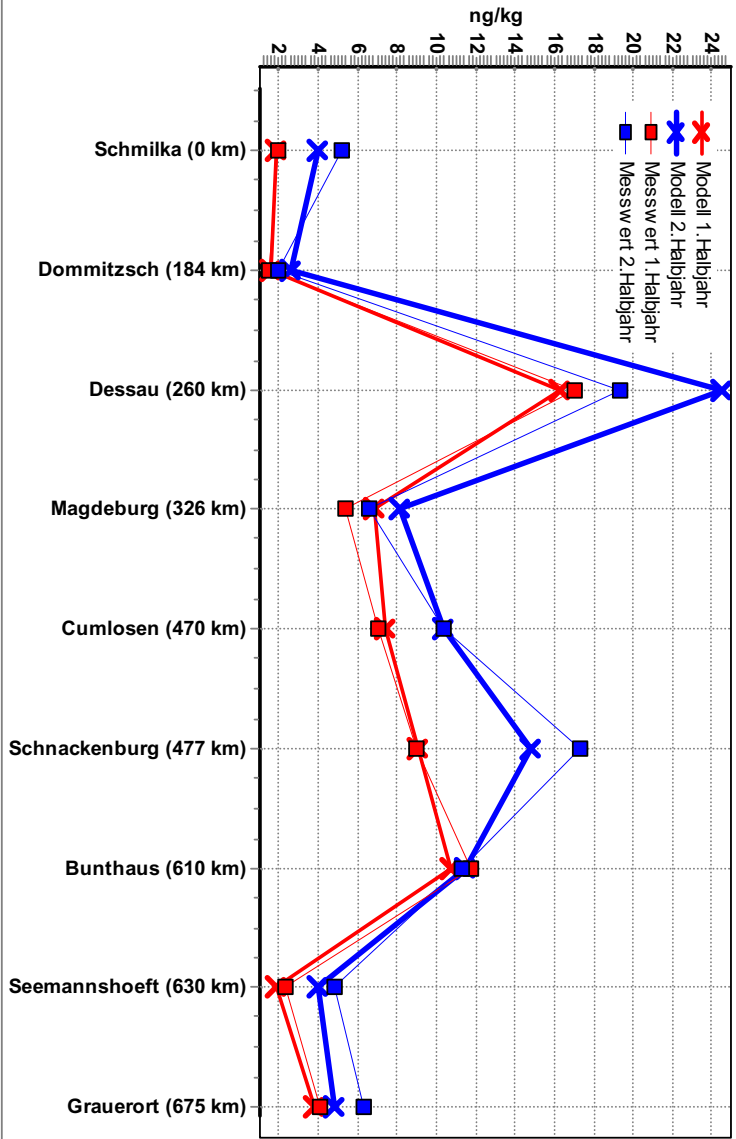


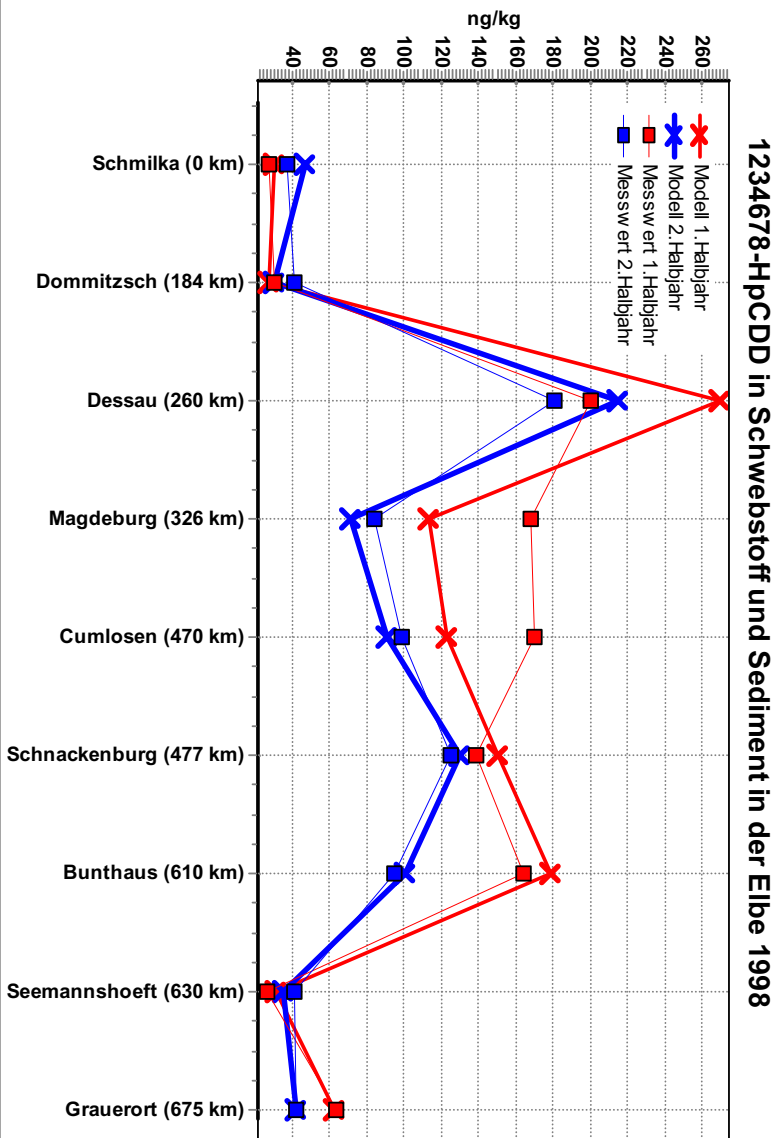
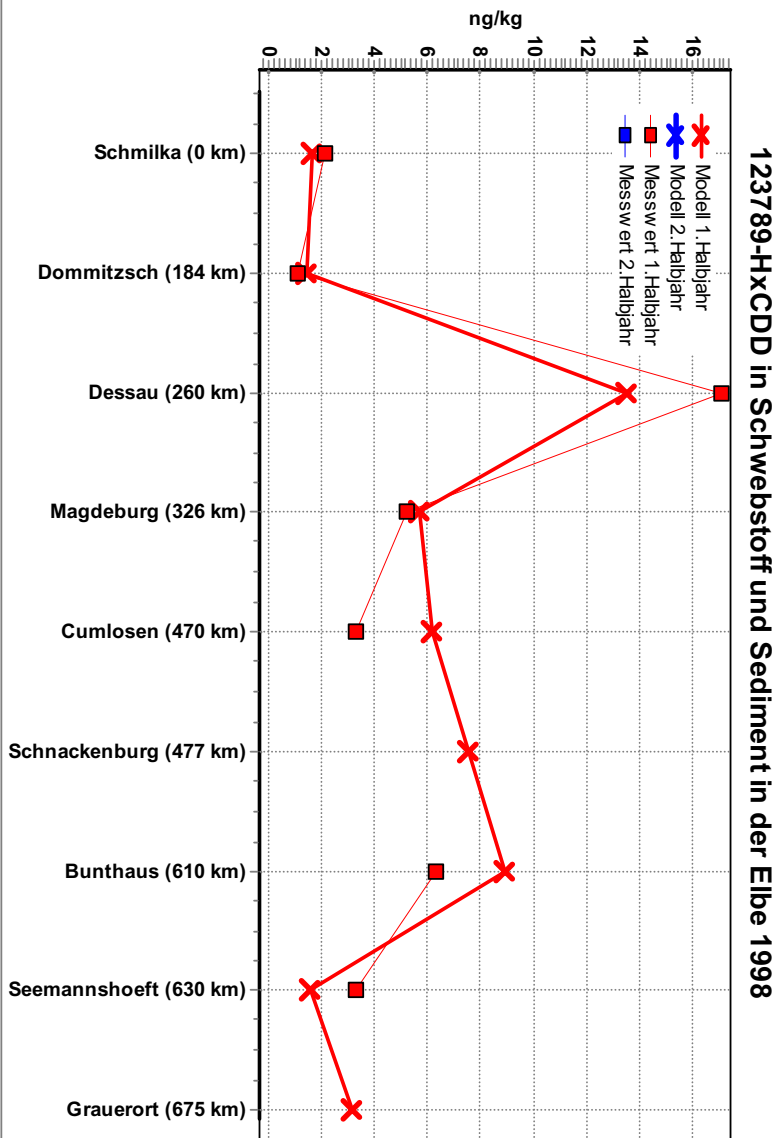


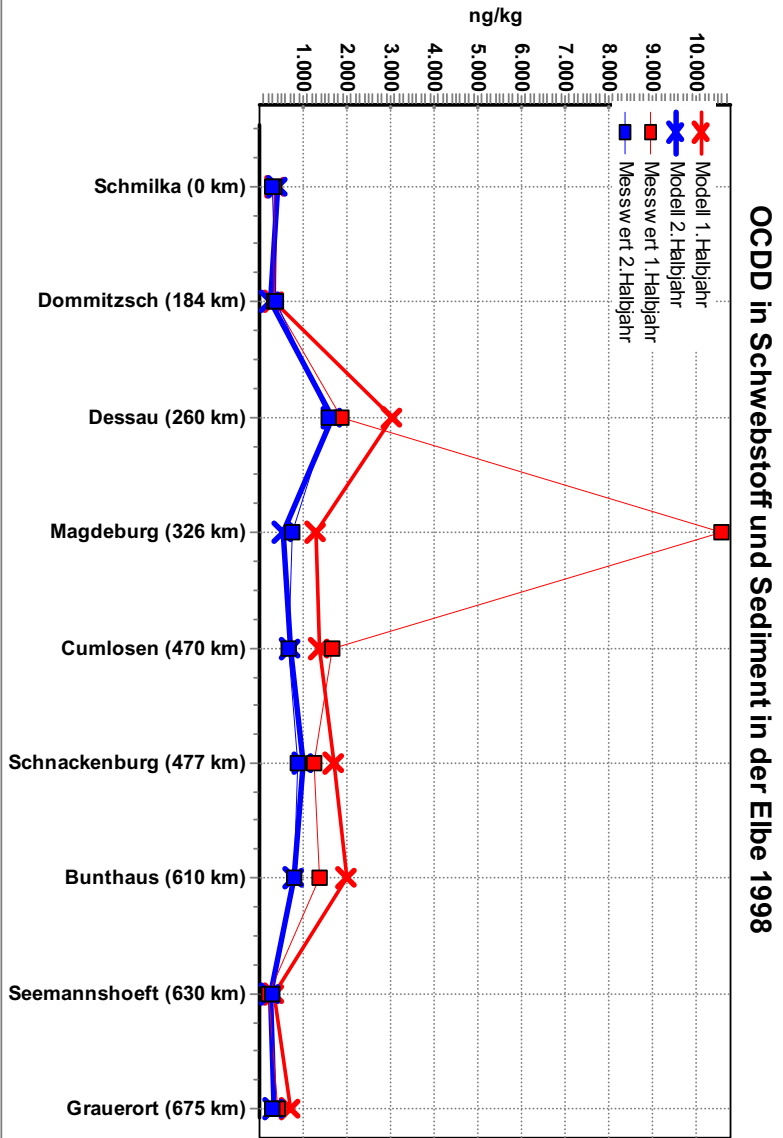
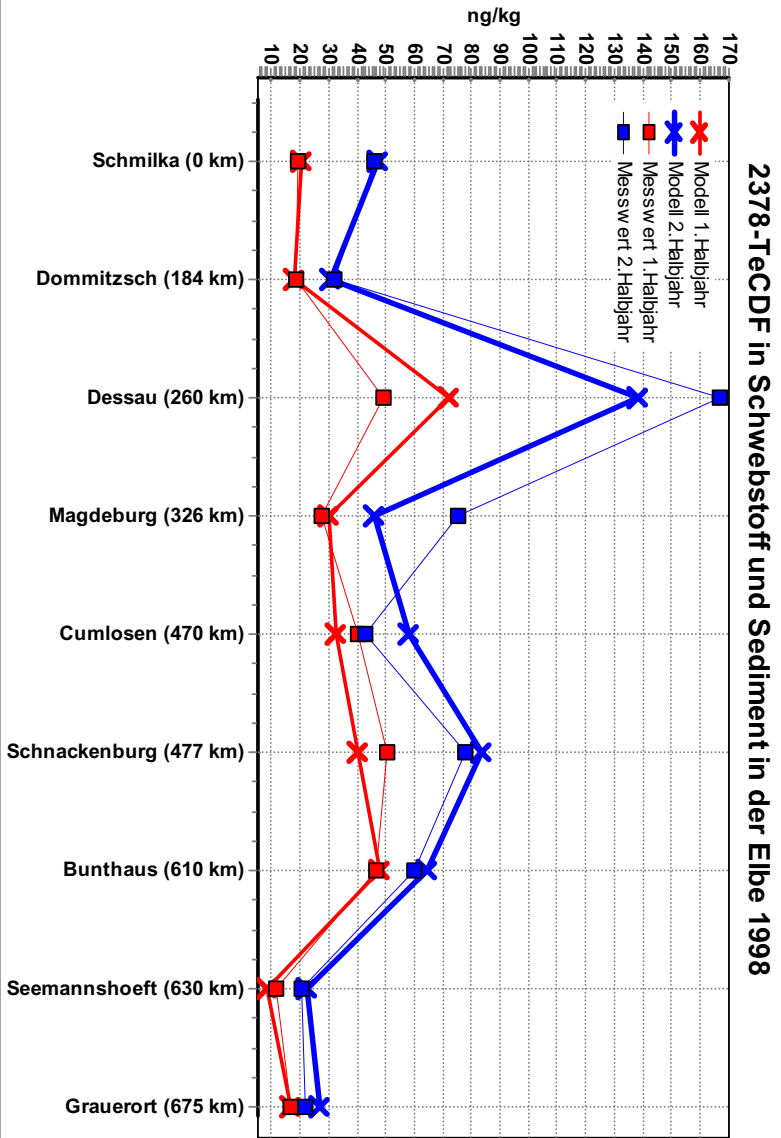
## Anhang B:

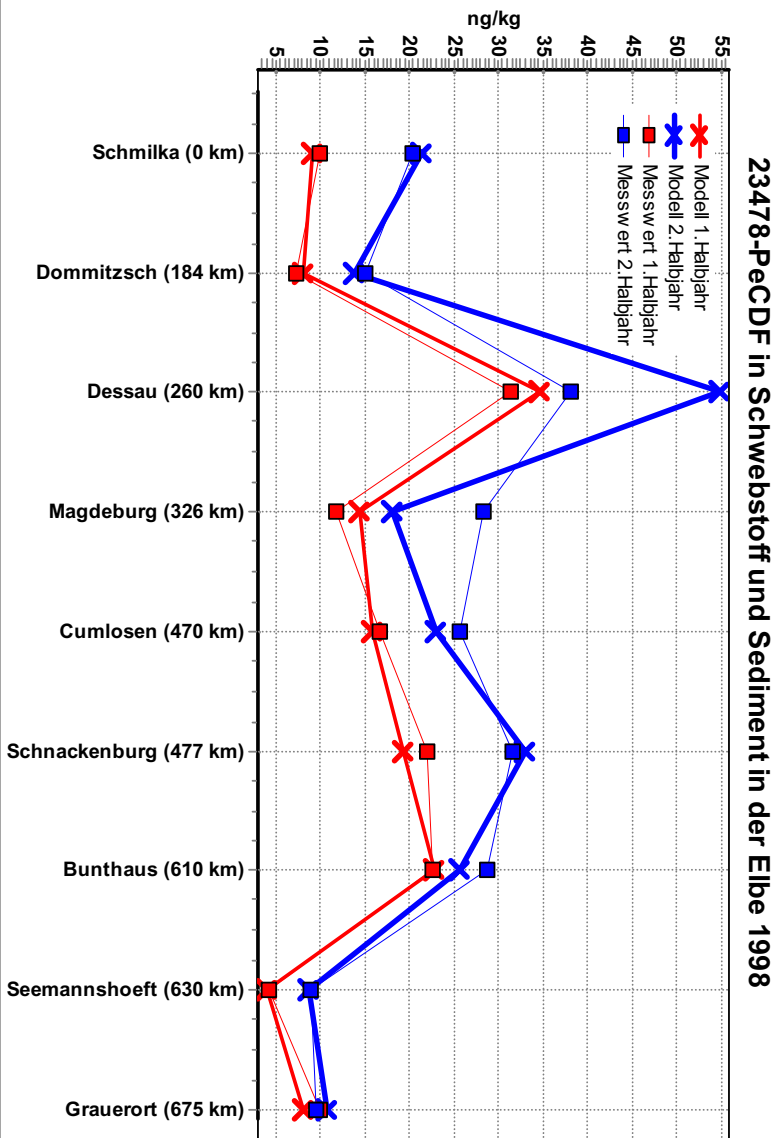
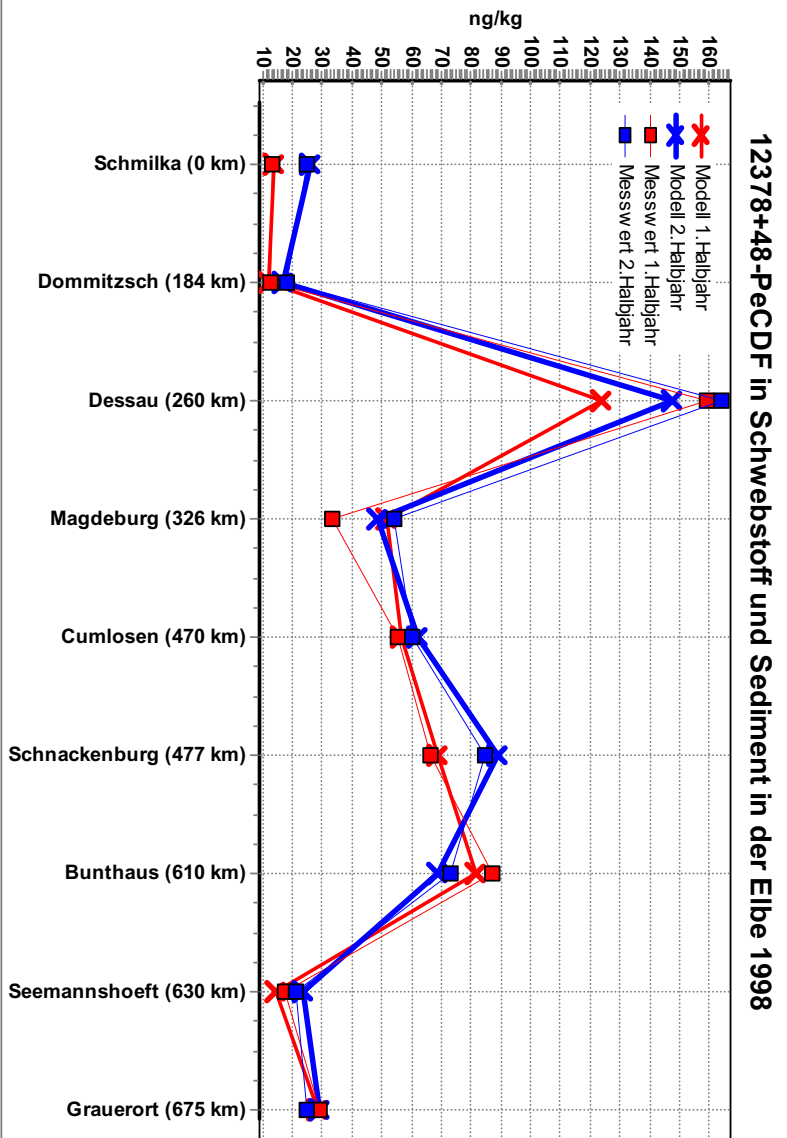
### Gegenüberstellung von Modell und Messwerten für Sediment und Schwebstoff 1998

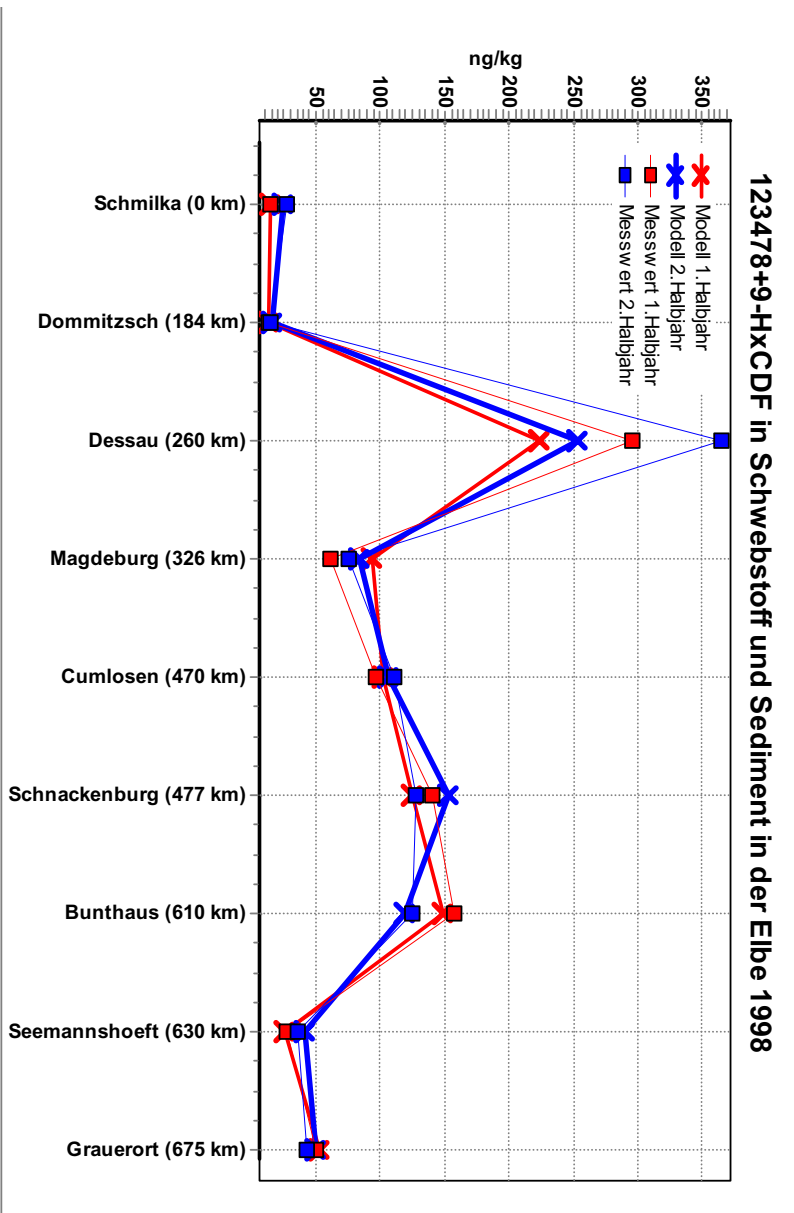
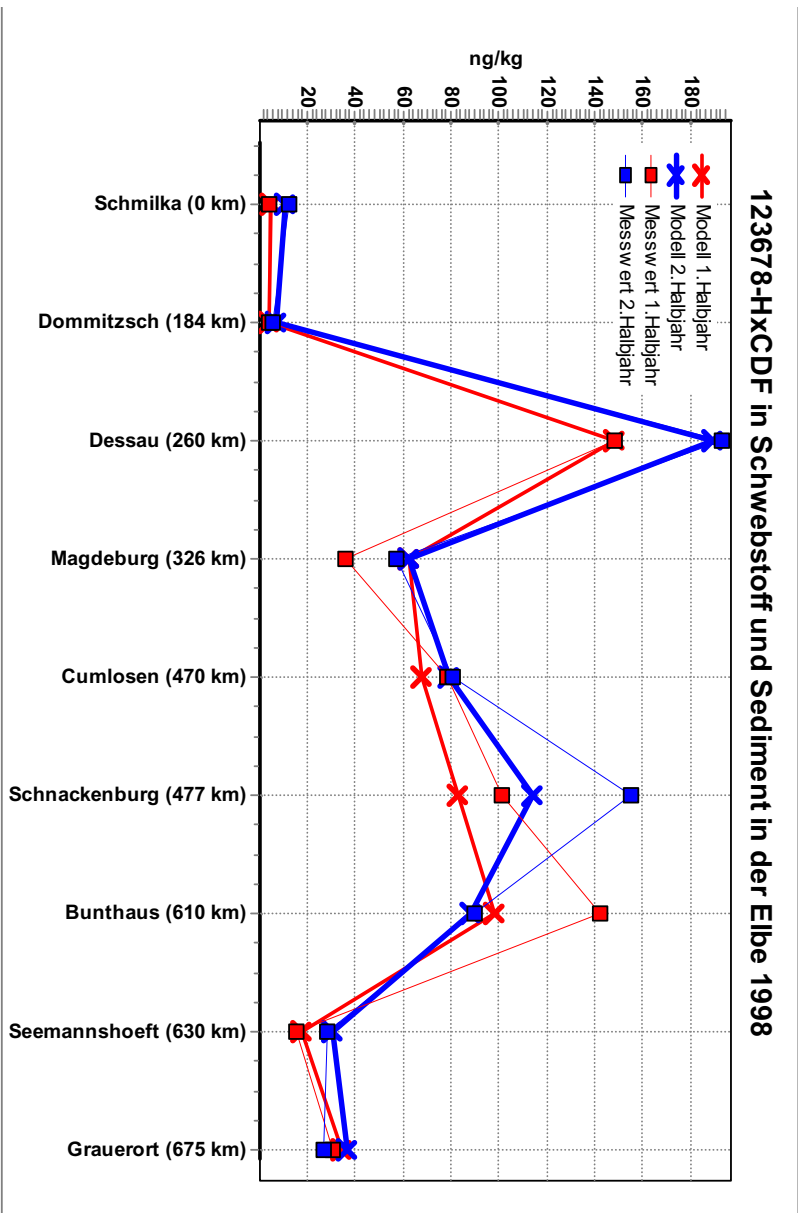


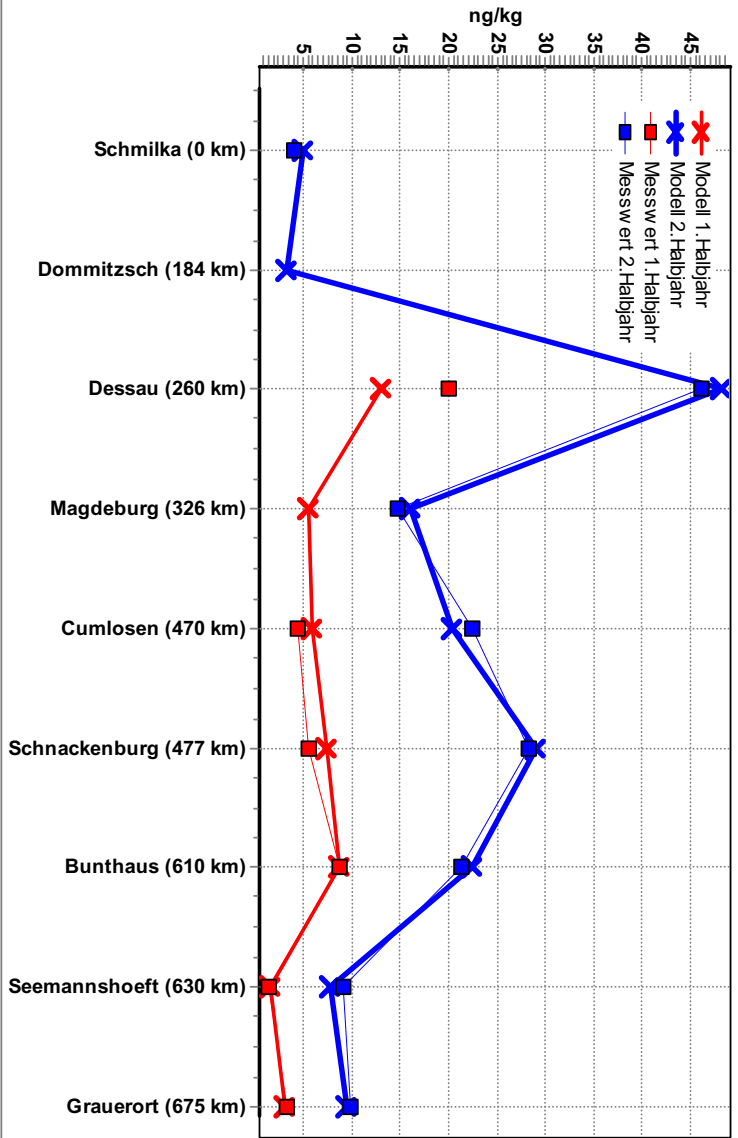
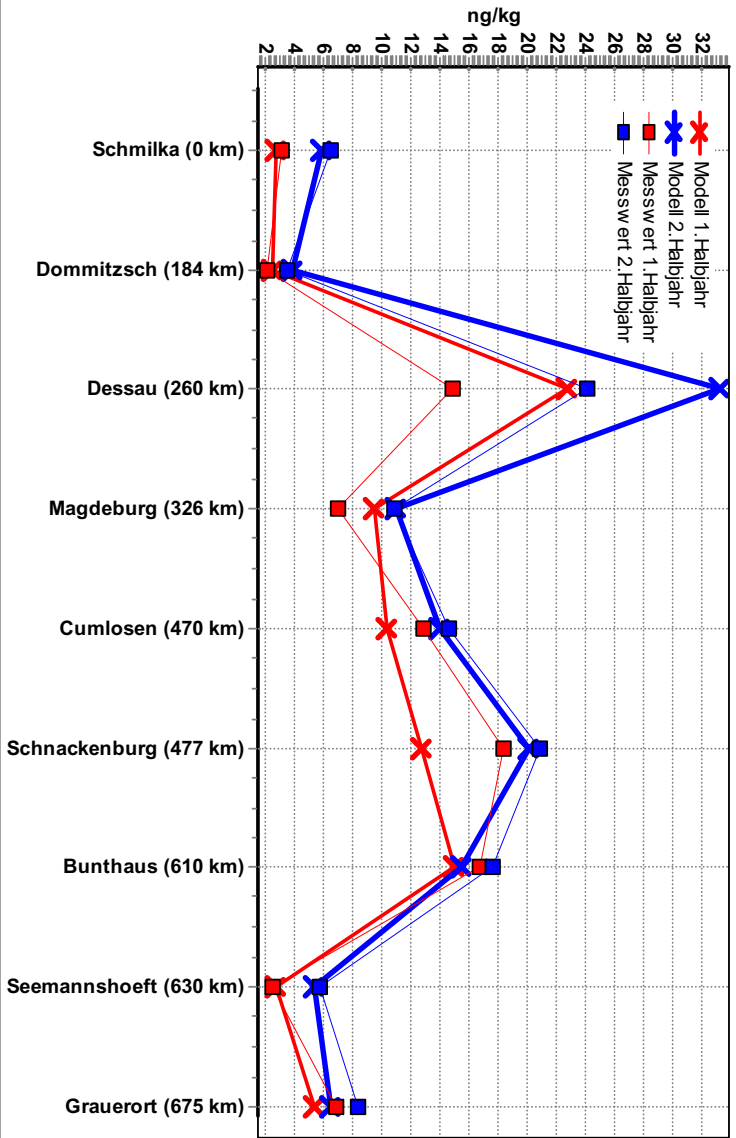


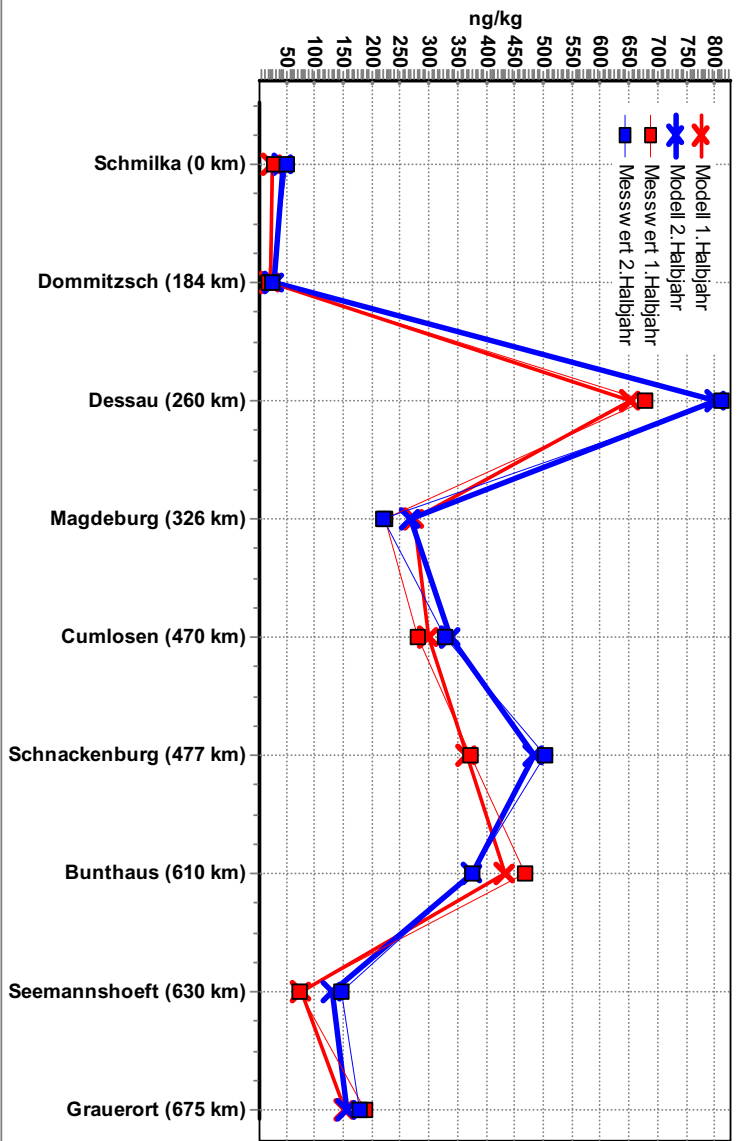
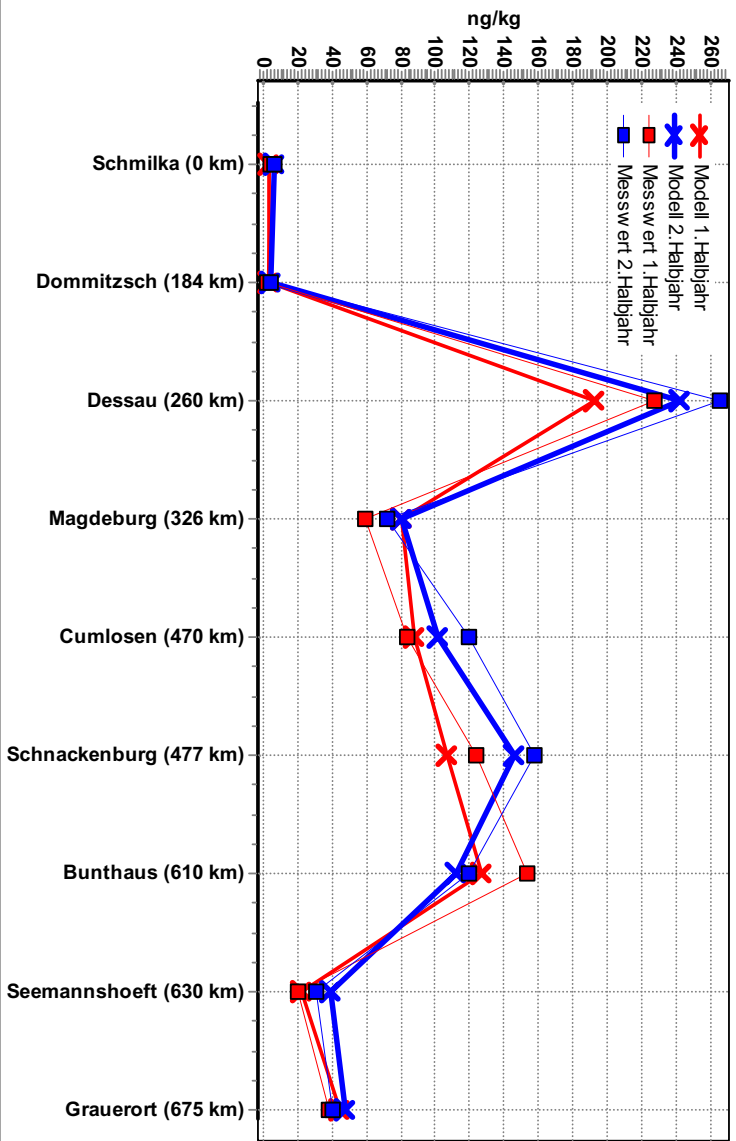














# OCDF in Schwebstoff und Sediment in der Elbe 1998

