



BUNDESAMT FÜR  
SEESCHIFFFAHRT  
UND  
HYDROGRAPHIE

# **Auswirkungen des Elbehochwassers vom Juni 2013 auf die Deutsche Bucht**

**Abschlussbericht September 2014**



# **Auswirkungen des Elbehochwassers vom Juni 2013 auf die Deutsche Bucht**

**Abschlussbericht September 2014**

Bearbeiter:

S. Weigelt-Krenz

N. Theobald

S. Schmolke

H. Klein

A. Schulz

F. Janssen

M. Scharfe (Biologische Anstalt Helgoland, AWI)

N. Michel (Thünen-Institut für Fischereiökologie)

**Berichte des**

**Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie**

**Nr. 52/2014**

In der Reihe „Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie“ werden Themen mit Dokumentationscharakter aus allen Bereichen des BSH veröffentlicht. Durch die Publikation nimmt das BSH zu den Inhalten der Beiträge keine Stellung. Die Veröffentlichungen in dieser Berichtsreihe erscheinen nach Bedarf.

Der Bericht: *„Auswirkungen des Elbehochwassers vom Juni 2013 auf die Deutsche Bucht“*  
im Internet:

[www.bsh.de](http://www.bsh.de) (Menü: Produkte → Bücher → Berichte des BSH)

© Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)

Hamburg und Rostock 2014

[www.bsh.de](http://www.bsh.de)

ISSN-Nr. 0946-6010

Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil dieses Werkes darf ohne ausdrückliche schriftliche Genehmigung des BSH reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden.

## Vorwort

Sind unsere Meere in einem guten Zustand? Haben Extremereignisse wie das zurückliegende Elbe-Hochwasser im Jahr 2013 einen Einfluss darauf? Fragen, die uns seit Jahrzehnten beschäftigen und die spätestens im Jahr 2020 konkret beantwortet werden müssen. Dann endet der erste Bewertungszyklus der EU Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Die europäischen Mitgliedsstaaten werden den Zustand ihrer Meere bewerten und es wird sich zeigen, ob die geschaffenen Maßnahmen zum Schutz der Meere ausreichend sind.



Ein Teilaspekt dabei wird die stoffliche Belastung der Meeresumwelt sein. Vor allem in den Küstenmeeren, aber auch bis weit in die Nord- und Ostsee hinaus werden in Wasser, Schwebstoff und Sediment Schad- und Nährstoffe gemessen, die durch Industrie, Landwirtschaft und Verkehr frei gesetzt werden und über die Flüsse und Atmosphäre in die Meeresumwelt gelangen. Einige dieser Stoffe sind giftig oder erbgutverändernd und reichern sich in der Umwelt an, andere sind nach heutiger Einschätzung harmlos. Wir kennen inzwischen viele dieser Verbindungen, aber nicht alle, zumal durch die Industrie ständig neue Verbindungen entwickelt werden. Durch unsere jahrzehntelangen Messreihen wissen wir, wie sich viele Stoffe ausbreiten, ob die Belastung zunimmt oder ob politische Maßnahmen zum Schutz der Umwelt erfolgreich sind und die Belastung zurückgeht.

Schadstoffbelastete Schwebstoffe, die mit dem abfließenden Wasser transportiert werden, sedimentieren in Flüssen und Flussauen und werden manchmal Jahrzehnte dort abgelagert. Erst Extremereignisse wie das Elbehochwasser mischen diese „stillen Speicher“ auf. Die Stoffe werden remobilisiert und den Flusslauf entlang transportiert, zum Teil bis ins Meer. Schon bei dem Elbehochwasser im Jahr 2002 beobachteten wir, dass Nebenprodukte aus der Herstellung von Pestiziden, die schon seit Jahrzehnten nicht mehr im Einsatz sind, mit der Flutwelle in die Deutsche Bucht gelangten. Grund genug, auch bei dem jüngst zurückliegenden Hochwasser der Elbe im Juni 2013 genau hinzuschauen.

Das auf die Überwachung der stofflichen Belastung unserer Meere hoch spezialisierte chemisch-analytische Labor des BSH und die messenden und modellierenden Sachgebiete der Ozeanographie führten begleitend zum Hochwasser umweltchemische und physikalische Untersuchungen durch. Erste Ergebnisse veröffentlichte das BSH bereits Anfang 2014 in einem Zwischenbericht. Mit dem nun vorliegenden Abschlussbericht werden die durchgeführten Untersuchungen umfassend dokumentiert und die Einzelergebnisse zu stofflichen Belastungen, physikalischen Untersuchungen und Ausbreitungsmodellrechnungen integriert und bewertet.

Stoffliche Wirkungsschwellen wurden in der Deutschen Bucht nicht überschritten. Heute wissen wir durch unsere Untersuchungen, dass diesmal die hochwasserbedingte zusätzliche stoffliche Belastung der Nordsee überschaubar blieb.

Monika Breuch-Moritz

Präsidentin des  
Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie



## **Inhaltsverzeichnis**

- 1 Zusammenfassung**
- 2 Einleitung und Hintergrund**
- 3 Untersuchungsprogramm**
- 4 Ergebnisse**
  - 4.1 Salzgehaltsverteilung in der Deutschen Bucht**
  - 4.2 Nährstoffe**
    - 4.2.1 Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Frachten in der Elbe
    - 4.2.2 Konzentrationsverteilung in der Deutschen Bucht
    - 4.2.3 Diskussion und Bewertung
  - 4.3 Metalle**
    - 4.3.1 Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Frachten in der Elbe
    - 4.3.2 Konzentrationsverteilung in der Deutschen Bucht
    - 4.3.3 Diskussion und Bewertung
  - 4.4 Organische Schadstoffe**
    - 4.4.1 Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Frachten in der Elbe
    - 4.4.2 Konzentrationsverteilung in der Deutschen Bucht
    - 4.4.3 Diskussion und Bewertung
- 5 Effektorientiertes Monitoring – Detektion toxisch wirkender Substanzen mit Leuchtbakterien**
- 6 Numerische Ausbreitungsrechnungen des Elbehochwassers**
- 7 Gesamtbewertung**
- 8 Danksagung**
- 9 Literatur**



*Elbfahrwasser in Höhe Hamburg, St. Pauli*



## 1 Zusammenfassung

Während des Hochwassers der Elbe im Sommer 2013 und danach hat das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie ein Sonderuntersuchungsprogramm durchgeführt, bei dem ab Mitte Juni in Hamburg Elbe-Wasserproben entnommen und deren Gehalte an Nährstoffen, Metallen und organischen Schadstoffen untersucht wurden. Ziel war es, die durch extreme Abflüsse und Überflutungen zusätzlich mobilisierte Kontaminationen der Elbe abzuschätzen, um so frühzeitig eine Information über eine potentielle Gefährdung der Wasserqualität in der inneren Deutschen Bucht abzuleiten. Hier wurden Sonderuntersuchungen jeweils im Juli, August und September 2013 durchgeführt. Ergänzt wurden die BSH-Aufnahmen mit den zu dieser Zeit durchgeführten Schnittfahrten der Biologischen Anstalt Helgoland, Alfred Wegener Institut.

Die Ausbreitung des Elbehochwassers in der Deutschen Bucht lässt sich primär durch die Verteilung der geringeren Salzgehalte an den Monitoringstationen erhalten. Es zeichnete sich eine deutliche Zunge salzarmen Wassers ab, die sich infolge des erhöhten Süßwassereintrags der Elbe in Richtung Helgoland in die Deutsche Bucht vorschob.

Mit der Hochwasserwelle wurden in der Elbe sowohl ansteigende als auch gleichbleibende oder abnehmende Schad- und Nährstoff-Konzentrationen beobachtet. Durch die großen Wassermengen wurden jedoch stets höhere oder gleichbleibende Frachten transportiert. So stiegen die Nitratfrachten während des Hochwasserscheitels durch Auswaschungen aus überschwemmten Bereichen des Elbeeinzugsgebietes um das Zehnfache, die Phosphatfrachten um das Siebenfache und die Silikatfrachten durch verstärkte Erosion kurzzeitig um das 60-fache an. Organische Schadstoffe, wie  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH (technische Nebenprodukte bei der Herstellung von Lindan) und die Herbizide (Unkrautvernichtungsmittel) Terbutylazin, Bentazon, Metolachlor zeigten stark erhöhte Frachten (bis Faktor 430), da sie aus überfluteten Flächen freigesetzt bzw. im Frühjahr erst eingesetzt wurden. Gleichbleibende Konzentrationen wurden z.B. bei dem Herbizid Atrazin, bei polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und bei polychlorierten Biphenylen (PCB) beobachtet, während Pharmazeutika und das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol durch die Hochwasserwelle verdünnt wurden. Dieselöl oder andere Mineralölbestandteile wurden nicht in erhöhten Konzentrationen nachgewiesen.

Da ein Großteil der Schadstoffe über die Elbe in die Deutsche Bucht gelangte, wurden die Auswirkungen des Elbehochwassers auf die Deutsche Bucht im Rahmen einer Monitoring-Sonderfahrt untersucht. Sowohl die Messungen im Juli als auch die begleitend durchgeführten numerischen Ausbreitungsrechnungen zeigten einen Anstieg gegenüber den erwarteten Schad- und Nährstoffkonzentrationen. Allerdings war dieser mit einer Konzentrationssteigerung um den Faktor 1,5 bis 10 im Vergleich zu den Konzentrationen der Vorjahre relativ gering. Auch die Verteilungen von Kupfer, Zink und Nickel in der Deutschen Bucht ließen im Vergleich zum Vorjahr keine signifikanten Anomalien erkennen. Akute ökologische Auswirkungen waren durch hochwasserbedingte Einträge nicht zu erwarten.

Neben der rein chemischen Analytik wurden die bei Wittenbergen genommenen Wasserproben auch auf toxikologische Effekte untersucht. Die Ergebnisse geben Hinweise darauf, dass es in der Elbe während der Hochwassersituation zu einem Konzentrationsanstieg einiger toxisch wirkender Substanzen kam.

Eine in wesentlichen Teilen gute Übereinstimmung zeigten die Ausbreitungssimulationen aus Modellrechnungen mit den Messergebnissen für  $\beta$ -HCH und Terbutylazin, was den

gewählten Modellierungsansatz für konservative Stoffe grundsätzlich bestätigte und das Potential, diesen zukünftig verstärkt für prognostische Verteilungen zu verwenden, aufzeigt.

## 2 Einleitung und Hintergrund

Ende Mai und insbesondere im Juni 2013 traten in den deutschen Flussgebieten starke Hochwasserereignisse auf, verursacht durch ergiebige Regenfälle, die durch die zu dieser Zeit vorherrschende ungewöhnliche Wetterlage („Tief Mitteleuropa“) ausgelöst wurden. Der Deutsche Wetterdienst berechnete, dass in den vier entscheidenden Tagen (30.5.-2.6.2013) knapp 23 Billionen Liter Wasser mit einem Spitzenwert von 400 L/m<sup>2</sup> in Aschau-Stein/Bayern akkumulierter Regenmenge innerhalb von 94 h auf Deutschland gefallen sind [1].

Schon in den Wochen vor dem Hochwasser erhielten viele Gebiete in Deutschland die doppelte Menge des durchschnittlichen Monatsniederschlags. In einem weiten Bogen von Schleswig-Holstein im Norden bis Bayern im Süden erreichten die Gesamtniederschläge 250% der langjährigen Durchschnittswerte. Der Boden war an Wasser übersättigt – im Mai wies rund 40% der Fläche Deutschlands Werte für die Bodensättigung auf, wie sie seit Messbeginn 1962 noch nie festgestellt wurden [2]. Diese großen Niederschlagsmengen (Abbildung 1) führten zu einem sprunghaften Anschwellen der Abflussraten der Flüsse und erheblichen Überflutungen großer Bereiche in den umliegenden Einflussgebieten von Donau und Elbe [3].

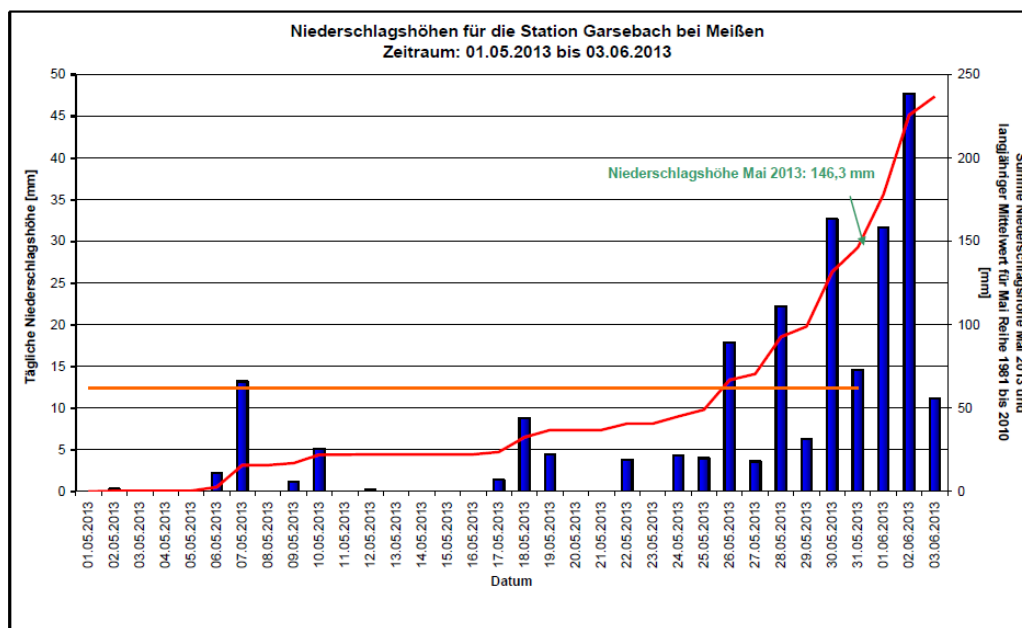


Abbildung 1 Aufeinanderfolge der täglichen Niederschlagshöhen (blaue Balken) und deren kumulierte Summe (rote Linie) mit Angabe des Niederschlagssolls im Monat Mai (orange Linie) am Beispiel der Station Garsebach bei Meißen (01.05. bis 03.06.2013) [1].

In Abbildung 2 sind die täglichen Abflusssummen an der Messstelle Neu Darchau für die Jahre 2002 und 2013 dargestellt. Während das Maximum zur Zeit des Elbehochwassers im August 2002 ca. 3400 m<sup>3</sup>/s betrug, wurde im Juni 2013 bei Neu Darchau eine Abflusssumme von 4250 m<sup>3</sup>/s erreicht.

Der Verlauf der Salzgehalts-Tagesmittelwerte (TMW) am Elbe-km 724 (schwarze Linie) und Elbe-km 732 (grüne Linie) und die werktäglichen Werte des Salzgehalts vor Helgoland (blaue Linie) spiegeln den Zusammenhang zwischen erhöhten Abflussraten und zurückgehenden Salzgehalten bei Helgoland wieder. Durch die stark erhöhten Abflüsse

gelangten große Mengen an Süßwasser in die Deutsche Bucht, die sich auf Grund der ruhigen Wetterlage nur langsam Richtung Helgoland ausbreiteten.

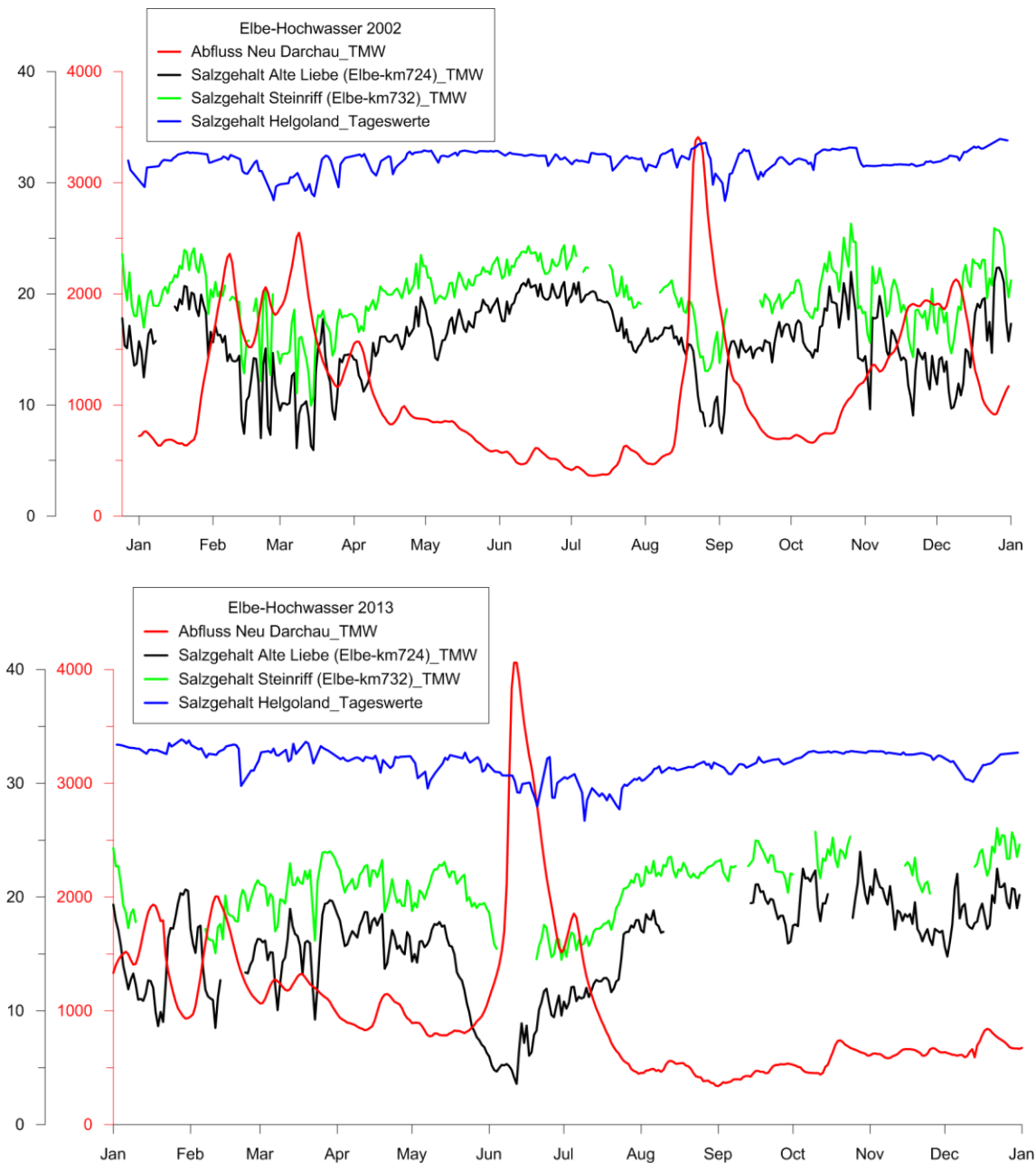


Abbildung 2: Elbe-Abfluss bei Neu Darchau [ $\text{m}^3/\text{s}$ ] und Salzgehalt in den Jahren 2002 und 2013 (TMW-Tagesmittelwerte).

### 3 Untersuchungsprogramm

Die Überflutung großer Flächen ist verbunden mit der Gefahr, dass verstärkt für die Umwelt problematische Stoffe aus umweltbelasteten Flächen in den Fluss überführt und damit aus dem Boden freigesetzt werden. Um belastbare Aussagen über die Auswirkungen des Elbehochwassers in der Deutschen Bucht zu erhalten, führte das BSH ein Sondermessprogramm durch. In dem vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse dieses Programms zusammenfassend dargestellt, mit Ergebnissen der BAH-Schnittfahrten (BAH: Biologische Anstalt Helgoland des Alfred-Wegener-Instituts) ergänzt und diskutiert. Soweit möglich wird ein Vergleich zu dem August-Hochwasser 2002 gezogen.

Das BSH-Sonderprogramm wurde am 10.6.2013 begonnen, bevor der Scheitelpunkt des Hochwassers Hamburg erreichte und bis 8.7.2013 (Parameter Nährstoffe und Spurenmetalle) bzw. Anfang August 2013 (Parameter organische Schadstoffe) fortgesetzt. Zu Beginn wurden im Abstand von zwei Tagen Wasserproben aus der Elbe in Hamburg (Wittenbergen) entnommen und auf Nährstoffe, toxische Metalle und organische Schadstoffe untersucht. Ab Mitte Juli wurde der Beprobungsabstand auf eine Woche verlängert.



*Abbildung 3: Beprobungsstelle Hamburg, Wittenbergen*

Darüber hinaus wurde Anfang Juli (9.7. bis 11.7.2013) eine Sonderfahrt in die innere Deutsche Bucht durchgeführt, bei der im Elbe-Ästuar und in den vom Elbewasser beeinflussten Küstengebieten Beprobungen durchgeführt wurden, um die unmittelbaren Auswirkungen der großen Süßwassermassen zu dokumentieren. Diese wurden mit ähnlichen Überwachungsfahrten im Mai/Juni verglichen – also vor dem Flutereignis. Ferner fanden Anfang August und Anfang September weitere Beprobungen in der Deutschen Bucht statt, um die mittelfristigen Auswirkungen auf die Konzentrationsverteilungen der untersuchten Stoffe zu verfolgen.

Das Bild der Auswirkungen des Elbehochwassers auf die innere Deutschen Bucht wird ergänzt durch Messungen der Biologischen Anstalt Helgoland (BAH) des Alfred-Wegener-Institutes für Polar- und Meeresforschung (AWI). Zur Analyse wurden Daten von in monatlichem Abstand mit dem Forschungskutter *Uthörn* durchgeführten Messfahrten, ergänzt durch eine Sonderfahrt am 18. Juni 2013, verwendet. Der Zeitpunkt der Sonderfahrt wurde unter Zuhilfenahme einer am BSH durchgeführten Simulation des Flutberges des Elbehochwassers (Scheitel am 11./12.6. an der Staustufe Geesthacht) gewählt. Die von der BAH beprobten Stationen (Elbe-Transekt, Eider-Transekt) zeigt Abbildung 4.

Neben den Messungen wurden parallel auch numerische Ausbreitungsrechnungen mithilfe eines hydrodynamischen Modells der Süßwassereinträge in die Deutsche Bucht durchgeführt.

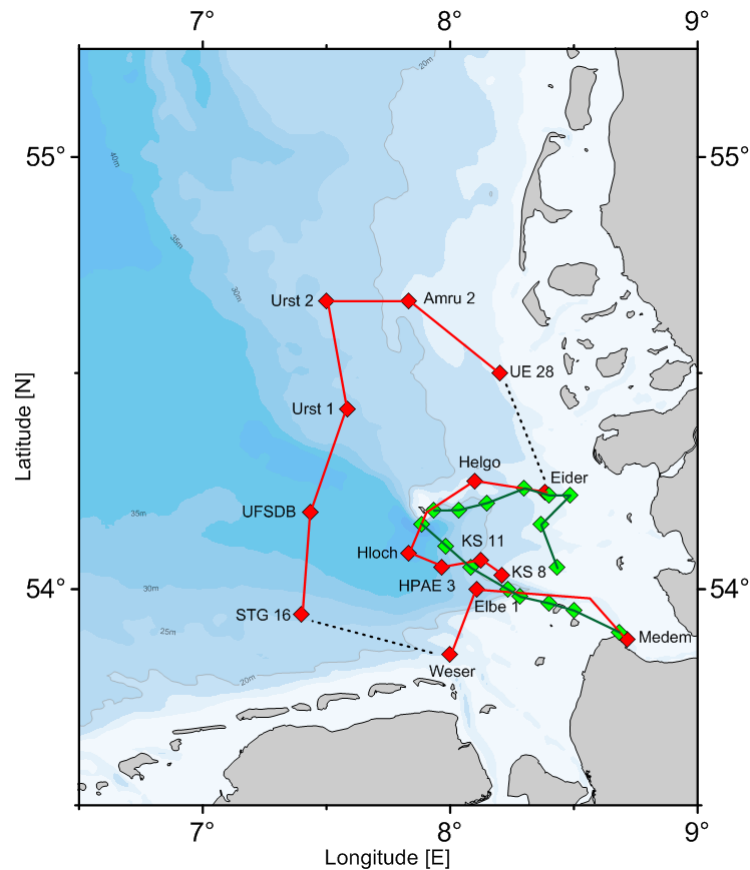


Abbildung 4: Stationsnetz und Fahrtroute der BSH-Elbehochwasser-Sonderfahrt Atair 211 vom 09.07.-11.07.2013 (rot) und der monatlichen BAH-Schnittfahrten (grün).

## 4 Ergebnisse

An ausgesuchten Stoffen wird der zeitliche Verlauf der Konzentrationen und Frachten im Elbewasser dargestellt und diskutiert, wie auch die Ergebnisse aus der Elbehochwassersonderfahrt in der Deutschen Bucht. Die Ausbreitung des Elbewassers in der Deutschen Bucht ergibt sich aus der Salzgehaltsverteilung.

### 4.1 Salzgehaltsverteilung in der Deutschen Bucht

Die zeitliche Ausbreitung des Elbewassers in die deutsche Bucht wird durch FerryBox-Aufnahmen des Helmholtz-Zentrums, Geesthacht in Abbildung 5 (persönliche Mitteilung von W. Petersen, Helmholtz-Zentrum, Geesthacht, [www.cosyna.de](http://www.cosyna.de)) auf der Fährverbindung Büsum-Helgoland vom 1. Juni 2013 bis 20. Juli 2013 dargestellt. Salzärmeres Wasser (blaue Färbung) mit höheren Wassertemperaturen aus der Elbe (gelb-rötliche Färbung) schob sich in der zweiten Junihälfte bis in die innere Deutsche Bucht vor.



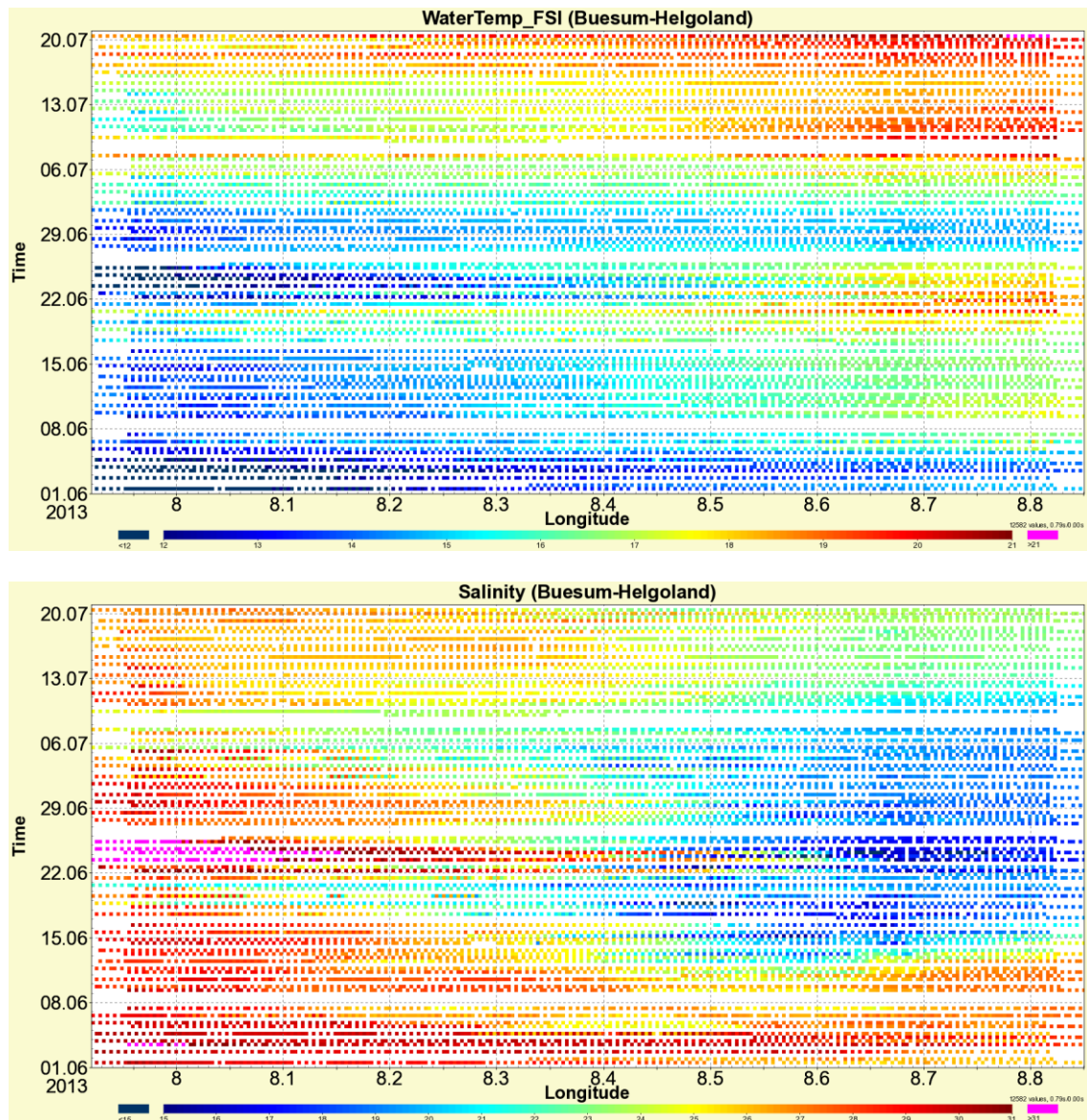


Abbildung 5: Aufnahmen der Temperaturen und Salzgehalte mit der FerryBox vom 1. Juni - 20. Juli 2013 während der Fährfahrt BÜsum-Helgoland (persönliche Mitteilung von W. Petersen, Helmholtz-Zentrum, Geesthacht, [www.cosyna.de](http://www.cosyna.de)).

Abbildung 6 zeigt die räumliche Verteilung der Salzgehalte während der vom BSH durchgeführten Monitoringfahrten im Vergleich. Das linke Bild zeigt die typische Verteilung für den Zeitraum Mai/Juni, die weitgehend den mittleren klimatologischen Verhältnissen nach Janssen et al. [7] entspricht. Das mittlere Bild in Abbildung 6 gibt die Verteilung des Salzgehalts während der BSH-Sonderfahrt (09.-11.07.2013) wieder. In der Elbmündung waren die Salzgehalte um bis zu 5 Einheiten gesunken, am äußeren Rand des Untersuchungsgebiets um bis zu 2. Es zeichnete sich deutlich eine Zunge salzarmen Wassers ab, die sich infolge des verstärkten Süßwassereintrags der Elbe in Richtung Helgoland in die Deutsche Bucht vorschob. Die Transporte in der Oberflächenschicht durch den Reststrom waren in der zweiten Maihälfte sehr variabel und wechselten im Juni häufig. Dies erhöhte die Verweilzeit des Wassers in der Deutschen Bucht. Das rechte Bild (Abbildung 6) stellt die Salzgehaltsverteilung im September 2013 in der Deutschen Bucht dar. Während von der offenen See das salzhaltigere Nordseewasser in die Deutsche Bucht drückte, wird im Elbeausstrombereich der Süßwassereintrag durch die Elbe deutlich. Die Salzgehalte normalisierten sich wieder und entsprachen den zu dieser Zeit typischen Aufzeichnungen.

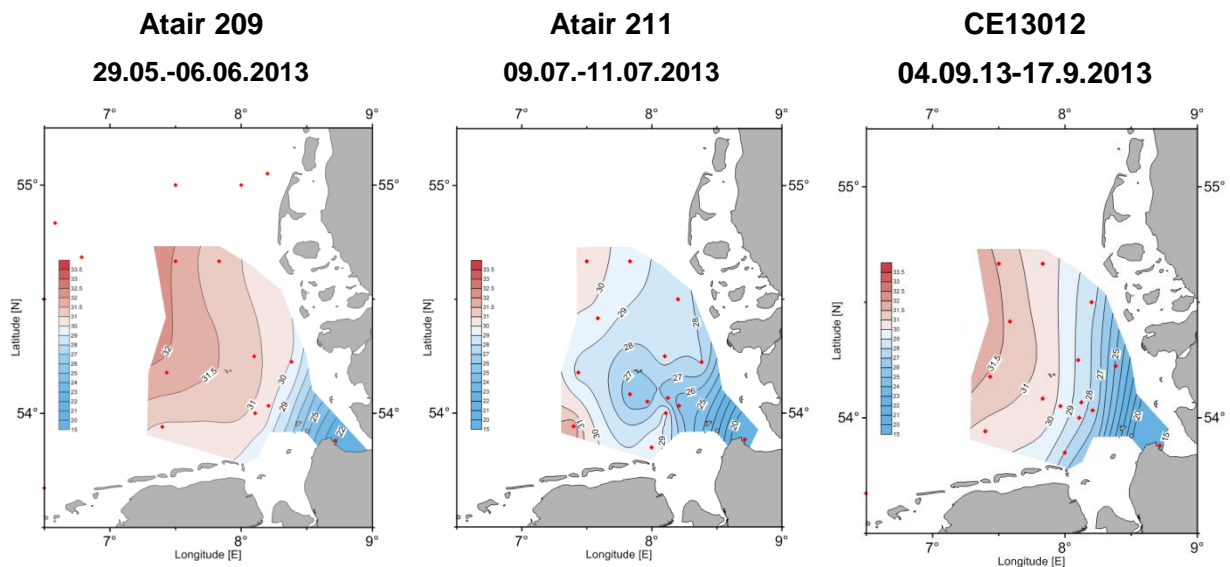


Abbildung 6: Oberflächennahe Salzgehaltsverteilungen in der Deutschen Bucht. Links: 29.05.-06.06.2013, Mitte: 09.07.-11.07.2013 (Elbehochwasser-Sonderfahrt) rechts: 04.09.-17.09.2013.

Die oberflächennahen Salzgehalte entlang des Elbe-Transektes (vgl. Abbildung 4) zwischen der Elbe-Mündung und Helgoland Reede wiesen am 18. Juni (gegenüber Anfang Juni) eine deutliche Reduktion bis einschließlich Station Elbe V auf (Abbildung 7, links). Beim Eider-Transekt zeigt sich zum gleichen Zeitpunkt ein Rückgang der Salzkonzentrationen bis zur Station Eider III (Abbildung 7, rechts). Diese Reduktion stand in zeitlichem Zusammenhang mit dem Eintreffen der hohen Süßwasser-Abflüsse im Ästuar-Bereich. Im weiteren Verlauf stiegen Anfang Juli die Salzgehalte an den küstennäheren Stationen beider Transekte wieder an, verblieben jedoch insbesondere bei den Eider-Stationen auf einem deutlich geringeren Niveau als Anfang Juni. Dies deutete auf das Verweilen süßerer Wassermassen vor der nordfriesischen Küste hin.

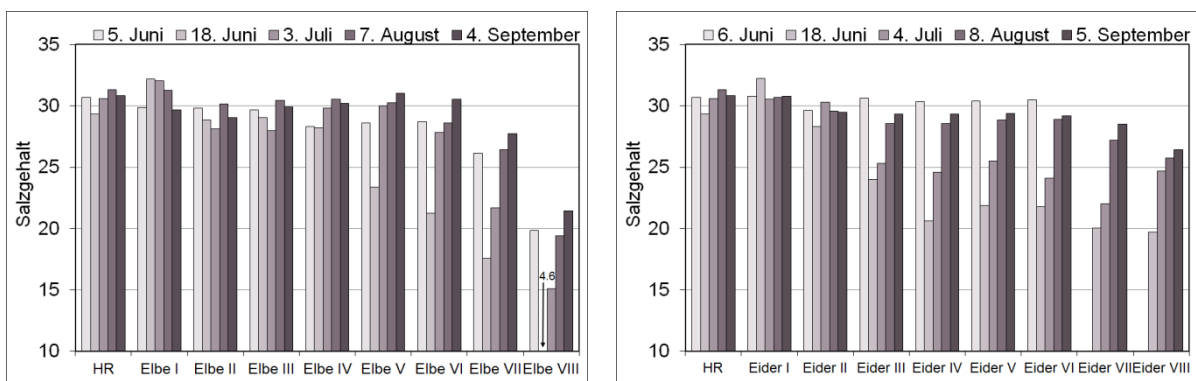
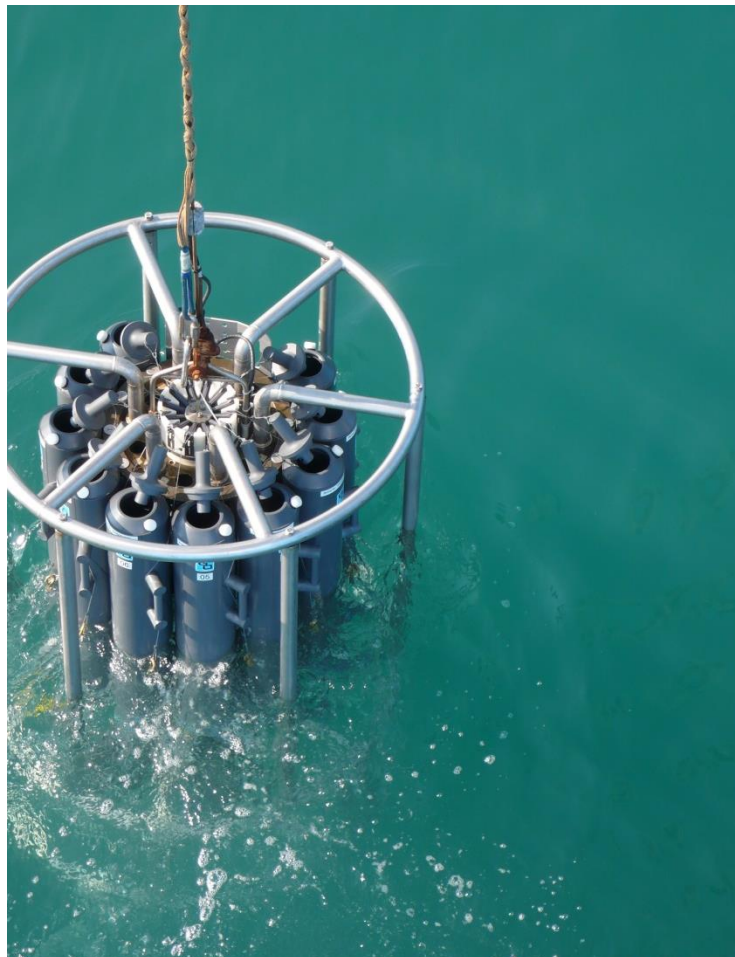


Abbildung 7: Verlauf der oberflächennahen Salzgehalte im Sommer 2013 am Elbe- (links) und Eider-Transekt (rechts). Lage der Stationen siehe Abbildung 3 (rechts). Keine Messung an Eider VII/VIII am 6. Juni.

An den Stationen Elbe II/III zeichnete sich hingegen zu diesem Zeitpunkt eine fortschreitende Reduzierung ab (vgl. auch Abbildung 6, Mitte). Unklar ist, ob dieser Umstand auf eine zeitlich unmittelbare Beeinflussung durch die Hochwasser-Spitze aus Richtung Elbe oder auf eine Verlagerung von bereits der nordfriesischen Küste vorgelagerten, salzgehaltsreduzierten Wassermassen zurückzuführen war. Anfang August waren die Salzgehalte an nahezu allen Stationen beider Transekte weiter angestiegen, insbesondere an den küstennahen Eider-Stationen. Gegenüber dem Vormonat stiegen dann die Salzgehalte im September, mit

Ausnahme der Stationen um Elbe I-III, weiter an. Somit zeichneten sich im Sommer 2013 räumlich variierende zeitliche Änderungen im Salzgehalt im Zusammenhang mit dem Auftreten des Hochwasserereignisses ab.

Die Variation des Salzgehaltes in Helgoland Reede war im Sommer 2013 durch hohe Schwankungen auf kurzen (mehrtägigen) Zeitskalen sowie das Erreichen sehr niedriger Salzgehalte (um 27) charakterisiert (vgl. Abbildung 2, unten). Dies deutete auf eine variierende Advektion von Wassermassen unterschiedlich reduzierten Salzgehaltes nach Helgoland hin, was durch Abbildung 5 (unten) anhand des Transektes Büsum-Helgoland veranschaulicht wird. Die um Mitte Juli beobachtete Phase reduzierter Salzgehalte in Helgoland war, aufgrund des zeitlichen Versatzes, wahrscheinlich eher als eine mittelbare Auswirkung des Flutscheitels des Elbehochwassers anzusehen als die bereits in der zweiten Junihälfte beobachteten, zeitweilig reduzierten Salzgehalte. Wie Abbildung 2 (unten) zeigt, sind die Salzgehalte im Mündungsbereich (schwarze Linie) bereits Anfang Juni stark reduziert.



*Abbildung 8: Kranzwasserschöpfer zur Probenahme von Nährstoffproben; die Schöpfer sind beim Fieren geöffnet.*



## 4.2 Nährstoffe

### 4.2.1 Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Frachten in der Elbe

Nährstoffe (wie Phosphat und Nitrat) können während einer Hochwassersituation durch Überfluten von Weide- und Ackerland zusätzlich mobilisiert und in die Wasserphase ausgewaschen werden. Ebenso können Abwässer und überlaufende Kläranlagen Nährstoffe freisetzen. Verstärkte Bodenerosion kann zum Eintrag von Silikaten führen und zur Freisetzung von Phosphaten. Normalerweise ist Mitte Juni, zur Zeit des Hochwasserscheitels 2013, schon ein Großteil der Nährstoffe durch die Frühjahrsplanktonblüte aus der Wassersäule in der Deutschen Bucht aufgezehrt. Erhöhte Nährstoffkonzentrationen weisen also auf einen erhöhten Eintrag durch die Flutwelle hin.

Vom Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern wurde an der Messstelle Elbe/Dömitz ein Sondermessprogramm zur Wasserbeschaffenheit der Elbe während des Frühjahrhochwassers 2013 durchgeführt [4]. Bereits zu Beginn dieser Sondermessungen lagen die Nitratkonzentrationen auf einem für diese Jahreszeit überdurchschnittlich hohen Niveau. Offensichtlich kam es bereits unmittelbar nach dem im Mai einsetzenden Starkregen zu einem Anstieg der Nitratkonzentrationen im Oberlauf der Elbe und seiner Zuflüsse durch Überflutung und Ausspülung landwirtschaftlicher Flächen. Die höchsten Konzentrationen wurden in Dömitz während des Hochwasserscheitels (10.-12.6.13) gemessen ( $3,75 \text{ mg/L} \cong 267,7 \text{ } \mu\text{mol/L}$ ). Das für die Jahreszeit übliche Konzentrationsniveau liegt bei ca.  $1,6 \text{ mg/L} \cong 114,2 \text{ } \mu\text{mol/L}$  [4].

Mit Hilfe des Messprogramms für hydrologische Extremereignisse wurde die Wasserqualität entlang des gesamten Elbe-Flusslaufs engmaschig überwacht. In diesem Rahmen hat das Institut für Hygiene und Umwelt, Hamburg Wasser- und Schwebstoffproben am Hamburger Elbeabschnitt entnommen und eine Vielzahl an Qualitätsuntersuchungen durchgeführt und im Internet veröffentlicht<sup>1</sup> [5].

Da das BSH-Labor nur vom 12.06.-08.07.2013 Nährstoffanalysen der Elbewasserproben (Wittenbergen) durchführte, wurden die vorliegenden Daten mit den Daten vom Institut für Hygiene und Umwelt, Hamburg verglichen (Tabelle 1) und ergänzt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 9 bis Abbildung 13 dargestellt.

Abbildung 9 gibt den Verlauf von **Nitrat** im Vergleich zum Abfluss wieder. Die Nitratkonzentrationen lagen schon zu Beginn der Messungen auf einem für diese Jahreszeit überdurchschnittlichen Niveau. Dies wurde auch an der Messstation Elbe/Dömitz beobachtet [4]. Die Konzentrationen stiegen im Laufe der Flutwelle leicht an und sanken mit der zurückgehende Abflussmenge wieder ab. Die Nitrat-Fracht stieg fast parallel zur Abflussmenge an und nahm dann entsprechend der zurückgehenden Abflussmenge wieder ab. Ein Verdünnungseffekt durch die enormen Wassermassen war für Nitrat nicht zu beobachten, da große Mengen an Stickstoff (Abbildung 9, links) offensichtlich durch Überflutungen und Ausspülungen von Agrarflächen (Düngemittelgaben im Frühjahr) mobilisiert wurden.

---

<sup>1</sup> <http://www.hamburg.de/contentblob/4010818/data/elbe-hochwasser-2013-messwerte-wasser.pdf>

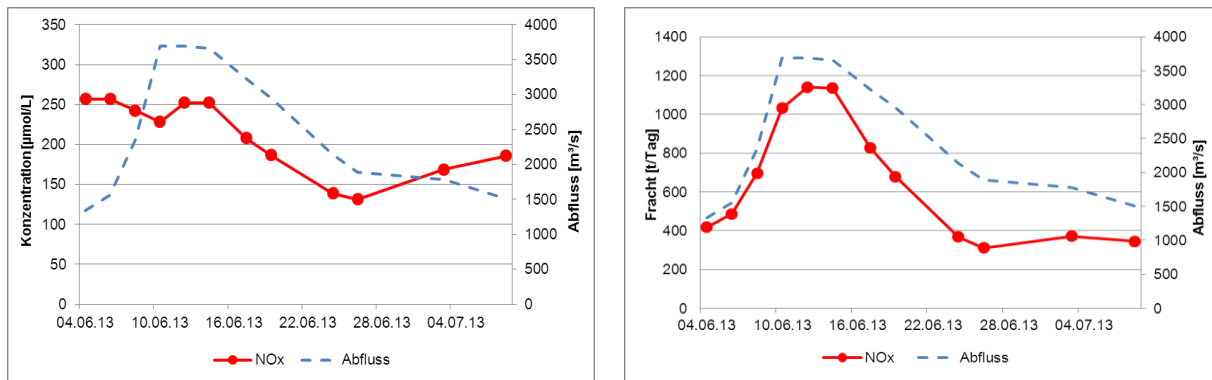


Abbildung 9: Zeitlicher Verlauf der Konzentration [ $\mu\text{mol/L}$ ] (links) und Fracht [t/Tag] (rechts) von Nitrat in der Elbe in Hamburg (Wittenbergen) (12.06.2013-08.07.2013). Ergänzt sind diese Ergebnisse mit Analyseergebnissen vom Institut für Hygiene und Umwelt, Hamburg (4.06.-10.06.2013), Seemannshöft. Die gestrichelte blaue Linie gibt die Abflussmenge [ $\text{m}^3/\text{sec}$ ] an.

Tabelle 1: Vergleich der Nitratkonzentrationen [ $\mu\text{mol/L}$ ] an den Messstellen Dömitz, Seemannshöft und Wittenbergen am Hochwasserscheitelpunkt und zum Ende der Hochwassersituation.

Nitrat	Dömitz (LUNG)	Seemannshöft (HU)	Wittenbergen (BSH)
12.06.2013	268 $\mu\text{mol/L}$ (3,75 mg/L)	257 $\mu\text{mol/L}$ (3,6 mg/L)	252 $\mu\text{mol/L}$ (3,5 mg/L)
21./24./26.06.13	114 $\mu\text{mol/L}$ (21.06.) (1,6 mg/L)	143 $\mu\text{mol/L}$ (24.06.) (2,0 mg/L)	139 $\mu\text{mol/L}$ (26.06.) (1,9 mg/L)
Juni-Mittelwert <sup>2</sup> (1996-2005)	ca. 114 $\mu\text{mol/L}$ (ca. 1,6 mg/L)	163 $\mu\text{mol/L}$ (2,3 mg/L)	

In Tabelle 1 sind die gemessenen Nitratkonzentrationen [ $\mu\text{mol/L}$ ] an den Messstellen Dömitz (LUNG), Seemannshöft (HU, Hamburg) und Wittenbergen (BSH) am Hochwasserscheitel und zum Ende der Hochwassersituation gegenüber gestellt. Die am 12.06.2013 von verschiedenen Probenahmeorten analysierten Nitrat-Konzentrationen sind vergleichbar. Gegen Ende des Hochwassers hatten die Konzentrationen in Dömitz schon ihr durchschnittliches Niveau von 114  $\mu\text{mol/L}$  (1,6 mg/L) erreicht, während an Seemannshöft die durchschnittliche Nitrat-Konzentration (Juni 1996-2005) [6] von 163  $\mu\text{mol/L}$  (2,3 mg/L) durch Verdünnung leicht unterschritten wurde.

Tabelle 2: Nitrat-Fracht [t/Tag] am 12.06.2013 (Flutscheitel) und bei abnehmender Flutwelle im Vergleich zum Juni-Mittelwert (1996-2005).

Nitrat	Seemannshöft (HU)	Wittenbergen (BSH)
12.06.2013	1147 t/Tag	1125 t/Tag
24.06.2013	374 t/Tag	359 t/Tag
01.07./08.07.2013	248 t/Tag (01.07.13)	339 t/Tag (08.07.13)
Juni-Mittelwert <sup>3</sup>	105 t/Tag	

<sup>2</sup> Berechnet aus durchschnittlichen Juni-Nitratkonzentrationen [mg/L bzw.  $\mu\text{mol/L}$ ] der Jahre 1996 bis 2005 [6]

Der Vergleich der transportierten Nitrat-Frachten (Tonnen/Tag) zum Zeitpunkt des Flutscheitels (12.6.2013) mit dem durchschnittlichen Juniwert zeigt einen kurzzeitigen Anstieg um mehr als das 10-fache während der Hochwasserwelle (Tabelle 2). Auch 12 Tage nach dem Flutscheitel war mit 374 t/Tag der durchschnittliche Wert von 105 t/Tag noch nicht erreicht. Anfang Juli betrug die Nitrat-Fracht noch 248 t/Tag und stieg sogar wieder leicht an, da die zurückgehende Abflussmenge eine Aufkonzentrierung zur Folge hatte.

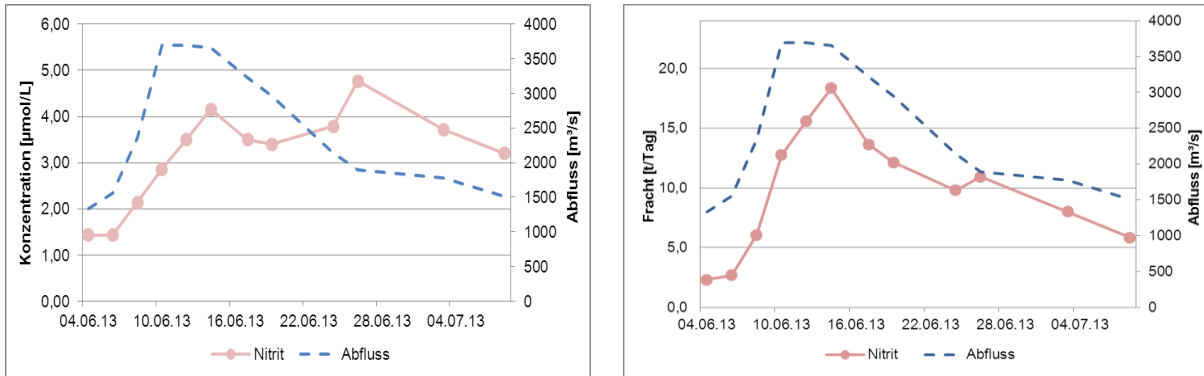


Abbildung 10: Zeitlicher Verlauf der Konzentration [ $\mu\text{mol/L}$ ] (links) und Fracht [t/Tag] (rechts) von Nitrit in der Elbe in Hamburg (Wittenbergen) (12.06.2013-08.07.2013). Ergänzt sind diese Ergebnisse mit Analyseergebnissen vom HU, Hamburg (4.06.-10.06.2013), Seemannshöft. Die gestrichelte blaue Linie gibt die Abflussmenge [ $\text{m}^3/\text{sec}$ ] an.

**Nitrit** (Abbildung 10) entsteht einerseits als Zwischenprodukt bei der Umwandlung (Oxidation) von Ammonium zu Nitrat. Andererseits zählt Nitrit, ebenso wie Phosphat, zu den Abwasserindikatoren. Da während der Hochwassersituation große Mengen an Ammonium über die Landwirtschaft in die Umwelt gelangten sowie Abwassertanks beschädigt und überspült wurden, ist auch für Nitrit ein Anstieg zu beobachten. Die Konzentrationen sanken wesentlich langsamer als beim Nitrat, da durch ablaufendes Wasser aus den überschwemmten Flächen immer noch Ammonium ausgespült wurde.

Noch deutlicher zeigt dies der Verlauf von **Ammonium** (Abbildung 11). Hier trat zum Ende des Hochwasserscheitels eine Verdünnung auf, die jedoch während der zurückgehenden Wassermassen durch hohe Ammoniumkonzentrationen ausgeglichen wurde und schließlich zu einem deutlichen Anstieg führte. Die höchsten Konzentrationen wurden daher erst am 26.06./28.06.13 gemessen und sanken erst dann langsam wieder ab.

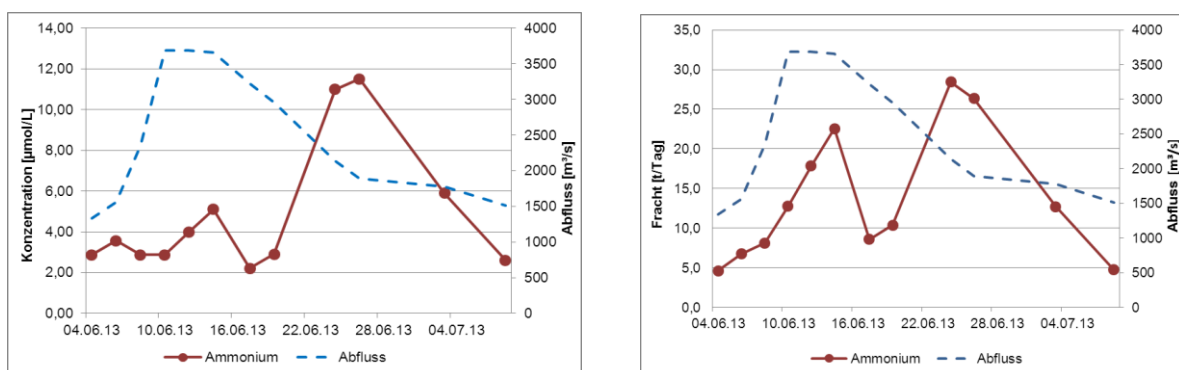


Abbildung 11: Zeitlicher Verlauf der Konzentration [ $\mu\text{mol/L}$ ] (links) und Fracht [t/Tag] (rechts) von Ammonium in der Elbe in Hamburg (Wittenbergen) (12.06.2013-08.07.2013). Ergänzt sind diese Ergebnisse mit Analyseergebnissen vom HU, Hamburg (4.06.-10.06.2013), Seemannshöft. Die gestrichelte blaue Linie gibt die Abflussmenge [ $\text{m}^3/\text{sec}$ ] an.

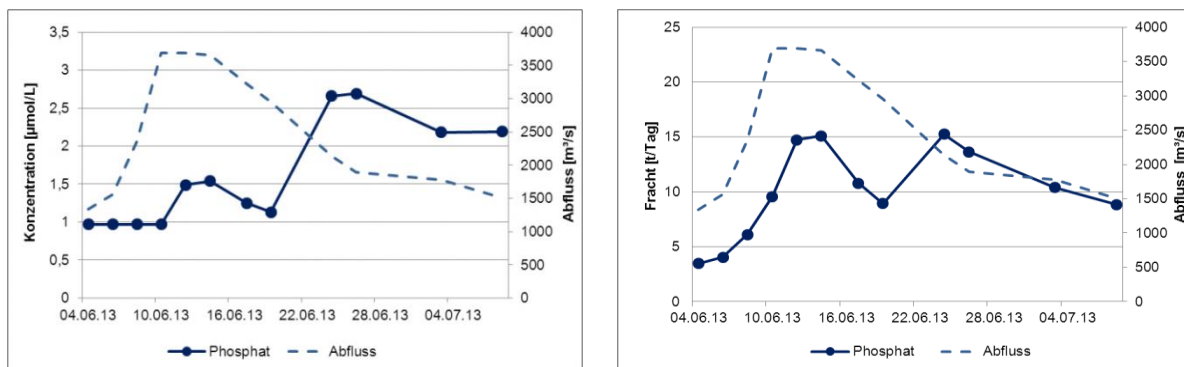


Abbildung 12: Zeitlicher Verlauf der Konzentration [ $\mu\text{mol/L}$ ] (links) und Fracht [t/Tag] (rechts) von Phosphat in der Elbe in Hamburg (Wittenbergen) (12.06.2013-08.07.2013). Ergänzt sind diese Ergebnisse mit Analyseergebnissen vom HU, Hamburg (4.06.-10.06.2013), Seemannshöft. Die gestrichelte blaue Linie gibt die Abflussmenge [ $\text{m}^3/\text{sec}$ ] an.

**Phosphate** werden neben dem Eintrag unzureichend geklärter Abwässer auch aus dem Boden remobilisiert. Vor allem bei Sauerstoffmangelsituationen werden die im Boden abgelagerten Fe(III)-Phosphatkomplexe in lösliche Fe(II)-Komplexe umgewandelt und der Wassersäule wieder zugeführt. Die Phosphatfrachten stiegen trotz zunehmender Abflüsse leicht an, sanken dann mit den zurückgehenden Abflüssen ab und stiegen bis zum 24.06.2013 nochmals auf Werte bis 15,2 Tonnen/Tag an (Abbildung 12). Inzwischen waren die abgelagerten Phosphorverbindungen aus den überschwemmten Böden remobilisiert und in großen Mengen im fallenden Elbhochwasser aufkonzentriert worden. Ein ähnliches Verhalten zeigte sich beim schwebstoffgebundenen Mangan, das auf Seite 28 (Abbildung 23) bzw. Seite 29 beschrieben ist.

Tabelle 3: Phosphat-Fracht [t/Tag] am 12.06.2013 (Flutscheitel) und bei abnehmender Flutwelle im Vergleich zum Juni-Mittelwert (1998-2008).

Phosphat	Seemannshöft (HU)	Wittenbergen (BSH)
12.06.2013	11,8 t/Tag	14,7 t/Tag
24.06.2013	17,1 t/Tag	15,2 t/Tag
01./08.07.2013	8,9 t/Tag (01.07.)	8,9 t/Tag (08.07.)
Juni-Mittelwert <sup>3</sup> (1996-2005)	2,3 t/Tag	

Auch der Vergleich der transportierten Phosphat-Frachten (Tonnen/Tag) zum Zeitpunkt des Flutscheitelpunktes (12.06.2013) mit der durchschnittlichen Fracht im Juni zeigt einen deutlichen Anstieg während der Hochwasserwelle (Tabelle 3). Anfang Juli ist der gemessene Wert immer noch fast 4 mal so hoch wie der durchschnittliche Wert von 2,3 t/Tag.

<sup>3</sup> Berechnet aus durchschnittlichen Juni-Phosphatkonzentrationen [ $\text{mg/L}$ ] der Jahre 1996 bis 2005 [6]

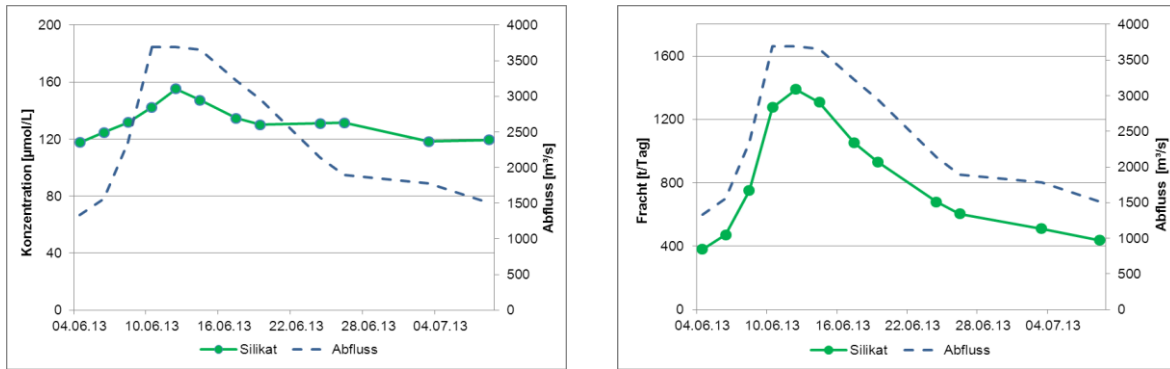


Abbildung 13: Zeitlicher Verlauf der Konzentration [ $\mu\text{mol/L}$ ] (links) und Fracht [t/Tag] (rechts) von Silikat in der Elbe in Hamburg (Wittenbergen) (12.06.2013-08.07.2013). Ergänzt sind diese Ergebnisse mit Analyseergebnissen vom HU, Hamburg (4.06.-10.06.2013), Seemannshöft. Die gestrichelte blaue Linie gibt die Abflussmenge [ $\text{m}^3/\text{sec}$ ] an.

Silikate werden durch verstärkte Erosion in erhöhten Konzentrationen aus dem Boden ausgewaschen. Durch die schon im Mai 2013 auftretenden starken Regenfälle waren die Silikatkonzentrationen, wie Abbildung 13 zeigt, schon Anfang Juni erhöht. Trotz Verdünnungseffekt stieg die Silikatkonzentration weiter an und sank nach dem Flutscheitel langsam ab. Der Vergleich der Silikatfrachten (t/Tag) am Flutscheitel (12.06.2013), bei abnehmender Flutwelle (24.06.2013) und Anfang Juli mit dem langjährigen Juni-Mittelwert (1996-2005) verdeutlicht den Anstieg der Silikatfrachten. Diese lagen kurzzeitig um das 60-fache über dem Juni-Mittelwert der Jahre 1996-2005 (Tabelle 4) und nahmen langsam wieder ab.

Tabelle 4: Silikat-Fracht [t/Tag] am 12.06.2013 (Flutscheitel) und bei abnehmender Flutwelle im Vergleich zum Juni-Mittelwert (1998-2008).

Silikat	Seemannshöft (HU)	Wittenbergen (BSH)
12.06.2013	1498 t/Tag	1390 t/Tag
24.06.2013	776 t/Tag	680 t/Tag
01./08.07.2013	507 t/Tag	437 t/Tag
Juni-Mittelwert <sup>4</sup> (1996-2005)	24 t/Tag	

<sup>4</sup> Berechnet aus durchschnittlichen Juni-Silikatkonzentrationen [ $\text{mg/L}$ ] der Jahre 1996 bis 2005 [6]



Abbildung 14: Vermessungs-, Wracksuch- und Forschungsschiff VWFS ATAIR

#### 4.2.2 Konzentrationsverteilung in der Deutschen Bucht

Wie die Gegenüberstellung der Juni-Tagesfrachten in Tabelle 2, 3 und 4 zeigt, stiegen die Nährstofffrachten durch das Elbehochwasser deutlich an. Die Auswirkung der erhöhten Frachten der Elbe auf die Nährstoffkonzentrationen in der Deutschen Bucht wurde während einer Sonder-Untersuchungsfahrt mit VWFS ATAIR (09.07.-11.07.2013) in die innere Deutsche Bucht untersucht und durch Messungen der Biologischen Anstalt Helgoland während monatlicher Schnittfahrten entlang von Transekten und einer am 18. Juni 2013 durchgeführten Sonderfahrt ergänzt.

Die Nährstoffe unterliegen einem typischen Jahresgang und erreichen im Frühjahr vor der ersten Algenblüte die höchsten Werte. Im März oder April, abhängig von der Wetterlage und Sonneneinstrahlung, beginnt die Frühjahrsplanktonblüte und zehrt nach und nach die vorhandenen Nährstoffe aus der Wassersäule auf. Die Diatomeen benötigen neben Nitrat und Phosphat auch Silikat zum Aufbau der Schalen. Durch die Entwicklung der Flagellaten werden weitere Nährstoffe aus der Wassersäule abgebaut. Erst zu Herbstbeginn nehmen durch Remineralisierungsprozesse die Nährstoffkonzentrationen wieder zu und erreichen je nach Wetterlage und Wassertemperaturen im Laufe des nächsten Frühjahrs wieder ihr Maximum.

Durch das Elbehochwasser, das nach der Frühjahrsalgenblüte Anfang Juni auftrat, wurden zusätzliche Nährstofffrachten in die innere Deutsche Bucht eingetragen.

In Abbildung 15 ff. sind die Verteilungsstrukturen in der südöstlichen Deutschen Bucht von **Nitrat**, **Nitrit**, **Ammonium**, **Phosphat** und **Silikat** während der Elbehochwasser-Sonderfahrt (Juli 2013) im Vergleich zur Sommeraufnahme (Sept. 2013) dargestellt. Die Nährstoffeinträge über die Elbe waren im Elbemündungsbereich an den deutlich erhöhten Konzentrationen sichtbar. Eine Zunge salzarmen Wassers aus der Elbe mit erhöhten Nitratkonzentrationen schob sich Anfang Juli 2013 in die Deutsche Bucht bis zu den



Stationen HELGO und UFSDB vor, wobei die Nitrat-Verteilungsstruktur vergleichbar mit der Salzgehaltsverteilung war (vgl. Abbildung 6).

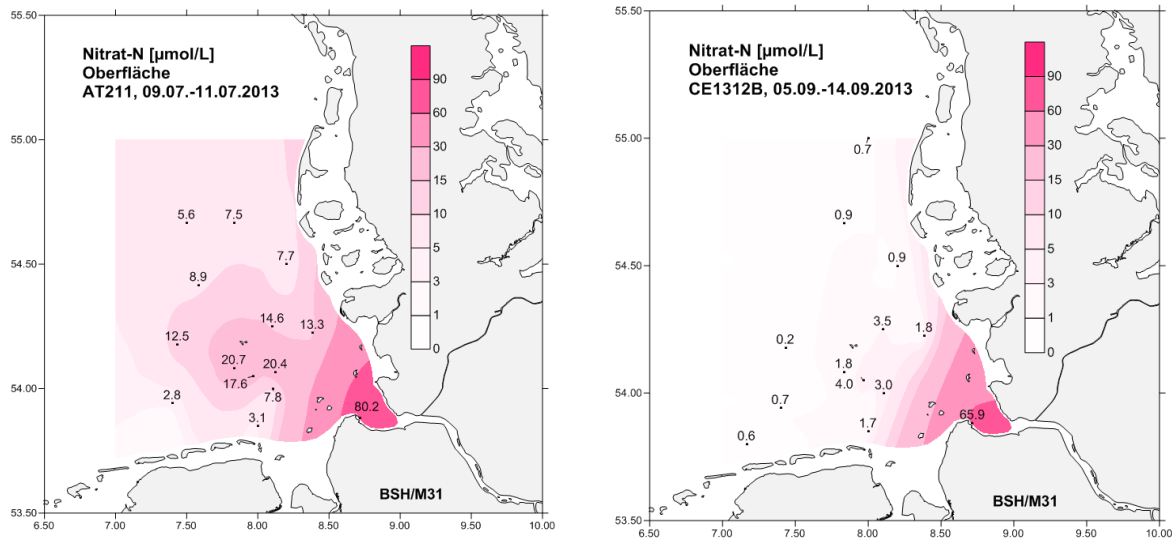


Abbildung 15: Vergleich der Verteilungsstruktur von Nitrat während der Elbehochwasser-Sonderfahrt (09.07.-11.07.2013) (links) und der Sommer-Monitoringfahrt (05.09.-14.09.2013) (rechts).

Ein Vergleich der Nährstoffkonzentrationen (Juni 2006 bis Juni 2010) mit den während der Elbehochwasser-Sonderfahrt erhaltenen Werten zeigte erhöhte Nitratkonzentrationen im Bereich der inneren Deutschen Bucht (Tabelle 5). Die Salzgehaltsverteilung (Abbildung 6) bestätigte diese Ergebnisse. So wiesen an den Stationen **HELGO** (Salzgehalt: 28,62), **UFSDB** (Salzgehalt: 28,66), **HLOCH** (Salzgehalt: 26,2) und **HPAE3** (Salzgehalt: 26,56) die niedrigen Salzgehalte auf einen ungewöhnlichen Süßwassereintrag (Elbehochwasser) hin.

Die Ergebnisse der Septembereaufnahme (Abbildung 15, rechts) zeigen, dass sich die Nitratkonzentrationen in der inneren Deutschen Bucht durch Verdünnungseffekte und Planktonvorkommen wieder normalisiert hatten. Die vorliegenden Konzentrationen entsprachen denen früherer Jahre.

Tabelle 5: Juni-Nährstoffkonzentrationen [ $\mu\text{mol/L}$ ], aufgenommen während der Monitoringfahrten im Juni 2006, 2008, 2009 und 2010, im Vergleich zu den Nährstoffkonzentrationen [ $\mu\text{mol/L}$ ], aufgenommen während der Elbehochwasser-Sonderfahrt.

Station	Nitrat	Nitrit	AMM	Phos	Silikat
AMRU2	6,6-14,4	0,23-0,62	0,8-1,8	0,05-0,09	0-2,4
HELGO	7,3-13,8	0,19-0,48	1,0-3,9	0,11-0,13	0,5-4,1
UFSDB	0,2-10,9	0,03-0,26	0,1-4,1	0,05-0,17	0,1-1,1
Station	Nitrat	Nitrit	AMM	Phos	Silikat
AMRU2	7,5	0,27	0,5	<NG	6,4
HELGO	14,6	0,51	2,1	0,05	8,0
UFSDB	12,5	0,54	0,5	<NG	0,2

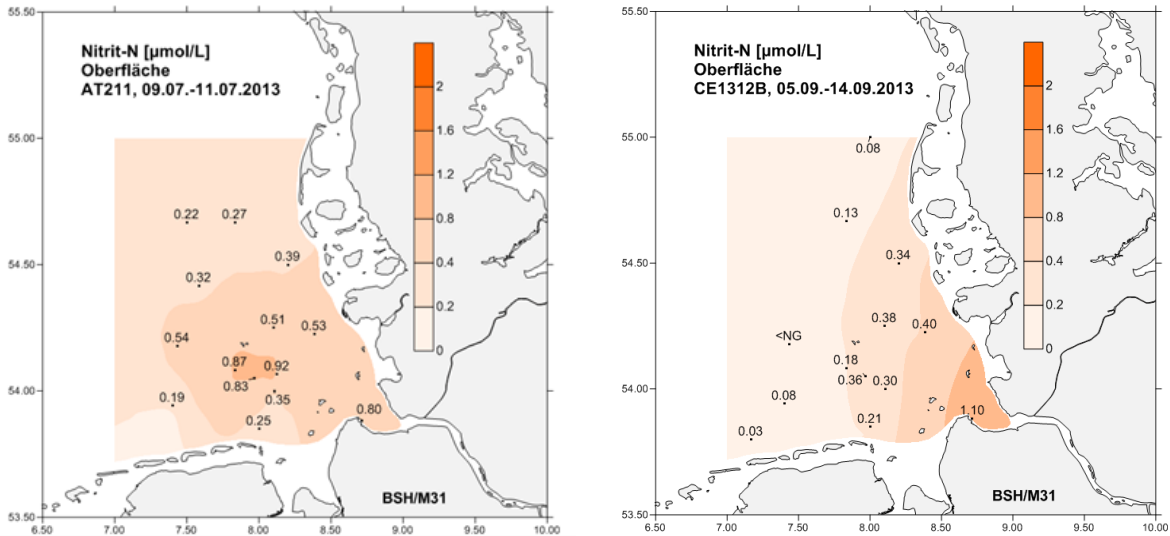


Abbildung 16: Vergleich der Verteilungsstruktur von Nitrit während der Elbehochwasser-Sonderfahrt (09.07.-11.07.2013) (links) und der Sommer-Monitoringfahrt (05.09.-14.09.2013) (rechts).

Die **Nitrit**konzentrationen zeigten eine ähnliche Ausbreitungsstruktur. Erhöhte Konzentrationen waren an den Stationen HLOCH, KS11 und HPAE3 (Abbildung 16) messbar. Wie schon erläutert, handelt es sich bei Nitrit um ein kurzlebiges Zwischenprodukt, das weiter zu Nitrat oxidiert wird.

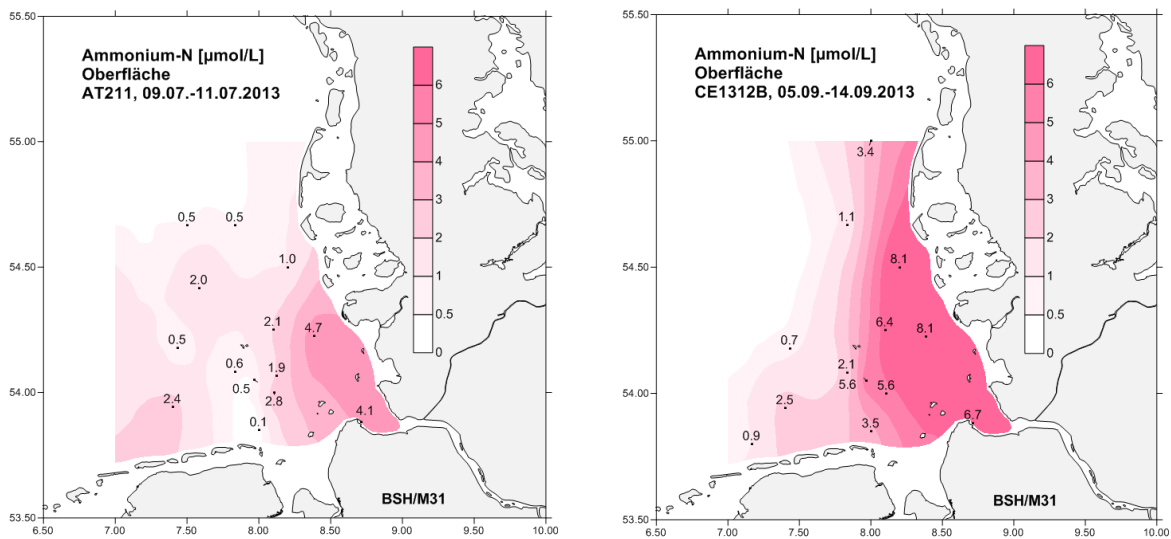


Abbildung 17: Vergleich der Verteilungsstruktur von Ammonium während der Elbehochwasser-Sonderfahrt (09.07.-11.07.2013) (links) und der Sommer-Monitoringfahrt (05.09.-14.09.2013) (rechts).



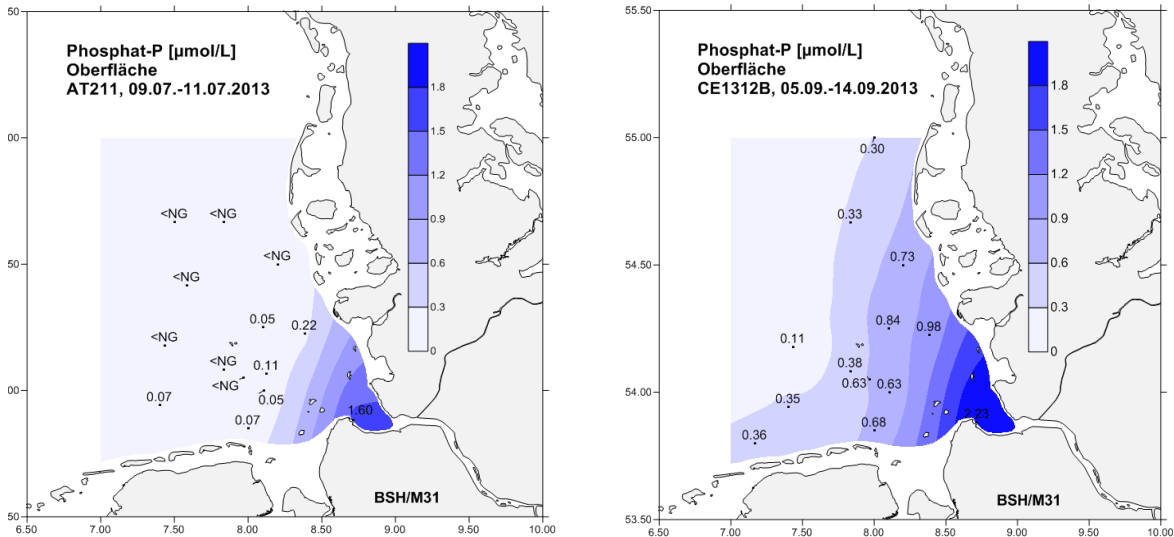


Abbildung 18: Verteilungsstrukturen von Phosphat während der Elbehochwasser-Sonderfahrt (09.07.-11.07.2013) (links) und der Sommer-Monitoringfahrt (05.09.-14.09.2013) (rechts).

Die hohen Einträge von **Ammonium** und **Phosphat** über die Elbe sind im Elbeausflussbereich erkennbar. Die Verdünnung durch das Nordseewasser zur offenen See hin wird besonders beim Phosphat deutlich (Abbildung 18, links). Aber auch zu dieser Zeit aufgetretene Algenblüten, die die vorhandenen Nährstoffe aus der Wassersäule aufzehrten, führten zu einer Abnahme der Nährstoffe in der Wassersäule. Abbildung 18, rechts stellt die Verteilungsstruktur von Phosphat Anfang September 2013 dar.

Wie auch während früherer Monitoringfahrten aufgezeichnet, nahmen die Phosphatkonzentrationen im Spätsommer wieder zu. Durch Remineralisierungsprozesse und Umwandlung der wasserunlöslichen Fe(III)-Komplexe zu wasserlöslichen Fe(II)-Komplexen stiegen im Spätsommer die Phosphatkonzentrationen in der Wassersäule an.

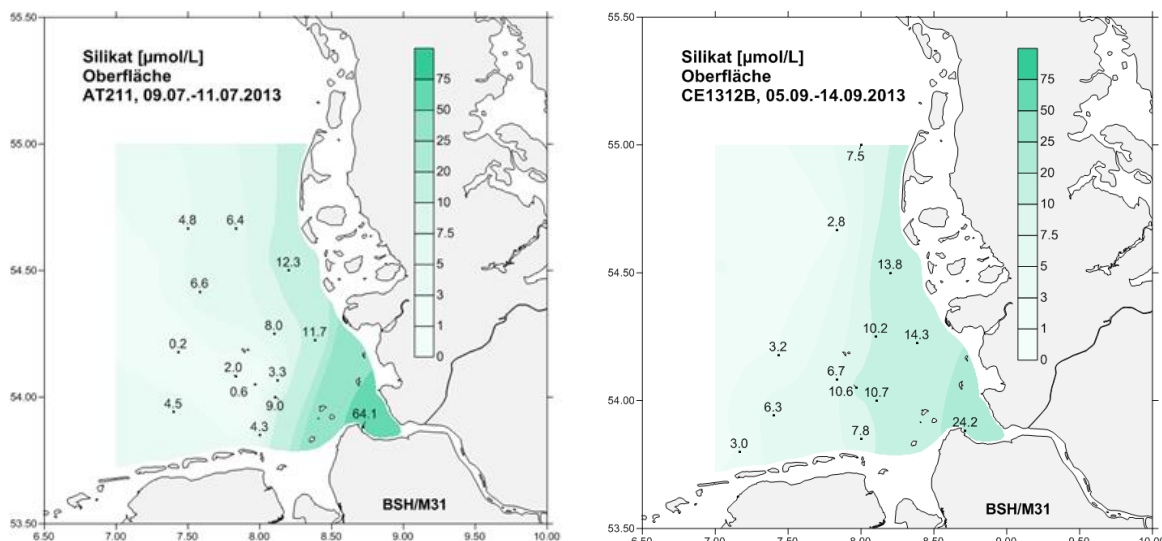


Abbildung 19: Verteilungsstrukturen von Silikat während der Elbehochwasser-Sonderfahrt (09.07.-11.07.2013) (links) und der Sommer-Monitoringfahrt (05.09.-14.09.2013) (rechts).

**Silikat**, das während der Hochwassersituation durch verstärkte Erosion aus den Böden ausgewaschen wurde, zeigte an den Stationen **AMRU2**, **HELGO** und **HPAE3** trotz Verdünnung durch das Nordseewasser und auftretende Algenblüten erhöhte Werte (Abbildung 19, links). Im September hatten sich die Konzentrationen normalisiert und entsprachen denen früherer Jahre.

Ergänzt und bestätigt werden die BSH-Ergebnisse durch die von der Biologischen Anstalt Helgoland durchgeführten Nährstoff-Messungen entlang der in Abbildung 4 gezeigten Transekte. Die Silikat-Konzentrationen in den küstennäheren Stationen stiegen zwischen dem 5. und 18. Juni stark an (Abbildung 20, oben). An den meisten Stationen ging dieser Anstieg einher mit reduzierten Salzgehalten (vgl. Abs. 4.1). Anfang Juli waren die Silikat-Konzentrationen an den meisten Stationen wieder zurückgegangen, im Bereich um die Stationen Elbe II/III verblieben sie jedoch auf dem gleichen Niveau. Dies deutete auf eine Verlagerung bzw. ein Verweilen Silikat-reicher Wassermassen im Gebiet südlich/östlich von Helgoland hin. Im August und September wiesen insbesondere die Elbe-Stationen eine Reduzierung auf ein mit Anfang Juni vergleichbares Niveau auf. Im Bereich des Eider-Transekts nahmen die Konzentrationen an Silikat zwischen August und September wieder leicht zu.

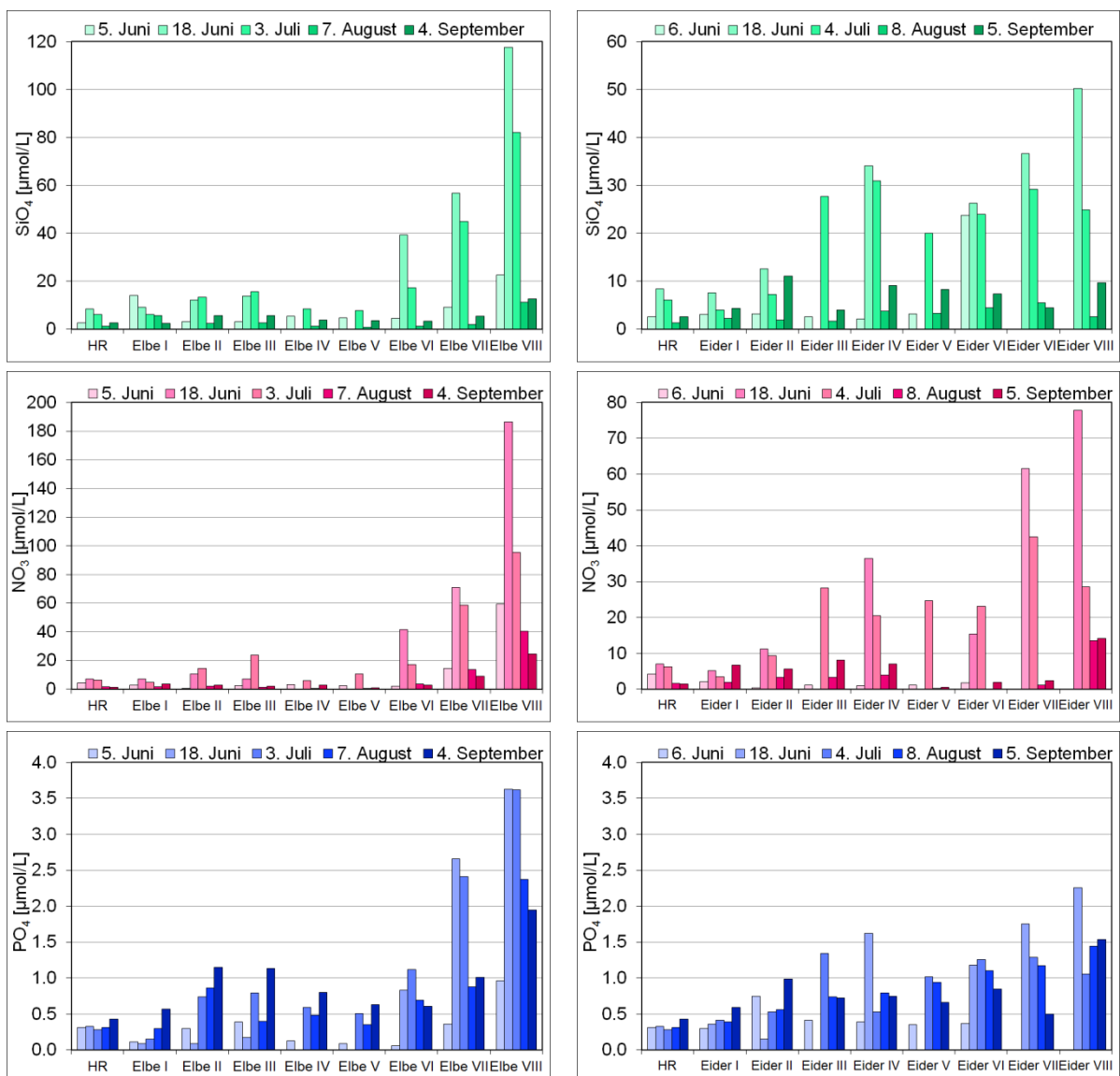


Abbildung 20: Verlauf der oberflächennahen Nährstoffkonzentrationen im Sommer 2013 am Elbe- (links) und Eider-Transekt (rechts) für Silikat (oben), Nitrat (Mitte) und Phosphat (unten). Fehlende Balken: keine Messung. Lage der Stationen siehe Abbildung 4.

Im Verlauf des Hochwasserzeitraums wies das Nitrat ähnliche räumliche Änderungen in den Konzentrationen auf wie das Silikat (Abbildung 20, Mitte). Sehr hohe Konzentrationen an Nitrat wurden in der Elbe bei Cuxhaven (Elbe VIII) gemessen (Abbildung 20, Mitte links). Die

zunehmende Verdünnung führte dann zu einer schnellen Abnahme der Konzentrationen bis zur Station Elbe VI. Im Juli waren die Konzentrationen an Nitrat sowohl entlang des Elbe- wie auch des Eider-Transektivs noch deutlich erhöht. Im August und September sanken die Konzentrationen dann wieder auf ein niedriges Niveau. Die zeitliche Dynamik der Konzentrationsänderungen unterschied sich hingegen beim Phosphat (Abbildung 20, unten). So zeichnete sich in den küstennahen Stationen des Elbe-Transektivs zwischen Mitte Juni und Anfang Juli kein Rückgang in den Konzentrationen ab und auch im August befanden sich die Werte noch auf einem (gegenüber Anfang Juni) höheren Konzentrationsniveau (Abbildung 20, unten links). Zwischen August und September zeichnete sich in den küstenferneren Stationen ein Wiederanstieg in den Phosphat-Konzentrationen ab, welcher auf einsetzende Remineralisierungsprozesse zurückzuführen sein könnte (vgl. Ausführungen oben).

Zwischen Ende April und Anfang Juni ergaben sich für Nitrat, Phosphat und Silikat sehr unterschiedliche Konzentrationsveränderungen. Nitrat wies eine starke Abnahme an allen Stationen beider Transekte auf, während sich ein deutlicher Rückgang in den Silikat- und Phosphatkonzentrationen auf die Station Elbe VIII beschränkte. Die hohen Chlorophyll *a*-Konzentrationen in den küstennäheren Stationen Anfang Juni (Abbildung 21) stehen im Zusammenhang mit einer Zunahme des Phytoplanktons (dominiert durch Flagellaten). Mit Eintreffen des Flutscheitels in der inneren Deutschen Bucht in der 2. Junihälfte zeigte sich ein deutlicher Rückgang in den küstennahen Chlorophyll *a*-Konzentrationen ab (Abbildung 21). Im Verlauf des Sommers nahm der Anteil der Diatomeen am Phytoplankton, hauptsächlich bedingt durch die hohen Einträge an Silikat, zu (nicht gezeigt). Anfang Juli zeigten sich die höchsten Chlorophyll *a*-Konzentrationen Werte an küstenferneren Stationen (um Elbe II/III, Eider II), einhergehend mit einer starken Zunahme an Diatomeen in diesem Bereich. Dies scheint das Resultat der zu diesem Zeitpunkt noch erhöhten Silikat-Konzentrationen sowie höherer Sichttiefen in diesem Bereich zu sein.

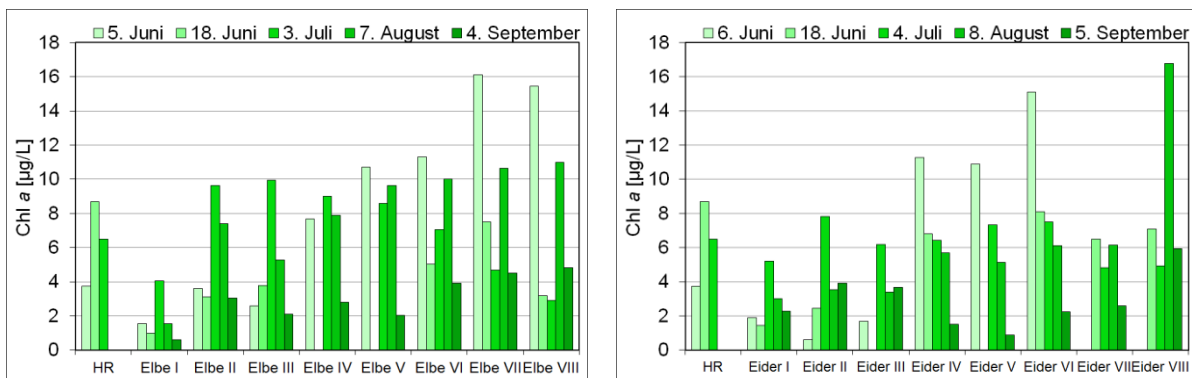


Abbildung 21: Verlauf der oberflächennahen Chlorophyll *a*-Konzentrationen im Sommer 2013 am Elbe- (links) und Eider-Transekt (rechts). Fehlende Balken: keine Messung. Lage der Stationen siehe Abbildung 3.

Anfang August waren die Chlorophyll *a*-Konzentrationen in den küstennäheren Stationen beider Transekte wieder angestiegen und nahmen mit zunehmender Entfernung zur Küste ab. Im September zeichnete sich dann an nahezu allen Stationen wieder ein starker Rückgang in den Chlorophyll *a*-Konzentrationen auf Werte um 2-4 µg/L ab.

An der Station Helgoland Reede (HR) zeichnete sich in der ersten Julihälfte 2013 eine Diatomeen-Blüte ab (nicht gezeigt). Diese Phase ging einher mit reduzierten Salzgehalten und erhöhten Nitratwerten (vgl. auch Abbildung 15, links) und legte auch aufgrund des zeitlichen Versatzes einen Einfluss des Hochwassergeschehens nahe (vgl. Abs. 4.1). Der in der 2. Junihälfte vorangegangene, starke Anstieg der Silikat-Konzentration in Helgoland war

hingegen offenbar auf bereits zu einem früheren Zeitpunkt eingeleiteten Silikat-Frachten (vgl. auch Abbildung 13) bzw. dem Transport angereicherter Wassermassen zurückzuführen.

#### 4.2.3 Diskussion und Bewertung

Der Einfluss des Elbehochwassers auf eine Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen in der Deutschen Bucht ist klar ersichtlich. An mehreren Stationen (z.B: UFSDB, HELGO, HLOCH, KS11) konnten z.B. höhere Stickstoffkonzentrationen nachgewiesen werden. Die durch die Biologische Anstalt Helgoland durchgeführten Messungen bestätigten eine Zunahme der Konzentrationen an Nitrat, Phosphat und Silikat, insbesondere in den küstennahen Bereichen.

Außergewöhnliche Süßwassermengen im Juni/Juli 2013 und durch das Hochwasser mobilisierte hohe Nitratfrachten schoben sich aufgrund der ruhigen Wetterlage ungestört in die Deutsche Bucht vor. Die Ausbreitung des Elbehochwassers bis zur Station UFSDB wird auch durch Ergebnisse der vorliegenden Ausbreitungsrechnungen bestätigt.

**Silikat**, das während der Hochwassersituation durch verstärkte Erosion aus den Böden ausgewaschen wurde und in der Flutwelle im Vergleich zu dem langjährigen Juni-Mittel kurzzeitig eine 60-fache Konzentrationserhöhung erreichte, zeigte an den Stationen **AMRU2** und **HELGO** trotz Verdünnung durch das Nordseewasser und auftretende Algenblüten (Algenfrüherkennungssystem (ALGFES), Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume<sup>5</sup>, Flintbek) noch um den Faktor 6 erhöhte Werte.

Da während der Hochwassersituation große Mengen an **Ammonium** über die Landwirtschaft in die Umwelt gelangten, Abwassertanks beschädigt und überspült wurden, war auch für **Nitrit** ein Anstieg zu beobachten. Die Konzentrationen sanken wesentlich langsamer als die des Nitrats wieder ab, da durch ablaufendes Wasser aus den überschwemmten Flächen immer noch Ammonium (→ Nitrit) ausgespült wurde.

Die durch das eingetragene Elbehochwasser erhöhten stickstoffhaltigen Nährstoff- und Silikatkonzentrationen waren während der Septembereaufnahme in der Deutschen Bucht nicht mehr nachweisbar. Viele Einflüsse, wie Verdünnung durch das Atlantikwasser, Aufzehrung durch Plankton, Denitrifizierung führten zum Rückgang der durch das Elbehochwasser eingetragenen Nährstoffe.

Die höchsten **Chlorophyll a-Konzentrationen** zeigten sich Anfang Juli in küstenferneren Bereichen, einhergehend mit einer starken Zunahme an Diatomeen. Der Anteil der Diatomeen am Phytoplankton nahm im Laufe des Sommers, hauptsächlich bedingt durch die hohen Einträge an Silikat zu.

Ein Vergleich des Elbehochwassers 2002 mit der Hochwassersituation 2013 bezüglich seiner Auswirkungen durch erhöhte Nährstoffeinträge in die Deutsche Bucht ist kaum möglich, da zu viele Einflüsse (siehe oben), nicht zuletzt auch die Jahreszeit, bei der Bewertung berücksichtigt werden müssten.

---

<sup>5</sup> Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein in Flintbek; [http://www.schleswig-holstein.de/LLUR/DE/LLUR\\_node.html](http://www.schleswig-holstein.de/LLUR/DE/LLUR_node.html)

Tabelle 6: Vergleich die mittleren Nährstofffrachten von Nitrat und Phosphat in den Monaten Juni und August mit den Hochwassermonaten Juni 2013 und August 2002 [7] für die Elbe in Hamburg.

	Mittlere Fracht im Juni (1992-2005)	Juni 2013	Mittlere Fracht im August (1992-2005)	August 2002
<b>Nitrat</b>	ca. 3200 t N	ca. 21.000 t N	2000-3500 t N	10.000-15.000 t N
<b>Phosphat</b>	ca. 70 t P	930 t P	60-130 t P	600-1.000 t P

In Tabelle 6 werden geschätzte mittlere Juni- und August-Frachten für **Nitrat** und **Phosphat** mit den mittleren Frachten während der Hochwassersituation im August 2002 und Juni 2013 gegenübergestellt. Während die **Nitratfrachten** im August 2002 um das 4-5-fache angestiegen waren, stiegen im Juni 2013 die Nitratfrachten um das ca. 7-fache an. Die **Phosphatfrachten** erreichten im August 2002 den 8-10-fachen Wert, während im Juni 2013 die Phosphatfrachten um das 13-fache anstiegen. Diese einfachen Vergleiche (ohne Berücksichtigung weiterer Einflüsse) zeigen, dass die Nährstoffbelastung während der Hochwassersituation 2013 ca. ein Drittel höher war als im August 2002. Auswirkungen auf das Nordseewasser in der Deutschen Bucht, wie großflächige Planktonblüten oder ungewöhnliche Sauerstoffmangelsituationen wurden während der Sommer-Monitoringfahrt 2013 allerdings nicht beobachtet.

## 4.3 Metalle

### 4.3.1 Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen in der Elbe

Im Rahmen der Sonderuntersuchungen wurden im Verlauf der Hochwasserwelle am Anleger Wittenbergen sieben Wasser- und Schwebstoffproben auf deren Metallgehalte untersucht. Die Untersuchungen wurden im weiteren Verlauf des Hochwassers (Juli) auf Messungen in der inneren Deutschen Bucht ausgedehnt, um Informationen über die Verteilung der Metallfrachten in die Nordsee zu erhalten.

Ein wesentlicher Faktor bei der Bewertung der Metallbelastung in der Wassersäule ist deren Verteilung zwischen gelöster und schwebstoffgebundener Phase. Diese beeinflusst das Transport-, Transformations-, Sedimentations- und Resuspensionsverhalten der unterschiedlichen Elemente deutlich. In Abbildung 22 ist der gelöst in Wasserproben der Deutschen Bucht vorliegende Elementgehalt (0,45µm Filtrat), bezogen auf den Gesamtgehalt (gelöst und schwebstoffgebunden), als Prozentanteil in einem Boxdiagramm dargestellt. Dabei sind die Elemente von links nach rechts mit zunehmend gelöst vorliegenden Anteilen sortiert. Einige Elemente, wie **Eisen** oder **Blei** liegen deutlich überwiegend schwebstoffgebunden vor (links auf der Elementskala), andere Elemente wie **Cadmium**, **Kupfer** oder **Nickel** überwiegend gelöst.

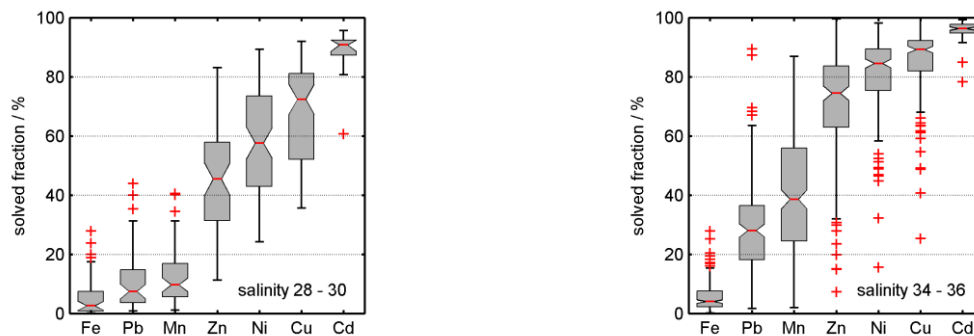


Abbildung 22: Verteilungsstatistik (Box und Whisker<sup>6</sup>) der in der Wassersäule gelösten Elementgehalte als prozentualer Anteil des Gesamtelementgehalts im Wasser und Schwebstoff. Jede Box stellt die Verteilung aller Wintermesswerte (JFM) eines Elements zwischen 2000 und 2011 dar. Die Grafiken repräsentieren Wasserkörper der Salzgehalte 28-30 (links) und >34 (rechts).

Das Verhältnis von gelöster zu schwebstoffgebundener Elementfraktion ist nicht konstant, sondern variiert auf dem Weg vom Elbeästuar in die offene Nordsee. Mit zunehmendem Salzgehalt, also zunehmender Mischung mit dem Meerwasser, verschiebt es sich zugunsten der gelöst vorliegenden Fraktion (vergleiche Abbildung 22 links und rechts).

Die Untersuchungen einzelner Metallgehalte im Verlauf der Hochwasserwelle an der Station Wittenbergen zeigen im Vergleich ähnliche Merkmale. In Abbildung 23 sind zeilenweise die Zeitreihen der Elemente **Eisen**, **Blei**, **Mangan**, **Zink**, **Nickel** und **Kupfer** zusammengefasst, die im Verlauf des Hochwassers im Oberflächenwasser an der Station Wittenbergen gemessen wurden. Die Probenahmen wurden in der Regel bei ablaufendem Wasser, ca. 2 Stunden vor Niedrigwasser, durchgeführt. Lediglich die Proben am 19.06. und am 03.07. wurden davon abweichend bei Niedrigwasser genommen. Diese zeigten daher vergleichsweise hohe Schwebstoffgehalte, die nicht direkt mit den Ergebnissen der übrigen Zeitreihe vergleichbar waren. Diese Messpunkte sind daher in den folgenden Diagrammen Abbildung 23 (rechts) und Abbildung 24 nicht in den Zeitreihen integriert, sondern separat mit eigenen Symbolen ( $\Delta$ ) dargestellt. Im Einzelnen sind für jedes Element, von links nach rechts, der im Filtrat (0,45 $\mu$ m Porenweite) gemessene Elementgehalt, der auf seine Trockenmasse bezogene schwebstoffgebundene Elementgehalt und der wasservolumenbezogene schwebstoffgebundene Elementgehalt dargestellt. Um die gemessenen Konzentrationen einordnen zu können, sind in den Diagrammen Referenzwerte aus dem Zeitraum von 2000 bis 2012 als horizontale graue Balken aufgenommen. Für die im Filtrat gemessenen Werte sind Referenzmessungen der nahe gelegenen Station STADE verfügbar (Abbildung 23 links). Da dort jedoch im Routinemonitoringprogramm keine Schwebstoffmessungen vorgesehen sind, können für diese nur Vergleichswerte der weiter im äußeren Elbeästuar gelegenen Station ELBE1 gegenübergestellt werden (Abbildung 23 Mitte und rechts). Die in den Diagrammen dargestellten horizontalen Bänder repräsentieren die Schwankungsbreite, in der sich die Elementgehalte im dritten Quartal des Jahres in der Regel bewegen (10%-90% Perzentile). Ebenfalls ist der sehr robuste Zentralwert (Median) als blaue Linie hinzugefügt. Der zeitliche Hochwasserverlauf (stündliche Abflusswerte,

<sup>6</sup> Die Boxstatistik bietet eine kompakte Zusammenfassung wichtiger Verteilungskennzahlen. Jedes Boxsymbol fasst eine Vielzahl von Messpunkten zusammen und zeigt symbolisiert deren Verteilungsstatistik. Es wird der Median (zentrale rote Linie, P50) mit 98 % Vertrauensbereich (Einschnürung der Box), der durch Unter- und Oberkante der Box begrenzten Interquartilbereich (P25 – P75) sowie die Extremwerte der Messreihe (Ausleger) dargestellt. Messwerte, die einen Abstand von 1,5 Interquartilbreiten zu den Interquartilgrenzen überschreiten, sind durch Kreuze als Ausreißer kenntlich gemacht.

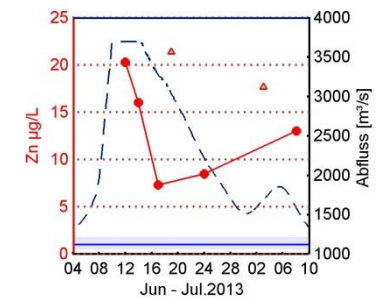
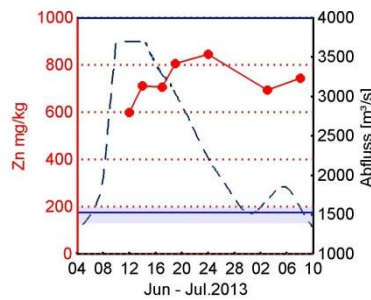
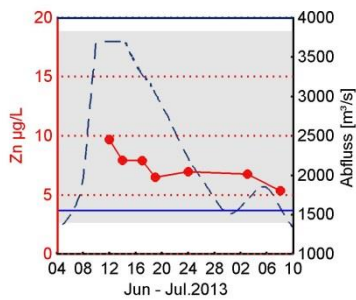
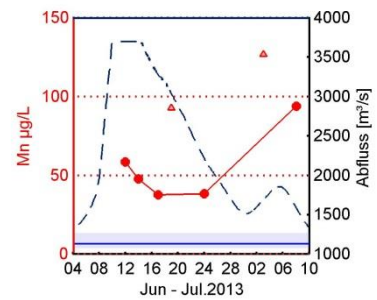
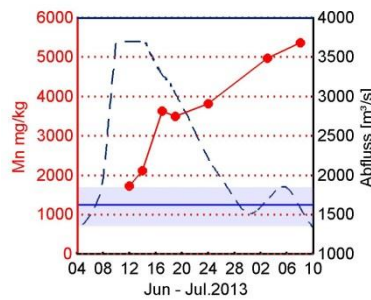
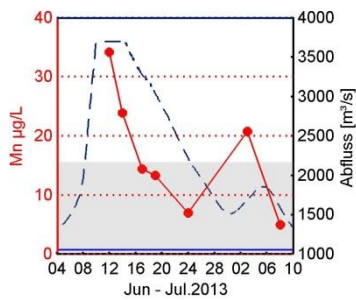
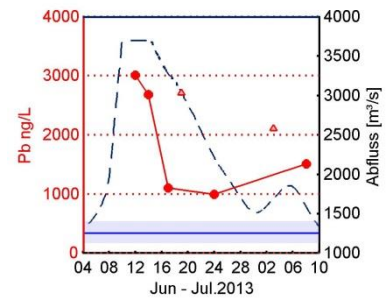
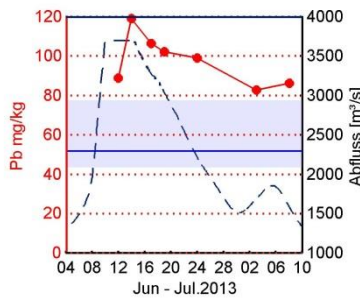
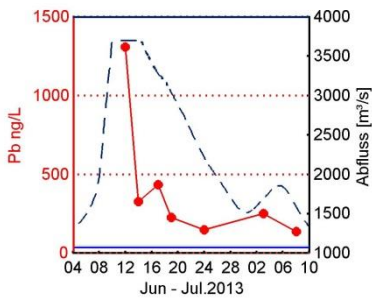
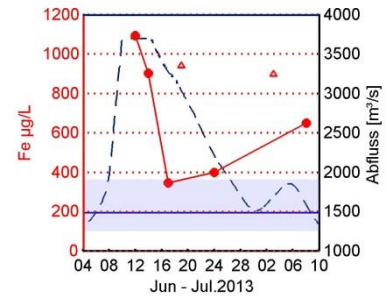
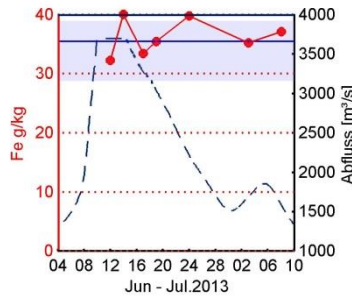
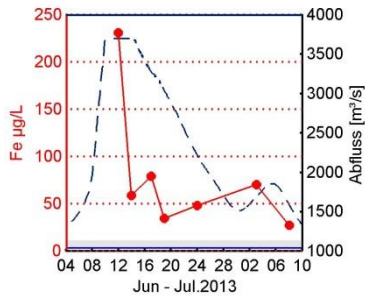


Seemannshöft) ist zur zeitlichen Orientierung als dunkelblaue unterbrochene Linie ebenfalls hinzugefügt.

gelöst  
(0,45µm filtriertes Wasser)

schwebstoffgebunden  
(bezogen auf TM)

schwebstoffgebunden  
(volumenbezogen)



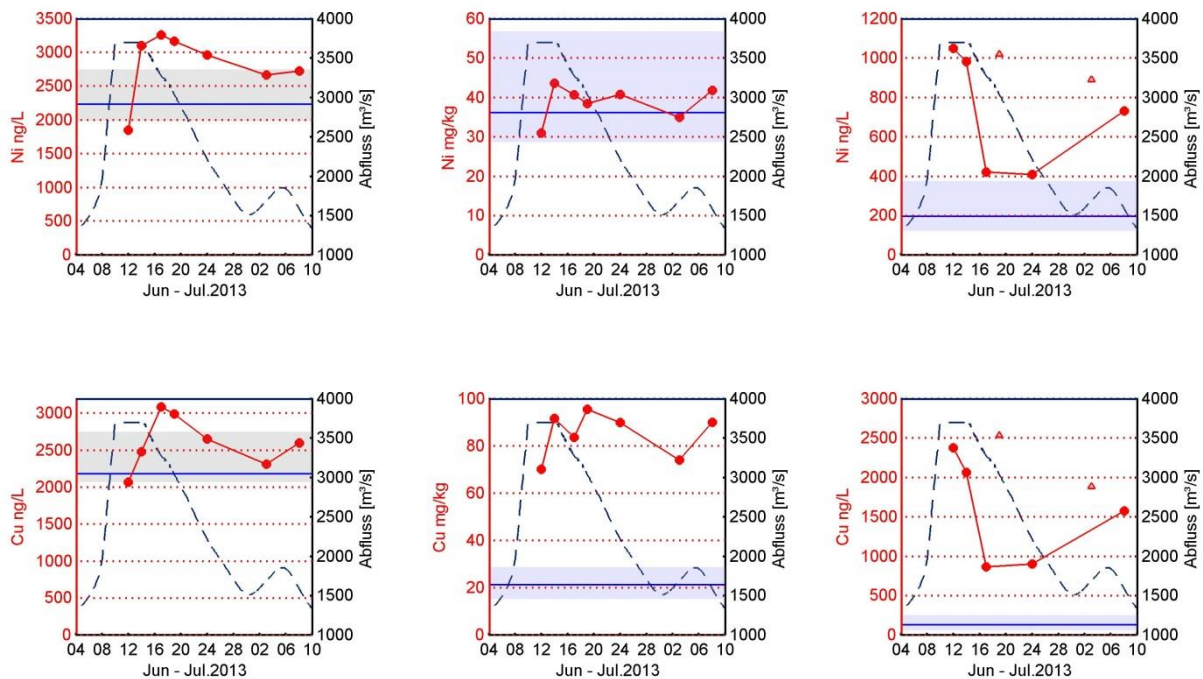


Abbildung 23: Zeitlicher Verlauf der Metallgehalte im filtrierten Oberflächenwasser der Elbe an der Station Wittenbergen [ng/L] (links); auf die Trockenmasse bezogener Elementgehalt im Schwebstoff (Mitte) und schwebstoffgebundener Elementgehalt bezogen auf das Wasservolumen (rechts). Vergleichswerte der Metallgehalte im Filtrat an der Station STADE (links) und schwebstoffgebunden an der Station ELBE1 (Mitte und rechts) in Form eines Balkens (10%-90% Perzentile und Mediane der gelösten Metallgehalte im dritten Quartal der Jahre 2000-2012). Elbe-Abfluss bei Seemannshöft (unterbrochene Linie, blau).

Zur einfacheren Orientierung sind die in der Abbildungsmatrix zeilenweise betrachteten Elemente von oben nach unten mit abnehmender Partikelaffinität sortiert (vergleiche auch Abbildung 22). Die zeitliche Entwicklung der im filtrierten Wasser gemessenen Elementgehalte (links) zeigt eine auffällige Ähnlichkeit von Elementen mit ähnlichem Verteilungsquotienten zwischen wässriger und partikelgebundener Phase. Im Verlauf der Abflusswelle wurden am Scheitelpunkt der Flut die höchsten, gelöst vorliegenden Gehalte der Elemente mit einer hohen Schwebstoffaffinität gemessen (**Eisen, Blei, Mangan, Zink**). Dagegen zeigten die Konzentrationen der Elemente, die eher im Filtrat angereichert sind, ihr Maximum erst mit einer Verzögerung von ein bis zwei Tagen (**Nickel, Kupfer**).

Am Scheitelpunkt des Hochwassers wurden die höchsten **Blei-** und **Eisenkonzentrationen** im Filtrat gemessen (Abbildung 23 links, Seite 27 oben), gegenüber dem Referenzzeitraum 2000 – 2012 ca. um den Faktor 10 bis 100 angereichert. Gleichzeitig wurden auch die höchsten Schwebstofffrachten gemessen (vgl. Abbildung 24). Ein Erklärungsmodell für dieses Verhalten wäre, dass bei maximalem Energieeintrag (Hochwasserscheitel) und gleichzeitig maximaler Schwebstofffracht, der sehr feine kolloidale Eisen- und Blei-Anteil ebenfalls erhöht gewesen sein könnte und dieser dann bei der Messung des Filtrats zusätzlich zur „gelösten Fraktion“ beigetragen haben könnte.

Keines der untersuchten Elemente überschritt die gemäß Richtlinie 2008/105/EG zulässigen Höchstwerte. Im weiteren Verlauf der Hochwasserwelle nahmen die Blei- und Eisen-Gehalte schnell wieder ab. Die im Filtrat gemessenen Konzentrationen der anderen Elemente (**Mangan, Zink, Nickel, Kupfer, Quecksilber**) überschritten das 90% Perzentil des langjährigen Referenzzeitraums kaum oder gar nicht.



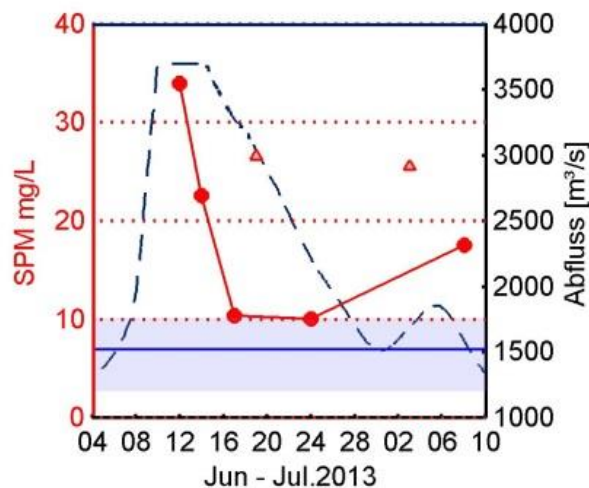


Abbildung 24: Zeitlicher Verlauf des Schwebstoffgehaltes im Oberflächenwasser der Elbe an der Station Wittenbergen (Referenzwerte wie in Abbildung 23)

Im Laufe des Hochwassers änderte sich die Zusammensetzung des Schwebstoffs hinsichtlich seiner Metallgehalte kaum. Auf die Schwebstofftrockenmasse bezogen variieren diese kaum mehr als 20% (Abbildung 23 Mitte). Eine Ausnahme zeigt **Mangan** (Mn), dessen Gehalt mit Bezug auf die Schwebstofftrockenmasse im Verlauf des Hochwassers deutlich zunahm. Mangan ist ein redox-sensitives Element. Es kommt im Wasser, abhängig vom Sauerstoffgehalt, vor allem in den Oxidationsstufen (II) und (IV) vor. Die bei Sauerstoffmangel reduzierte Form Mn(II) liegt vor allem gelöst vor und kann bei steigendem Sauerstoffgehalt reversibel zu partikulärem Mn(IV) oxidiert werden. Die am Hochwasserscheitel im Filtrat gemessenen hohen, im weiteren Verlauf abnehmenden Mangangehalte und die gleichzeitig ansteigende Mangananreicherung am Schwebstoff weisen auf Sauerstoffmangel im Wasserkörper während des Hochwasserscheitels hin, der sich mit dem weiteren Verlauf der Hochwasserwelle abschwächte. Messungen der Sauerstoffsättigung an der Station Seemannshöft (Institut für Hygiene und Umwelt, Hamburg) unterstützen diesen Befund. Am 12.06. und 13.06. wurden 66% und 64% Sättigung gemessen, dann stieg sie zunächst auf 77%, um dann nach einem kurzen Rückgang vom 24. bis zum 26.6. weiter anzusteigen.

Alle anderen untersuchten Metalle zeigten im Verlauf des Hochwasserscheitels vom 12. auf den 14.6., bezogen auf die Trockenmasse Schwebstoff, zunächst zunehmende Gehalte, die dann auf einem weitgehend ähnlichen Niveau verharrten oder wieder leicht abnahmen.

Bezogen auf die Trockenmasse des Schwebstoffes waren die schwebstoffgebundenen Metalle bei Wittenbergen, gegenüber den Messungen in der inneren Deutschen Bucht (ELBE1), entweder angereichert (**Zink > Kupfer > Blei > Mangan**) oder auf gleichem Niveau (**Eisen und Nickel**).

Bezogen auf das Wasservolumen waren die schwebstoffgebundenen Metallgehalte an der Station Wittenbergen gegenüber ELBE1 dagegen ausnahmslos erhöht. Grund dafür waren die an der Elbe, gegenüber der inneren Deutschen Bucht, erhöhten Schwebstoffkonzentrationen.

Mit den im Laufe der Hochwasserwelle deutlich abnehmenden Schwebstoffkonzentrationen und Abflussmengen ergaben sich für alle Metalle vom Hochwasserscheitel bis in den Juli hinein stark abnehmende Metallfrachten.

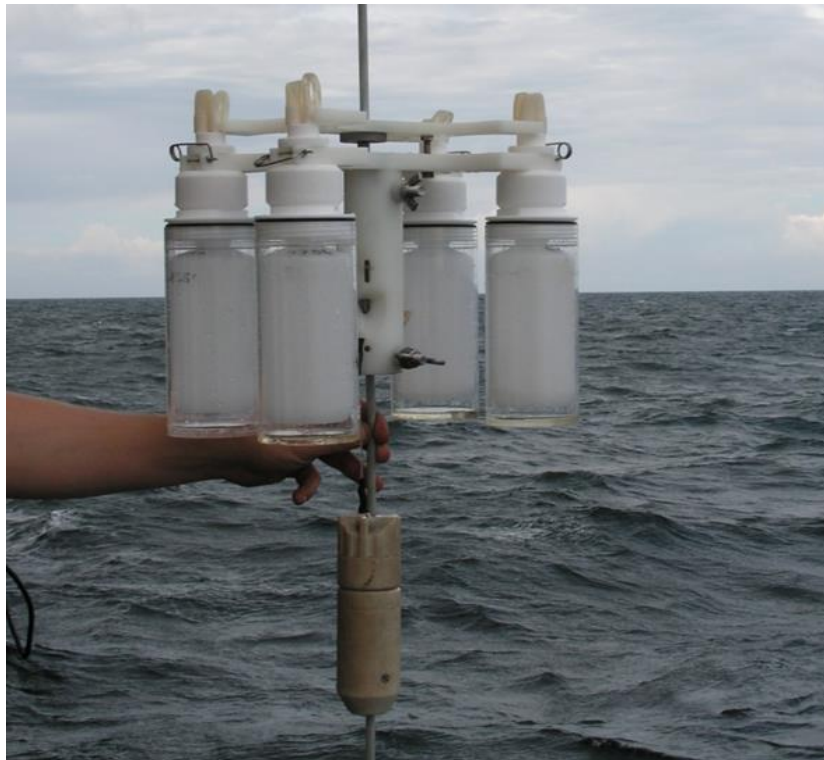


Abbildung 25: Seewasserprobenahme mit dem Mercos-Schöpfer

#### 4.3.2 Konzentrationsverteilung in der Deutschen Bucht

Im Rahmen der Meeresumweltüberwachung wurden im Zeitraum 09.07. bis 11.07.2013 vierzehn Oberflächenwasserproben in der inneren Deutschen Bucht genommen und untersucht.

Überwiegend gelöst vorliegende Elemente zeigen im Verlauf des Elbehochwassers die üblichen räumlichen Verteilungen. Abbildung 26 (linke Spalte) fasst die Messergebnisse der Proben zusammen, die in der Deutschen Bucht zwischen dem 09.07. und 11.07.2013 gewonnen wurden. Zum Vergleich sind Messungen aus dem Vorjahr (rechte Spalte) beigefügt, die im Rahmen des Routinemonitorings im Sommer des Vorjahres durchgeführt wurden.

Die Elementverteilungen während des Elbehochwassers 2013 lassen gegenüber dem Vorjahr keine signifikanten Anomalien erkennen.

09.07.-11.07.2013 (Sonderfahrt)

August 2012 (zum Vergleich)

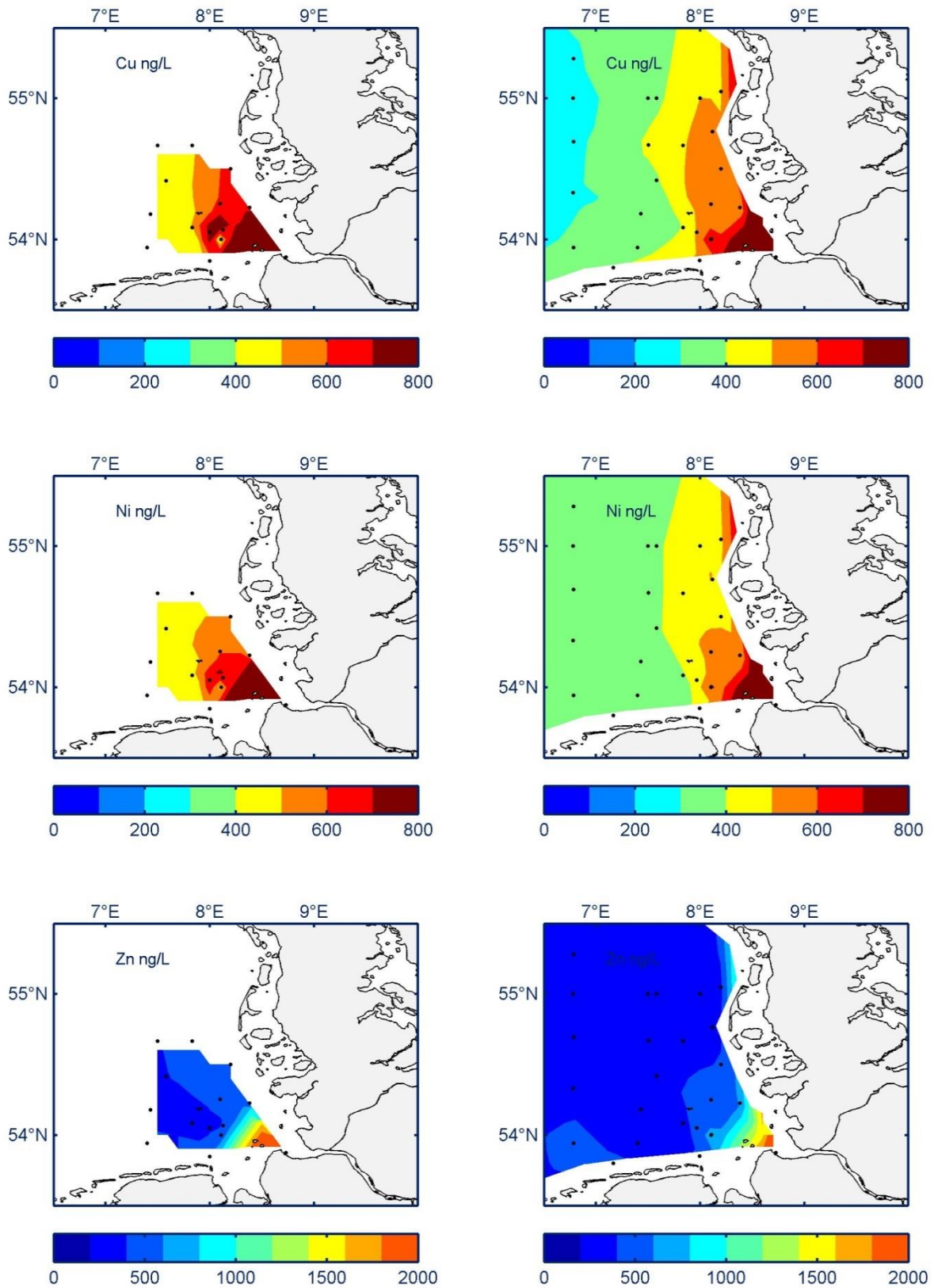


Abbildung 26: Darstellung der räumlichen Verteilung der gelösten Elementgehalte im Oberflächenwasser der Deutschen Bucht. (links) AT211, 09.07.–12.07.2013; (rechts) CE12011 31.08.–09.09.2012.

### 4.3.3 Diskussion und Bewertung

Im Zuge des Elbehochwassers wurden erhöhte Elementkonzentrationen in Wasserproben der Elbe nachgewiesen. Das Maximum der Gehalte wurde während des Hochwasserscheitels, oder kurz (wenige Tage) danach gemessen. Während eher partikelgebunden vorliegende Elemente vor allem durch Resuspension, also mit erhöhtem Energieeintrag in das Oberflächensediment bei starker Strömung mobilisiert und relativ schnell wieder aus der Wasserphase entfernt wurden, waren die vorwiegend gelöst vorliegenden Elemente kaum durch diesen Effekt beeinflusst. Es war nur eine geringe zusätzliche Mobilisierung dieser Elemente mit der Hochwasserwelle zu beobachten. Die mit dem Hochwasser zusätzlich in die Deutsche Bucht transportierten Frachten waren nach aktuellem Kenntnisstand zu klein, um hier, verglichen mit den Vorjahren, einen signifikant sichtbaren Einfluss auf die Elementverteilung im Oberflächenwasser zu verursachen. Es wurden keine Metallgehalte gemessen, die die Qualitätskriterien der Wasserrahmenrichtlinie zur Festlegung des guten chemischen Zustandes im Gewässer überschritten.

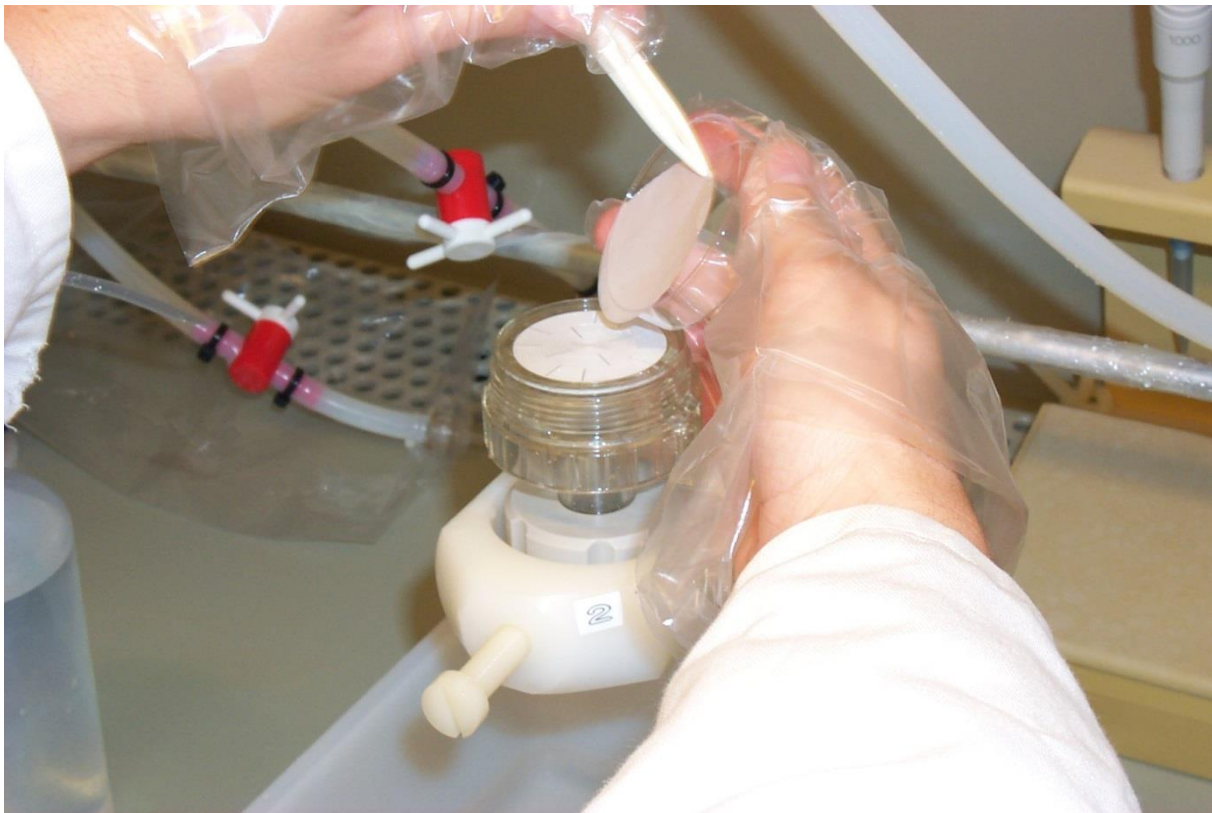


Abbildung 27: Filtration einer Meerwasserprobe zur Abtrennung der Schwebstoffe und Bestimmung der schwebstoffgebundenen Fraktion.

## 4.4 Organische Schadstoffe

### 4.4.1 Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Frachten in der Elbe

Im Rahmen der Sonderuntersuchungen wurden ca. 80 Stoffe aus den Gruppen chlorierte Kohlenwasserstoffe, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Industriechemikalien, Pestizide und Arzneistoffe untersucht. Im Folgenden werden exemplarisch die Ergebnisse für ausgesuchte Vertreter der einzelnen Gruppen dargestellt.

Zu den Pestiziden zählt die Gruppe der **Hexachlorcyclohexane** (HCH), bestehend aus einem Gemisch isomerer Verbindungen, von denen nur das  $\gamma$ -Isomere (Lindan) als Insektizid wirksam ist, die anderen Isomere ( $\alpha$ -,  $\beta$ - und  $\delta$ -HCH) sind technische Nebenprodukte aus dem Produktionsprozess. Die Anwendung dieser Stoffe ist seit den 1970er Jahren verboten, jedoch stellen sie wegen einer Altlast (s.u.) in der Elbe ein spezifisches Problem dar. Aus diesem Grund ist ihre Beobachtung von besonderem Interesse. Wie Abbildung 28 zeigt, nahmen die Konzentrationen von  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH mit der Hochwasserwelle um das 3,7- bzw. 5,7-fache zu, während  $\gamma$ - und  $\delta$ -HCH geringer stiegen (Faktor 2 bis 3,3). Die Frachten nahmen in der Spitze um das 8- bis 26-fache zu, fielen dann aber rasch parallel zu dem Rückgang der Abflussmengen ab und erreichten Anfang August wieder die Ausgangswerte aus der Zeit Ende Mai.

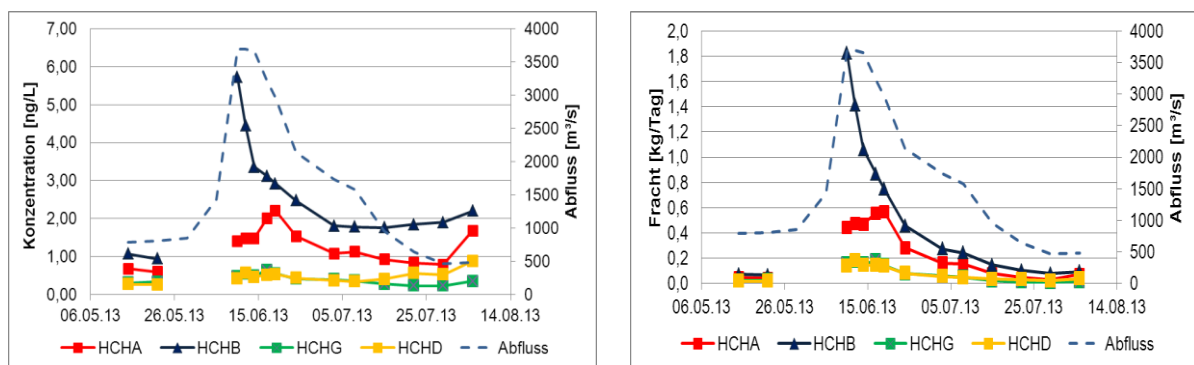


Abbildung 28: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen (links) und Frachten (rechts) der HCH-Isomeren in der Elbe in Hamburg (Wittenbergen).

Das Verhalten der HCH ist ähnlich dem bei früheren Hochwasserereignissen der Elbe beobachtet. Wie bei den Langzeituntersuchungen in Abbildung 29 zu sehen, war es auch in den Jahren 2002 und 2006 zu stark erhöhten  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH-Konzentrationen gekommen. Diese lagen sogar noch wesentlich höher (bis zu 29 ng/L), allerdings waren zu der Zeit auch die „Grundlevel“ in der Elbe noch deutlich höher als jetzt. Der Grund für diese erhöhten HCH-Einträge sind Altlasten im Saale/Mulde-Bereich (ehemaliges „Chemiedreieck“ der DDR). Hier sind noch Altlasten mit diesen HCH-Nebenprodukten vorhanden, die durch Hochwasserereignisse z.T. freigesetzt werden. Diese Einträge sind gegenüber früheren Jahren jedoch sehr viel geringer geworden.



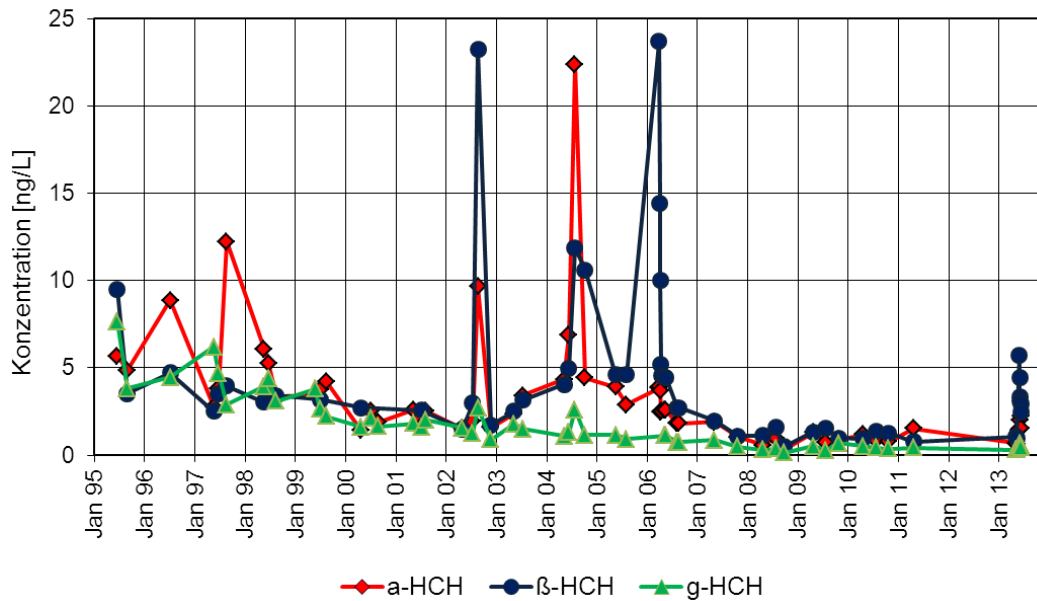


Abbildung 29: Langzeitlicher Verlauf der Konzentrationen der HCH-Isomeren in der Elbe (Beprobung in Wittenbergen und vom Schiff bei Stade).

Auch die **DDT-Metaboliten** und polychlorierten Biphenyle (**PCB**) sind klassische Schadstoffe, die zu den Pestiziden bzw. Industriechemikalien zählen. Sie besitzen zwar keine aktuelle Verwendung mehr in Deutschland, kommen aber noch überall in der Umwelt vor. Die Stoffe sind wesentlich unpolarer als die HCH und dadurch stärker an Schwebstoffen und Sedimenten gebunden als diese. Von den in Abbildung 30 dargestellten Stoffen hebt sich das DDD mit einem deutlichen Anstieg mit dem Abflussmaximum hervor, der zunächst parallel zum Abfluss wieder abnahm. Bemerkenswert war dann jedoch eine erneute Zunahme ab Mitte Juli, da einerseits der Verdünnungseffekt geringer wurde, andererseits aus den überschwemmten Gebieten weitere Chemikalien ausgespült wurden. Ein ähnliches Verhalten ist auch bei dem Metaboliten DDE zu beobachten. Bei den Frachten ist ein entsprechendes Verhalten mit deutlicher Zunahme beobachtbar.

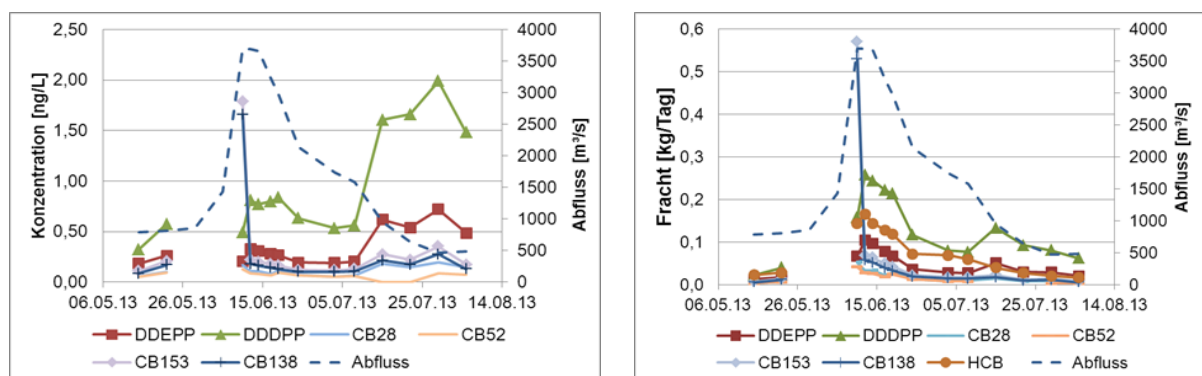


Abbildung 30: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen (links) und Frachten (rechts) ausgewählter DDT-Metaboliten und PCB-Isomeren in der Elbe in Hamburg (Wittenbergen).

Die PCB-Entwicklung ist weniger eindeutig, da nur ein einzelner Messpunkt zu Beginn der Untersuchungen am 10.6.13 mit erhöhten Werten vorhanden ist. Die Repräsentanz dieser Werte ist daher schwer zu bewerten.

Die Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) sind wie die DDT-Metaboliten und PCB stark schwebstoffgebunden. Sie entstehen bei der Verbrennung fossiler

Brennstoffe und werden über viele Quellen diffus in die Umwelt eingetragen. Sie unterliegen starken saisonalen Schwankungen mit deutlich höheren Werten im Winter.

Abbildung 31 zeigt eine relativ hohe Variabilität im Mai, so dass mit der Hochwasserwelle demgegenüber keine deutlichen Konzentrationserhöhungen sondern eher gleichbleibende Konzentrationen vorlagen. Dies kann an der großen Schwankung des Schwebstoffgehaltes liegen. Interessanterweise wurde ab Mitte Juli wie bei den DDT-Metaboliten (Abbildung 30) wieder ein zweiter Anstieg beobachtet. Obwohl keine höheren Konzentrationen der PAK vorlagen, kam es aufgrund der hohen Abflussdaten zu einer deutlichen Erhöhung der Frachten (in der Spitze um den Faktor 4 bis 8).

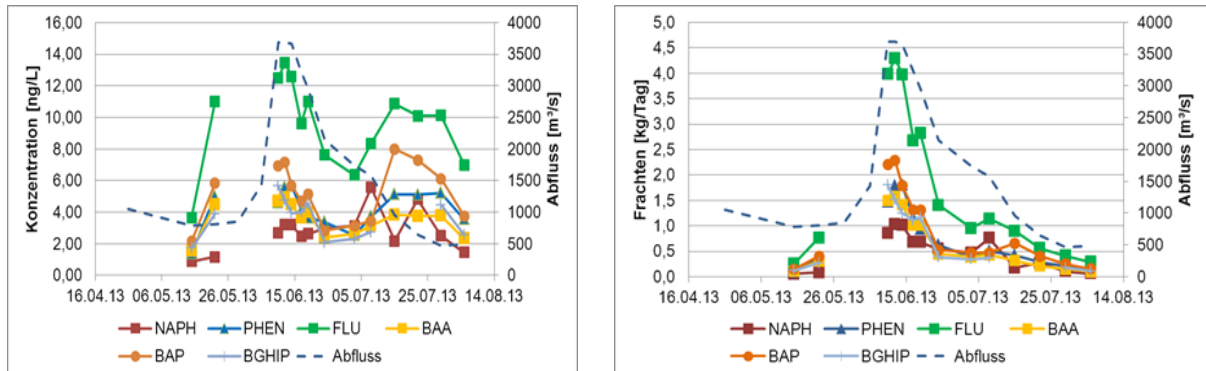


Abbildung 31: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen (links) und Frachten (rechts) ausgewählter PAK in der Elbe in Hamburg (Wittenbergen).

Dieselöl oder andere Mineralölbestandteile wurden nicht in erhöhten Konzentrationen beobachtet. Die gemessenen Kohlenwasserstoffe (n-Alkane) zeigten ausschließlich Muster, die für natürliche Quellen typisch sind. Diese Substanzen sind leichter flüchtig und deshalb offensichtlich an unseren Beprobungsstationen nicht mehr nachzuweisen.

Die insgesamt 25 untersuchten Pflanzenbehandlungsmittel zeigten wiederum sehr unterschiedliche Verhalten, die sich meist aufgrund der Aktualität ihrer Anwendungen erklären lassen. So zeigten die **Herbizide** (Unkrautvernichtungsmittel) **Terbutylazin**, **Bentazon**, **Linuron** und **Metolachlor** sehr starke Konzentrationsanstiege mit Beginn der Hochwasserwelle am 10.6., die im Anschluss parallel zur Abflussmenge wieder abnahmen (Abbildung 32). Zusammen mit den hohen Abflussmengen ergaben sich daraus sehr hohe Frachten – ca. 20 bis 430-fach höher als im Mai. Allerdings muss dabei berücksichtigt werden, dass auch ohne das Hochwasser die Frachten im Anwendungszeitraum dieser Herbizide regelmäßig ansteigen. Auch die ganz unterschiedlichen Konzentrationsverläufe von **MCPA**<sup>7</sup> und **Diuron** müssen mit ihren spezifischen Anwendungszeiten erklärt werden: **MCPA** zeigte bereits Ende Mai hohe Konzentrationen, die dann im Verlauf des Juni nicht weiter stiegen, sondern parallel zur Abflussmenge sanken. Diuron zeigte dagegen erst Mitte Juli einen leichten Konzentrationsanstieg, wurde also durch die Hochwasserwelle kaum beeinflusst (Abbildung 33).

<sup>7</sup> MCPA: 2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure, ein starkes und selektiv wirkendes Herbizid.

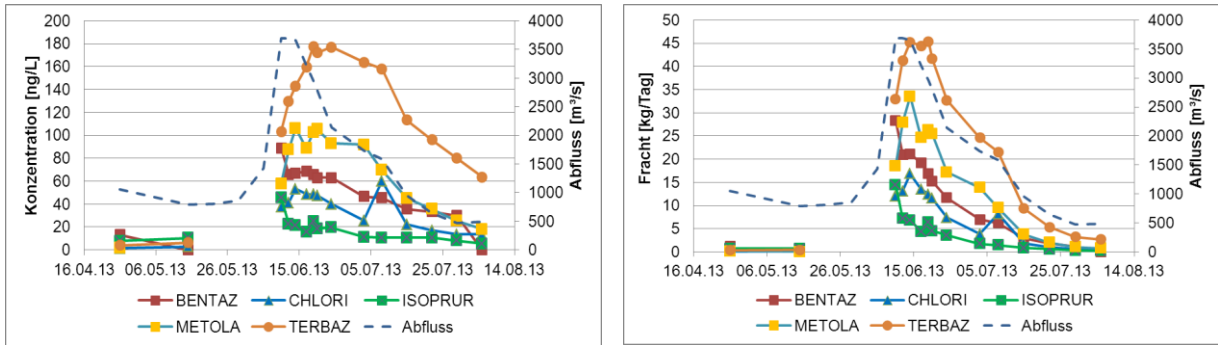


Abbildung 32: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen (links) und Frachten (rechts) ausgewählter Herbizide in der Elbe in Hamburg (Wittenbergen).

Bei den Frachten waren meist erhöhte Werte zu beobachten: sehr stark erhöhte bei den Stoffen, die auch erhöhte Konzentration in der Wasserphase zeigten, etwas geringer erhöhte bei Stoffen mit gleichbleibender Konzentration.

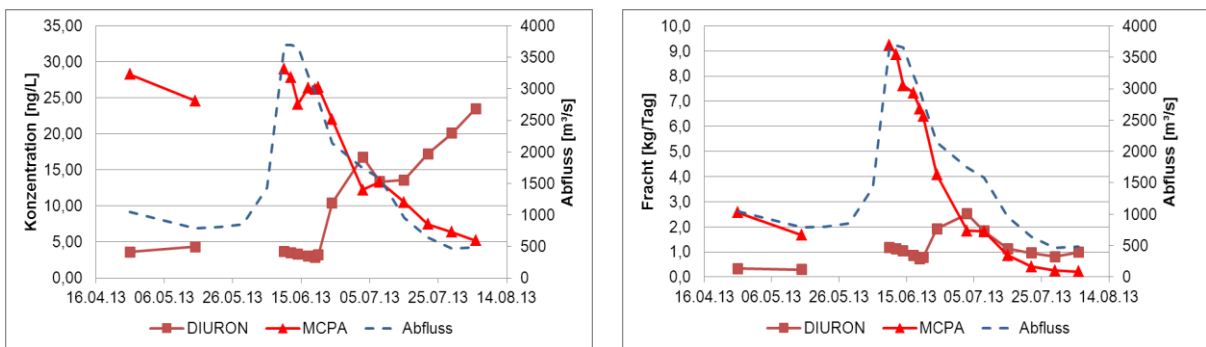


Abbildung 33: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen (links) und Frachten (rechts) ausgewählter Herbizide in der Elbe in Hamburg (Wittenbergen).

Bei Stoffen, die eher punktuell über Kläranlagen eingetragen werden, wie z.B. **Pharmazeutika** oder **Komplexbildner** (z.B. Zusatzstoffe in der Waschmittel- und Reinigungsindustrie), wurden gleichbleibende oder abnehmende Konzentrationen mit Beginn der Flutwelle beobachtet. Dies wird in den Abbildung 34 für den Komplexbildner Benzotriazol und Abbildung 35 für die Pharmazeutika Carbamazepin, Diclofenac und Naproxen gezeigt.

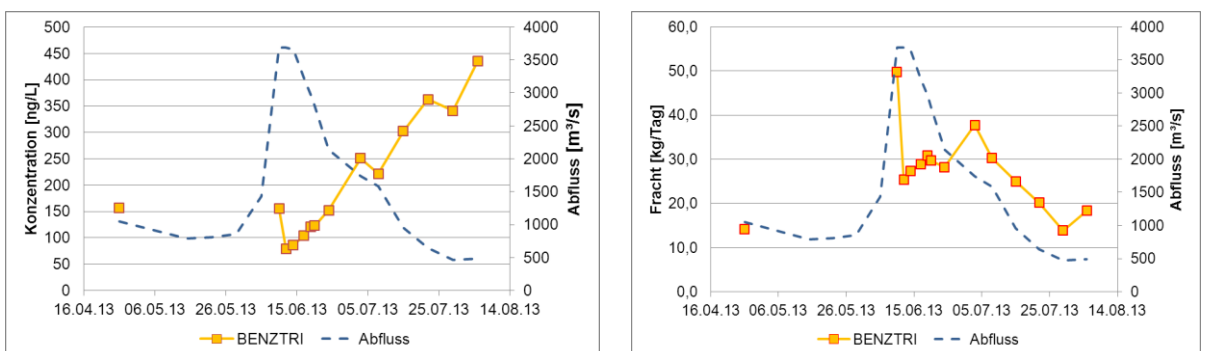


Abbildung 34: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen (links) und Frachten (rechts) von Benzotriazol in der Elbe in Hamburg (Wittenbergen).



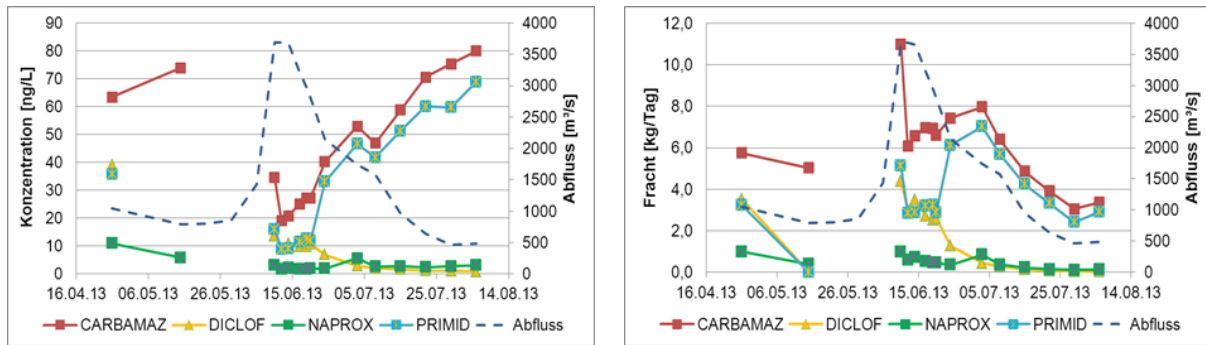


Abbildung 35: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen (links) und Frachten (rechts) ausgewählter Pharmazeutika in der Elbe in Hamburg (Wittenbergen).

Mit dem Abklingen der hohen Abflussmengen nahmen die Konzentrationen dann wieder zu und übertrafen im August z.T. sogar die Vergleichswerte von Ende Mai, wobei zu beachten ist, dass zu diesem Zeitpunkt die Abflussmengen der Elbe bereits geringer waren als im Mai. Die Frachten veränderten sich nur relativ wenig, sie stiegen z.T. kurzfristig an, allerdings bewegten sich die Veränderungen nur um den Faktor zwei. Dieses Verhalten kann damit erklärt werden, dass diese Stoffe aufgrund aktueller Verwendung durch Verbraucher in recht konstanten Mengen über Kläranlagen in die Umwelt gelangen. Aufgrund der gleichbleibenden Eintragsmengen werden die Konzentrationen durch die großen Wassermengen der Elbe während der Flutwelle geringer, während die Frachten relativ konstant bleiben.

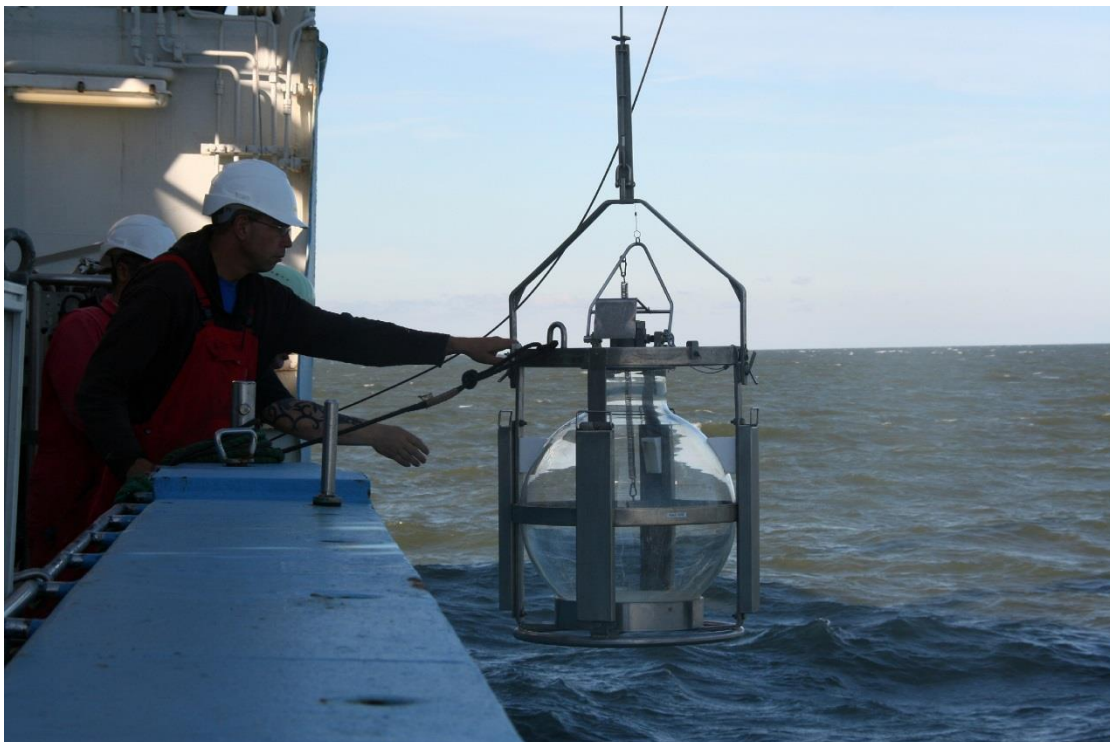


Abbildung 36: Probennahme mit einem 100 L Glaskugelschöpfer

#### 4.4.2 Konzentrationsverteilung in der Deutschen Bucht

Die Konzentrationsverteilungen der untersuchten Stoffe in der Deutschen Bucht im Juli 2013 entsprechen der erwarteten Verteilung, die durch hohe Konzentrationen in der Elbfahne und abnehmende Werte zur offenen See nach Westen und in Richtung Norden charakterisiert ist. Im Detail unterscheiden sich die Verteilungen allerdings für die einzelnen Stoffe signifikant.

In der Abbildung 37 und Abbildung 38 sind zunächst die Konzentrationsverteilungen der Stoffe dargestellt, die erhöhte Frachten in der Elbe zeigten ( $\beta$ -HCH, Terbutylazin, Metolachlor). Die Situation im Juli 2013 (Mitte der Abbildungen) wird jeweils mit den Konzentrationen verglichen, die Ende Mai vor der Hochwasserflut (oben) beobachtet wurden. Die Ergebnisse aus der Septemberfahrt 2013 werden jeweils unten dargestellt. Es ist deutlich erkennbar, dass die Werte im Juli für alle Stoffe signifikant höher waren als im Mai. Die geringsten Erhöhungen wurden für  $\gamma$ -HCH beobachtet (Faktor 1,5) während für Metolachlor die höchsten Veränderungen gefunden wurden (Faktor 10). Der Bereich der erhöhten Konzentrationen umfasst dabei allerdings einen relativ kleinen Bereich der inneren Deutschen Bucht (DB).

Im September 2013 sind offensichtlich keine ungewöhnlichen Konzentrationserhöhungen mehr erkennbar. Wasseraustauschprozesse mit geringer kontaminiertem Meerwasser, advektiver Transport aus der Deutschen Bucht als auch Verdünnung durch Nordseewasser führten zu einem Rückgang der durch das Elbehochwasser verursachten erhöhten Konzentrationen aufgrund der ersten Süßwassereinträge in die Deutsche Bucht.

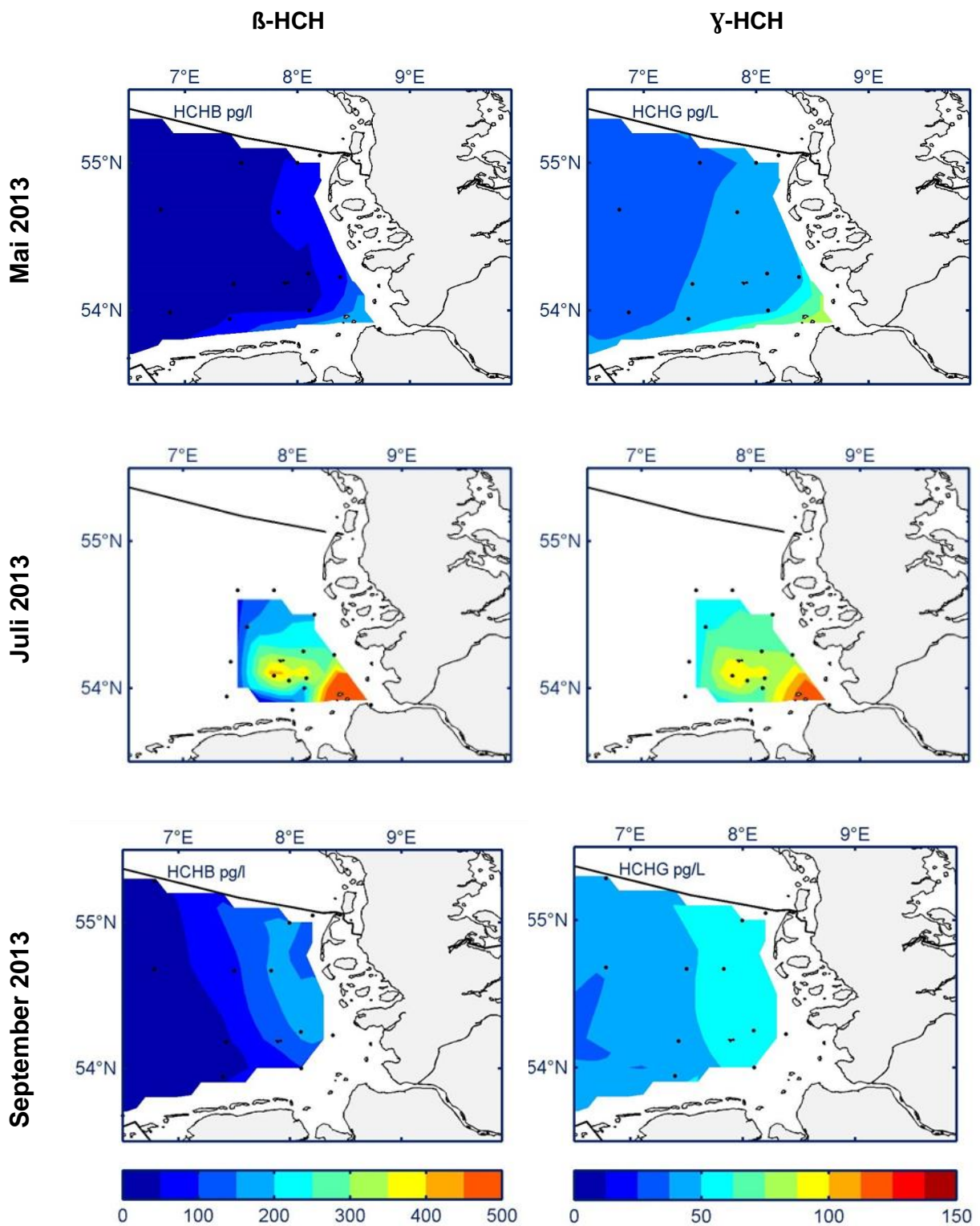


Abbildung 37: Konzentrationsverteilungen von  $\beta$ -HCH (links) und  $\gamma$ -HCH (rechts) im Mai (oben), Juli (Mitte) und September (unten) 2013 (Angabe der Konzentration jeweils in pg/L).

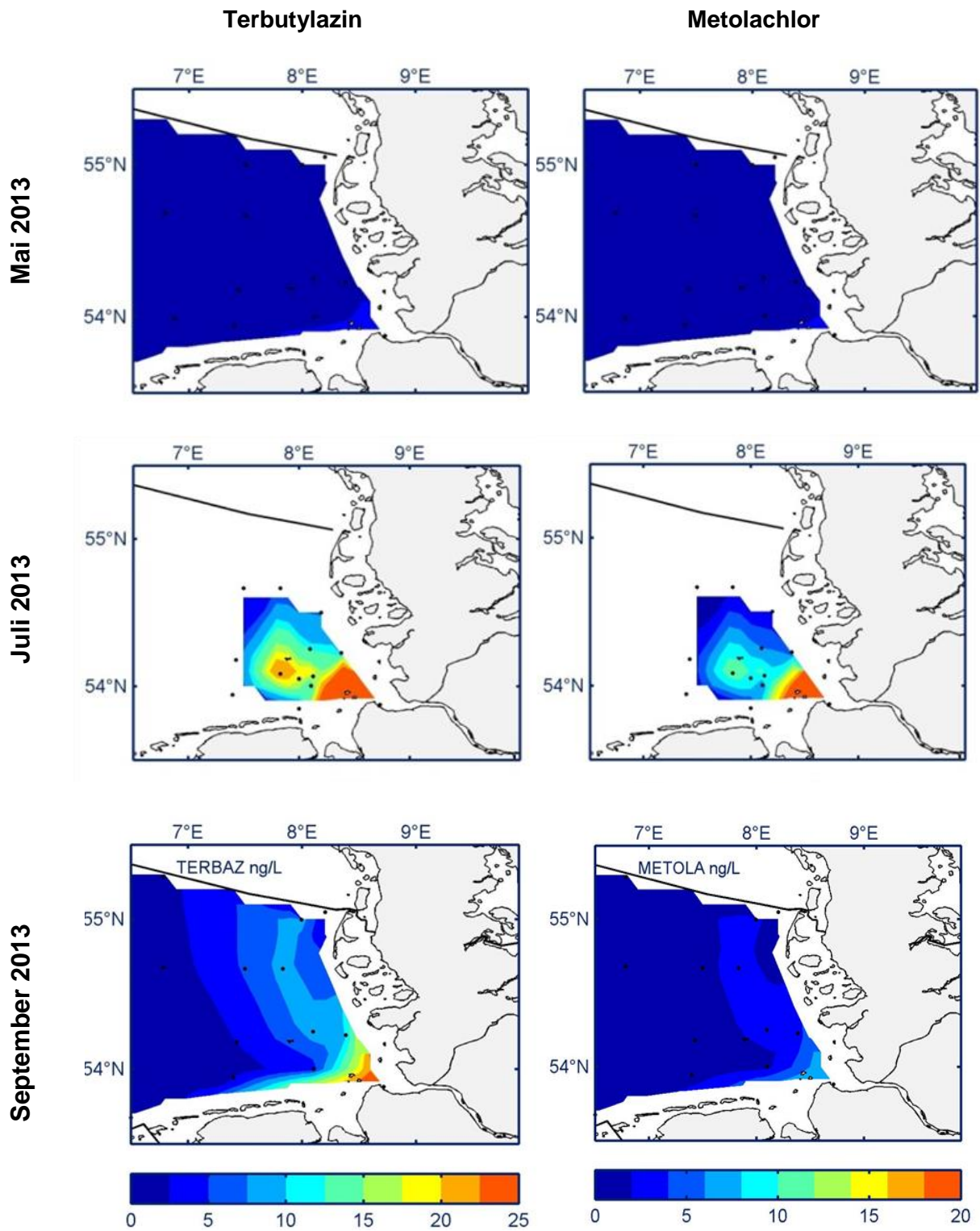


Abbildung 38: Konzentrationsverteilungen von Terbutylazin (links) und Metolachlor (rechts) im Mai (oben), Juli (Mitte) und September 2013 (unten) (Angabe der Konzentration jeweils in ng/L).

Allerdings wird bei genauer Untersuchung deutlich, dass einige Stoffe auch im September noch erhöhte Konzentrationen im Vergleich zu den Mai-Werten und den Vorjahreswerten aufwiesen.

Um die zeitlichen Verläufe der HCH-Konzentrationen besser zu verdeutlichen, sind diese in Abbildung 39 für vier exemplarische Stationen dargestellt; zur Einschätzung der erwarteten Variabilität sind dabei auch die Daten aus dem Jahr 2012 eingetragen. Wie aufgrund der unterschiedlichen Quellstärken aus der Elbe zu erwarten, sind die Veränderungen für die einzelnen Isomeren sehr unterschiedlich. Die deutlichste Konzentrationssteigerung gegenüber den Vormonaten war für  $\beta$ -HCH zu beobachten: Im Juli 2013 wurden auf den Stationen EIDER, URSTR2 und SYLT1 die höchsten Werte gefunden, während im September 2013 die Konzentrationen bereits wieder gesunken waren, aber noch immer deutlich erhöht waren.  $\alpha$ - und  $\gamma$ -HCH waren dagegen nur im Juli 2013 als erhöht erkennbar, während im September 2013 die Werte in der normalen Schwankungsbreite lagen. Auf Station STG16 war für keinen der Stoffe eine Erhöhung zu beobachten, was unterstreicht, dass diese Station durch die Elbehochwasserwelle nicht beeinflusst wurde.

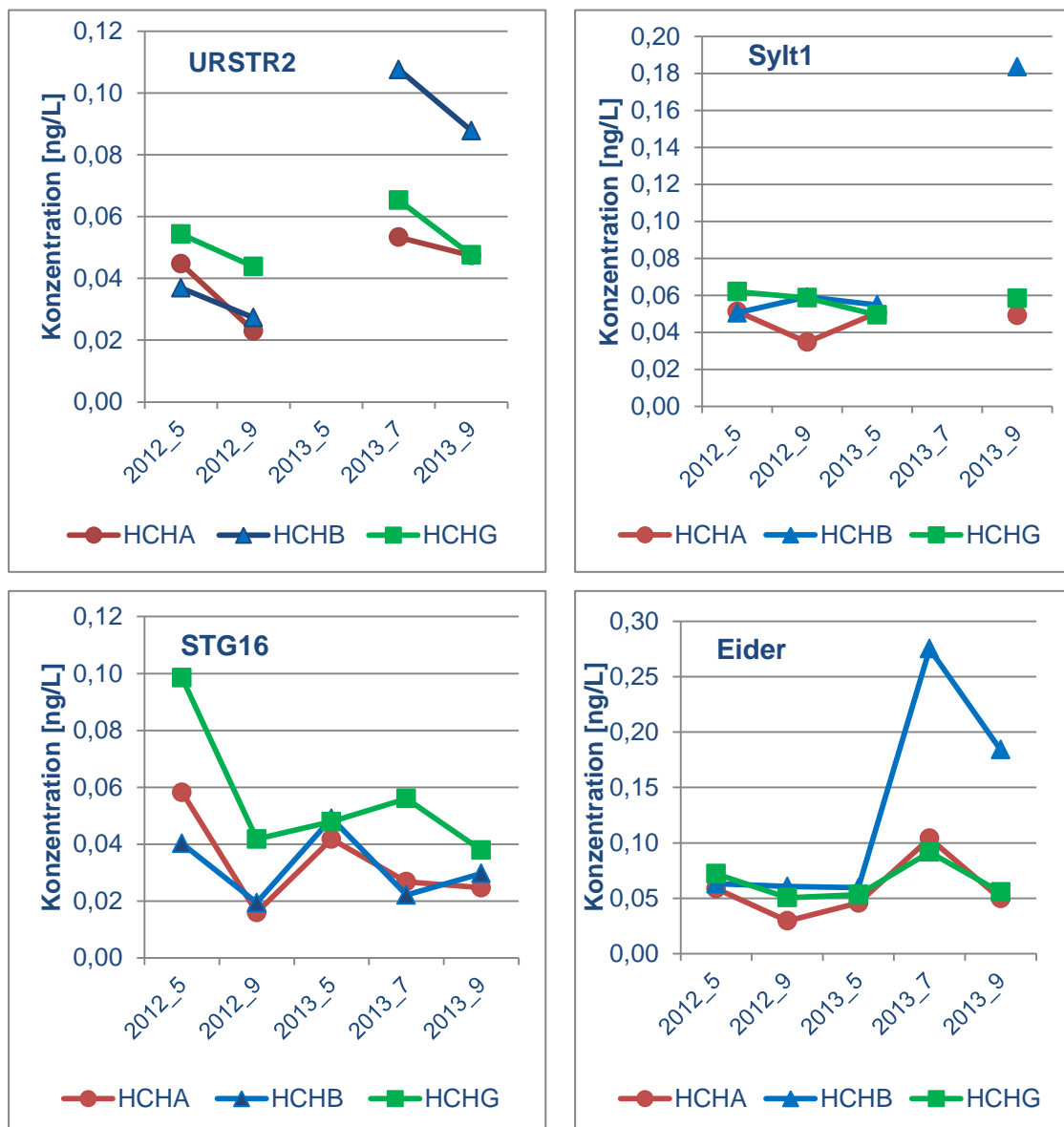


Abbildung 39: Verlauf der HCH-Konzentrationen an exemplarischen Stationen der Deutschen Bucht im Zeitraum 2012 und 2013



In Abbildung 40 sind die Konzentrationsverläufe für die Herbizide **Diuron**, **Metolachlor** und **Terbutylazin** für die Jahre 2012 und 2013 an vier Stationen in der inneren Deutschen Bucht dargestellt. **Diuron** zeigte relativ gleichmäßige Konzentrationen und an keiner Station erhöhte Werte nach dem Hochwasser (Juli und September 2013). Die Stoffe **Metolachlor** und **Terbutylazin** waren im Juli und Sept. 2013 deutlich gegenüber dem Vorjahr und dem Mai 2013 erhöht und zwar an den Stationen EIDER, URSTR2 und SYLT1. In den nördlicheren Stationen (URSTR2 und SYLT1) waren die Konzentrationen im Sept. 2013 am höchsten, während auf der Elb-nächsten Station (EIDER) die September Konzentrationen bereits gegenüber den Juli-Werten wieder abgenommen hatten. Dies lässt sich mit den Durchgang der Hochwasserwelle gut interpretieren und ist in Übereinstimmung mit den Ausbreitungsmodellierungen (s.u.). Auf Station STG16 war wiederum für keinen der Stoffe eine Erhöhung zu beobachten, da diese Station durch die Elbehochwasserwelle nicht beeinflusst wurde.

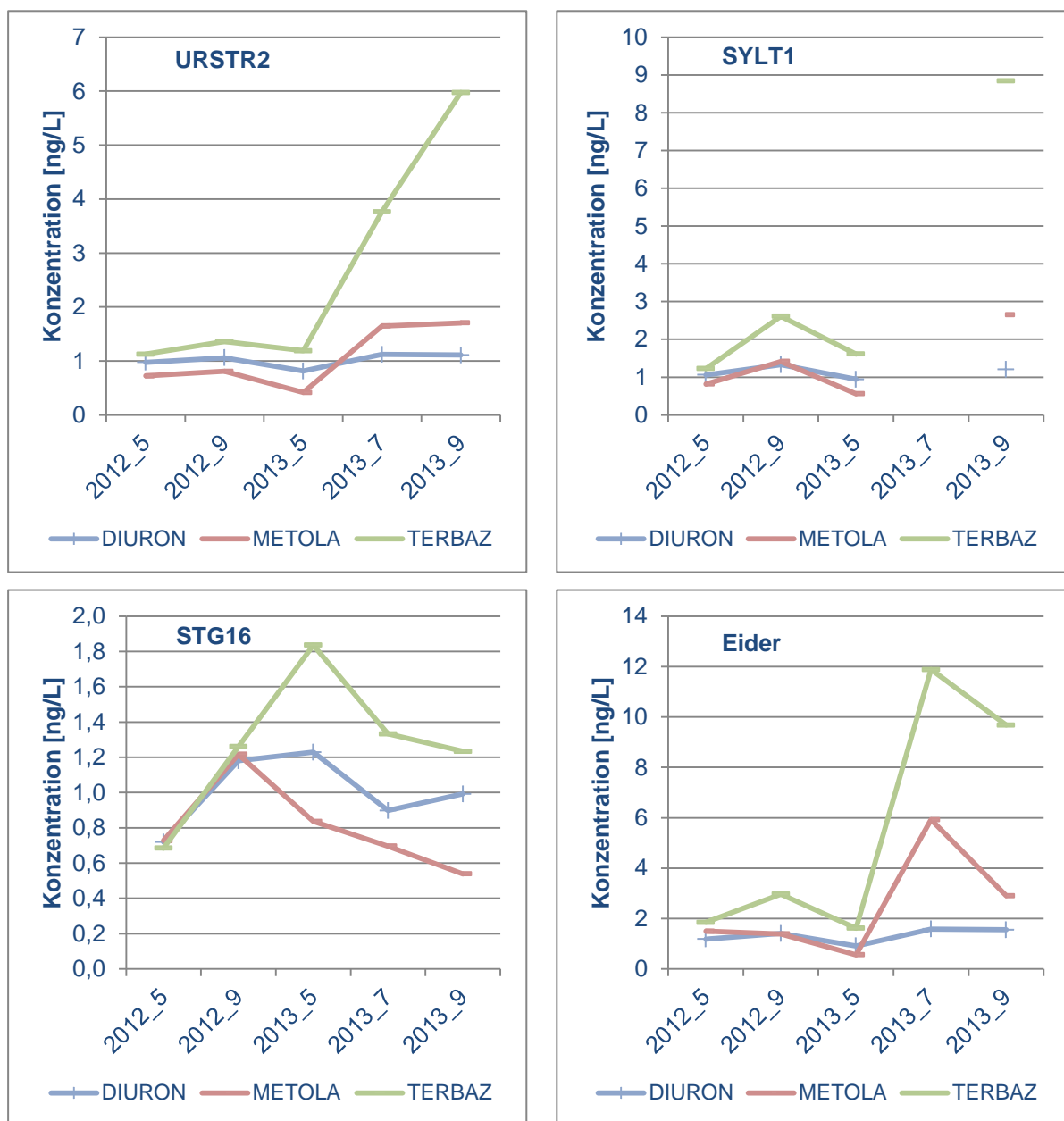


Abbildung 40: Verlauf ausgewählter Herbizid-Konzentrationen an exemplarischen Stationen der Deutschen Bucht im Zeitraum 2012 und 2014 (Werte in ng/L).



In Abbildung 41 sind die Konzentrationsverteilungen in der Deutschen Bucht für das Herbizid Diuron und den Arzneistoff Carbamazepin dargestellt als Beispiele für Stoffe, die keine signifikanten Konzentrationserhöhungen in der Elbe während des Hochwassers aufwiesen. Für beide Stoffe waren im Mai allenfalls geringe Erhöhungen der Konzentrationen zu beobachten (zu beachten ist die starke Spreizung der Skalierung der Darstellung).

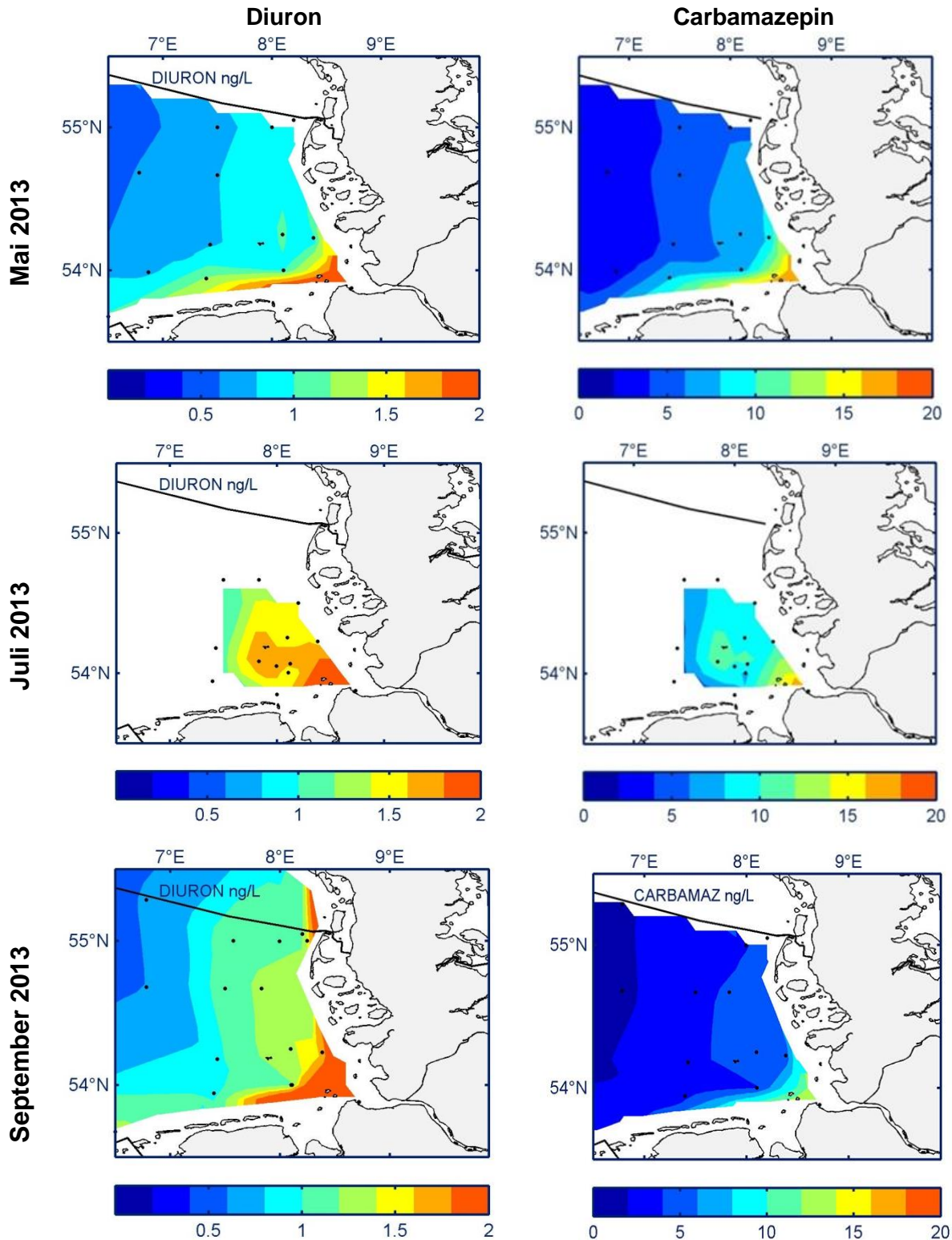


Abbildung 41: Konzentrationsverteilungen von Diuron (links) und Carbamazepin (rechts) im Mai (oben), Juli (Mitte) und September 2013 (unten).

In Abbildung 42 sind die Konzentrationsverläufe von **Carbamazepin** und **Benzotriazol** an der Station Eider dargestellt; wie oben beschrieben, zeigten diese Stoffe keine erhöhte Konzentration in der Elbe; daher war erwartungsgemäß selbst auf der am stärksten von Elbewasser beeinflussten Station Eider auch keine Erhöhung der Konzentration zu beobachten: Die Konzentration im Juli und September lagen im Bereich der Werte vor dem Hochwasser (2012 und Mai 2013). Auch auf den anderen Stationen in der Deutschen Bucht waren keine erhöhten Werte zu beobachten.

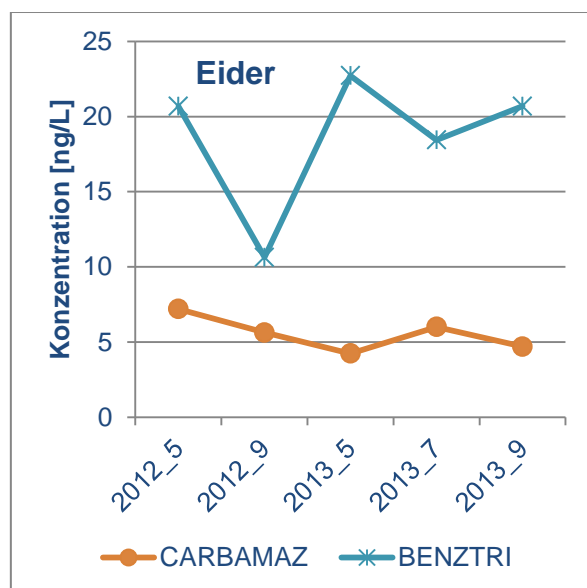


Abbildung 42: Verlauf der Konzentrationen von Carbamazepin und Benzotriazol an der Station Eider im Zeitraum 2012 und 2013 als Beispiel für Stoffe, die durch das Hochwasser im Juni 2013 nicht beeinflusst wurden

Der Einfluss des Elbehochwassers kann ebenfalls sehr gut anhand der Korrelation zum Salzgehalt festgestellt werden, da dieser umgekehrt proportional zum Süßwasseranteil ist. In Abbildung 43 sind die linearen Korrelationen des Salzgehalts exemplarisch gegen die Konzentrationen der drei HCH-Isomeren jeweils für die Daten der Fahrten im Mai, Juli und Sept. 2013 dargestellt. Für  $\gamma$ -HCH (Abbildung 43 unten) weisen alle drei Fahrten sehr gute lineare Korrelationen mit nahezu gleichen Steigungen auf; dies bedeutet, dass der Eintrag durch die Elbe gleich bleibt: Im Mai und September (vor und nach der Hochwasserwelle) sind die Geraden fast deckungsgleich, im Juli kommt es zu einem zusätzlichen Süßwassereintrag und damit zu einer Erhöhung der  $\gamma$ -HCH-Konzentrationen.

Für  $\alpha$ -HCH (Abbildung 43 Mitte) sieht die Situation für den Mai und Sept. ähnlich aus, allerdings weist die Gerade im Juli eine größere Steigung auf, d.h. die  $\alpha$ -HCH Konzentration steigt überproportional zum stärkeren Süßwassereintrag an – aufgrund der erhöhten Quellstärke (Frachten) während der Hochwasserwelle.

Für  $\beta$ -HCH (Abbildung 43 oben) ist dieser Effekt noch wesentlich stärker ausgeprägt, so dass nicht nur im Juli sondern auch noch im September die Kurven unterhalb von  $S=31$  nach oben abknicken. Das bedeutet, dass in diesen Bereichen auch im September noch ein deutlicher Effekt durch das Hochwasser in der Deutschen Bucht nachweisbar ist.

Die Beobachtungen lassen sich gut mit einer reinen Vermischung des Elbewassers mit dem weniger belasteten Nordseewasser erklären. Um auch für Gebiete Konzentrationen abzuschätzen, die im Juli nicht beprobt werden konnten, boten numerische Ausbreitungsrechnungen eine Möglichkeit zur Simulation der vorhandenen Konzentration (s. Kap. 6).

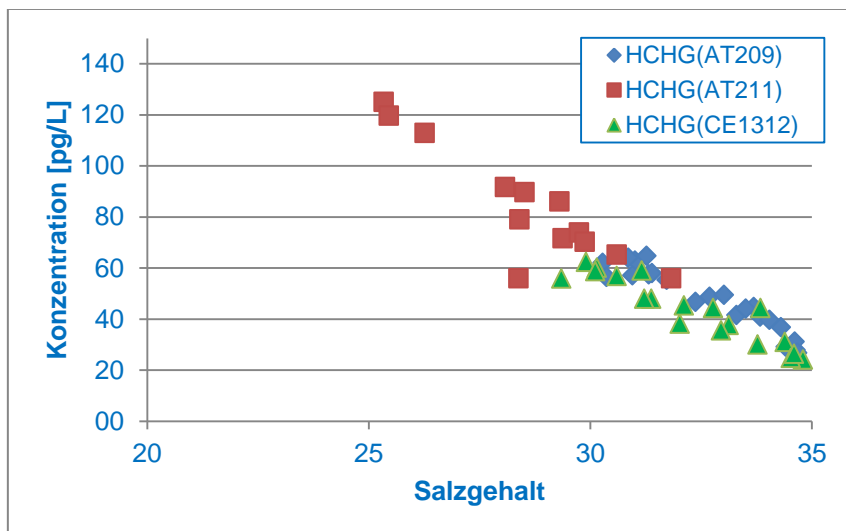
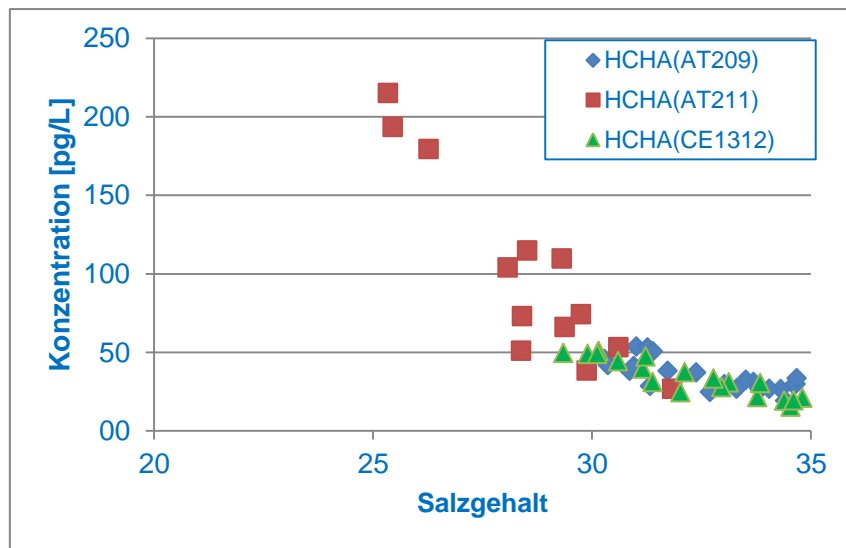
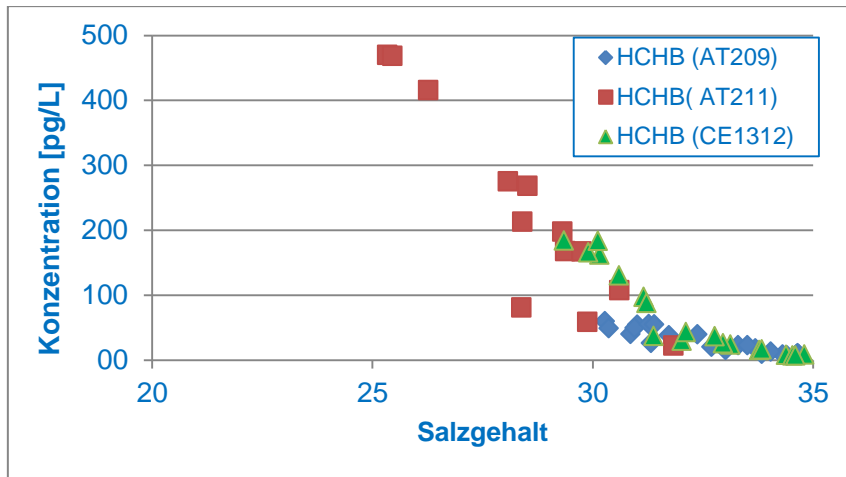


Abbildung 43: Abhängigkeit der Konzentration der Hexachlorcyclohexan Isomeren vom Salzgehalt.

Ergänzend zu den oben beschriebenen grafischen Darstellungen für ausgewählte Stoffe sind in Tabelle 7 zusammenfassend die Veränderungen der Konzentrationen weiterer Stoffe tabellarisch dargestellt. Für die Elbe werden die Verhältnisse Konzentration und Fracht der Maximalwerte zur Hochwasserwelle zu den Mittelwerten vor dem HW-Ereignis aufgeführt.

Analog sind für drei Stationen in der Deutschen Bucht die Verhältnisse der Konzentrationen im Juli (HW) zu denen im Mai (vor dem HW) gegenübergestellt.

Tabelle 7: Vergleich der Konzentrations- und Frachten-Verhältnisse vor und während der Hochwasserwelle in der Elbe und der inneren Deutschen Bucht.

	Maximum der HW-Werte / Mittelwert vor dem HW		Juli-Konzentration / Mai-Konzentration		
	Konz. HH	Frachten HH	MEDEM* (Cux)	EIDER*	STG16*
<b>Abfluss</b>	<b>4,2</b>	<b>4,2</b>			
<b>Süßwasseranteil Verhältnis</b>			1,24	1,46	0,68
<b>Juli/Mai</b>			49,5/40	19,8/13,5	9,1/13,3
<b>NAPH</b>	5,4	14,4	0,25	0,68	1,46
<b>FL</b>	5,2	23,2	0,59	0,86	1,50
<b>PHEN</b>	1,8	8,1	0,78	2,43	2,45
<b>PYR</b>	1,8	8,1	0,88	7,08	1,63
<b>BAA</b>	1,6	7,5	0,79	0,91	0,44
<b>CHRTR</b>	1,5	6,9	0,99	1,18	0,63
<b>BBF</b>	1,7	7,7	0,68	1,01	0,32
<b>BAP</b>	2,0	8,2	0,65	1,27	0,00
<b>I123P</b>	2,1	9,5	0,68	1,18	0,21
<b>BGHIP</b>	2,0	9,3	0,86	2,91	0,32
<b>HCHA</b>	3,5	12,9	3,40	2,27	0,64
<b>HCHB</b>	5,7	26,3	4,42	4,62	0,45
<b>HCHG</b>	2,0	8,1	1,58	1,48	0,99
<b>HCB</b>	1,4	6,4	1,39	1,14	1,27
<b>DDEPP</b>	3,2	6,8	1,91	3,40	1,81
<b>DDPP</b>	4,4	8,3	1,35	1,88	0,19
<b>CB28</b>	2,4	9,2	0,65	1,96	7,60
<b>CB52</b>	1,8	8,1	1,00	3,05	14,12
<b>CB153</b>	(11) nur 1 Wert		1,18	2,64	
<b>CB138</b>	(13) nur 1 Wert		1,24	2,57	
<b>24-D</b>	2,4	10,9	4,16	2,89	0,62
<b>ATRAZ</b>	1,9	7,7	1,67	1,21	0,95
<b>BENTAZ</b>	21,7	23,8	4,43	3,46	0,43
<b>CARBAMAZ</b>	1,2	2,0	0,89	1,15	0,47
<b>CHLORI</b>	28,0	103,8	24,81	9,24	1,19
<b>CHLORTUR</b>	2,2	6,4	1,84	1,28	0,58
<b>DICHLPR</b>	1,2	4,4	0,69	6,31	0,47
<b>DIURON</b>	1,6	3,8	1,06	1,74	0,73

	Maximum der HW-Werte / Mittelwert vor dem HW		Juli-Konzentration / Mai-Konzentration		
	Konz. HH	Frachten HH	MEDEM* (Cux)	EIDER*	STG16*
<b>IRGAROL</b>	1,0	2,5	1,09	2,06	1,32
<b>ISOPRUR</b>	5,1	20,8	0,89	1,00	0,26
<b>LINUR</b>	26,9	93,6	6,23	3,13	0,52
<b>MCPA</b>	1,1	4,4	1,99	5,36	0,54
<b>MECOPR</b>	0,5	2,4	0,72	1,60	0,72
<b>METAZCHL</b>	2,8	9,2	1,37	1,40	0,52
<b>METOLA</b>	61,7	430,4	14,55	10,56	0,83
<b>PFOA</b>	1,9	12,5	2,32	1,72	0,91
<b>PFOS-1</b>	2,2	8,8	1,14	1,50	0,88
<b>SIMAZ</b>	3,5	13,7	3,29	1,38	0,70
<b>TERBAZ</b>	34,9	116,1	21,32	7,35	0,73
<b>TERBUTR</b>	1,7	4,5	0,96	2,43	0,85

\*Die Station Cuxhaven im Elbe-Ästuar ist naturgemäß am stärksten vom Elbewasser beeinflusst (40 bis 50% Süßwasseranteil), Station EIDER liegt in der Elbe-Fahne in der DB und ST16 liegt vor der Ostfriesischen Küste außerhalb des Elbeeinflusses.

Es wird deutlich, dass die Stoffe sich sehr unterschiedlich verhalten haben und eine große Bandbreite an Konzentrationsänderungen zu beobachten war.

#### 4.4.3 Diskussion und Bewertung

Erwartungsgemäß gab es große Unterschiede zwischen einzelnen Stoffen: prinzipiell konnten mit der Hochwasserwelle sowohl ansteigende als auch gleichbleibende oder abnehmende Konzentrationen beobachtet werden. Die Frachten, die sich aus den Abflüssen multipliziert mit den Konzentrationen ergeben, ließen sowohl gleichbleibende als auch steigende Einträge erkennen.

Einige Stoffe zeigten mit der Hochwasserwelle in der Elbe um den Faktor 2 bis 60 höhere Konzentrationen; dazu gehören  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH, Terbutylazin, Bentazon und Metolachlor. Diese Stoffe hatten entsprechend um den Faktor bis zu 430 erhöhte Frachten. Bei diesen Stoffen handelt es sich um Stoffe, die aus überfluteten Flächen freigesetzt wurden, wobei sowohl spezielle Altlasten ( $\beta$ -HCH) als auch kürzlich angewandte Herbizide (Terbutylazin, Metolachlor) betroffen waren.

Zu den Stoffen mit gleichbleibenden Konzentrationen zählen z.B. das nicht mehr verwendete Herbizid Atrazin oder die aus Verbrennungsprozessen stammenden Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK). Diese Stoffe zeigten um 4-bis 8-fach erhöhte Frachten. Auch sie können durch flächenhafte Auswaschungen (Runoff) der überfluteten Gebiete erklärt werden, doch fand hier vermutlich keine aktuelle Anwendung statt.

Eine dritte Gruppe (Benzotriazol, Pharmazeutika) zeigte im Elbewasser geringere Konzentrationen, wurde also durch die Hochwasserwelle verdünnt. Diese Stoffe zeigten nur gering veränderte Frachten mit allenfalls gering und kurzzeitig erhöhten Werten. Diese Stoffe

stammen typischerweise aus punktförmigen Quellen (Klärwerken) und ihr Eintrag wird durch das Hochwasser kaum beeinflusst.

Dieselöl oder andere Mineralölbestandteile wurden nicht in erhöhten Konzentrationen beobachtet, denn sie sind überwiegend leicht-flüchtig und waren daher in der Wasserphase nicht mehr nachzuweisen. Die gemessenen Kohlenwasserstoffe (n-Alkane) zeigten ausschließlich Muster, die für natürliche Quellen typisch sind.

Nach Abklingen der Hochwasserwelle normalisierten sich die Konzentrationen und Frachten wieder. Im August waren die Abflüsse der Elbe unter die Werte gesunken, die im Mai gemessen wurden.

Eine Auffälligkeit wurde bei einigen Stoffen im Juli beobachtet, bei denen sich kurzzeitige Konzentrationsmaxima zeigten. Eine Erklärung konnte bisher dafür nicht gefunden werden. Da zu diesem Zeitpunkt die Abflusswerte bereits wieder stark gesunken waren, veränderten sich dabei die Frachten kaum. Vermutlich besitzt das Elbewasser eine gewisse Residenzzeit in der Tideelbe, so dass zwar der Wasserspiegel sinkt, aber nicht gleichzeitig damit der Transport kontaminierter Wassermassen verbunden ist.

In der Deutschen Bucht wurden im Juli bei denjenigen Stoffen, die keine signifikanten Konzentrationserhöhungen in der Elbe aufwiesen (PAK, PCB; DDT-Metaboliten und Pharmazeutika), keine signifikanten Konzentrationsänderungen beobachtet - im Vergleich zur erwarteten Schwankungsbreite.

Dagegen wurden signifikante Effekte auf die Konzentrationen bei den Schadstoffen beobachtet, die in der Elbe erhöhte Konzentrationen zeigten (HCH-Isomere, Herbizide). Die betroffenen Beprobungsstationen umfassten allerdings nur einen relativ engen Bereich in der inneren Deutschen Bucht. Stationen außerhalb der Elbe-Fahne zeigten keine erhöhten Werte. Im September waren die Konzentrationen gegenüber den Juli-Werten an den meisten Stationen wieder deutlich zurückgegangen. Bei genauerer Betrachtung – insbesondere bei Berücksichtigung der Vorjahreswerte - konnten aber auch im September noch erhöhte Konzentrationen identifiziert werden; dies betraf insbesondere die nördlichen Stationen der Deutschen Bucht, wo die „Hochwasserwelle“ der Elbe später durchfloss als bei den mündungsnahen Stationen im Süden. Die Ausbreitungssimulationen wurden weitgehend durch die beobachteten Verteilungsmuster bestätigt; dadurch konnten die Verteilungsstrukturen auch außerhalb der beprobten Messstationen ergänzend abgeschätzt werden.

Die in der Deutschen Bucht beobachteten Konzentrationssteigerungen waren mit einem Faktor von 1,5 bis 10 relativ gering und lassen keine akuten ökologischen Auswirkungen erwarten, da die Konzentrationen immer noch deutlich unter akuten ökologischen Effektgrenzen der Stoffe liegen. Sie bewegten sich in Bereichen, die in den beobachteten Schwankungsbreiten der vergangenen 10 Jahre liegen. So lagen z.B. die Konzentrationen von  $\beta$ -HCH noch vor 5 Jahren in dem Bereich der jetzt durch das Hochwasser verursachten erhöhten Konzentrationen. Für langfristige, chronische Effekte lagen die erhöhten Konzentrationen nicht lange genug vor, so dass auch mittelfristig keine Beeinträchtigungen erwartet werden.

Ein Vergleich der Ergebnisse mit denen des Hochwasserereignisses im Jahre 2002 (Nies et al., 2003, [8]) ist nur eingeschränkt möglich, da für die meisten polaren Stoffe (Herbizide, Pharmazeutika) zu der Zeit nur eine geringe Datengrundlage vorlag. Dies erschwerte die Interpretation bezüglich einer Differenzierung zwischen bisher beobachteten Schwankungen und spezifischen Hochwassereinflüssen erheblich. Anhand der inzwischen größeren Datenlage konnte festgestellt werden, dass 2002 die Herbizide Atrazin, Simazin, Prometrin



und Terbutylazin durch das Hochwasser verstärkt in die Deutsche Bucht eingetragen wurden und ebenfalls deutliche Anstiege ihrer Konzentration infolge des Hochwassers zeigten.

Zwischen 2002 und 2013 wurde eine deutliche Verschiebung des Herbizid-Musters beobachtet. 2002 waren die drei zuerst genannten Stoffe in deutlich höheren Konzentrationen vorhanden als 2013. Im Jahr 2013 war Terbutylazin das dominierende Herbizid, während die anderen drei Stoffe unauffällig waren.

Bei den klassischen unpolaren Schadstoffen zeigten sich dagegen zwischen 2002 und 2013 sehr ähnliche Ergebnisse. Auch 2002 waren die deutlichsten Konzentrationssteigerungen bei  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH zu beobachten. Die Konzentrationsanstiege in der Elbe waren 2002 weitaus größer als 2013, allerdings waren zu der Zeit auch die Grundlevel höher. Die Verteilung des  $\beta$ -HCH wurde 2002 als bester Tracer für den Elbewassereintrag verwendet; erhöhte  $\beta$ -HCH-Konzentrationen konnten damals bis an den westlichen Rand der Deutschen Bucht beobachtet werden. Aufgrund der damaligen langen Ostwindsituation war das durch das Hochwasser beeinflusste Gebiet sehr weit nach Westen ausgedehnt. Im Gegensatz dazu herrschten 2013 primär westliche und nordwestliche Winde vor; dadurch wurde nur ein relativ schmaler Streifen entlang der nordfriesischen Küste durch die Hochwasserflut beeinflusst.

## 5 Effektorientiertes Monitoring – Detektion toxisch wirkender Substanzen mit Leuchtbakterien

Neben der rein chemischen Analytik im Rahmen des Elbe-Hochwasser-Monitorings sollten die bei Wittenbergen genommenen Wasserproben auch auf toxikologische Effekte untersucht werden. Hierfür wurde eine Kombination aus Dünnschichtchromatographie und Detektion toxisch wirkender Substanzen mit Leuchtbakterien (LB) eingesetzt: Die Probenextrakte werden chromatographisch auf einer Dünnschichtplatte aufgetrennt. Im Anschluss wird die Dünnschichtplatte mit einer LB-Suspension benetzt und die Biolumineszenz der LB detektiert (Abbildung 44). Das Ergebnis ist ein Graustufen-Bild, auf dem die Fraktion der Probe, welche eine toxische Wirkung auf die LB besitzt, als dunkler Bereich sichtbar wird [9,10].

Die Detektion der Biolumineszenzhemmung zeigt einen deutlichen zeitlichen Verlauf der in den Proben vorhandenen Substanzen (Abbildung 45). In den Rf-Bereichen 0,75 und 0,4 (Rf = Retentionsfaktor) ist eine Intensivierung der Biolumineszenzhemmung des dort detektierten Hemmbands mit einem Maximum am 20.06.13 zu verzeichnen. Beide Banden sind in der Probe vom 24.06.13 fast nicht mehr vorzufinden. Umgekehrt verhält es sich mit der im Rf-Bereich 0,15 detektierten Hemmbande. Hier ist eine Intensivierung der Hemmung über den gesamten Zeitverlauf zu verzeichnen, mit einem Intensitätsmaximum am 24.06.13.

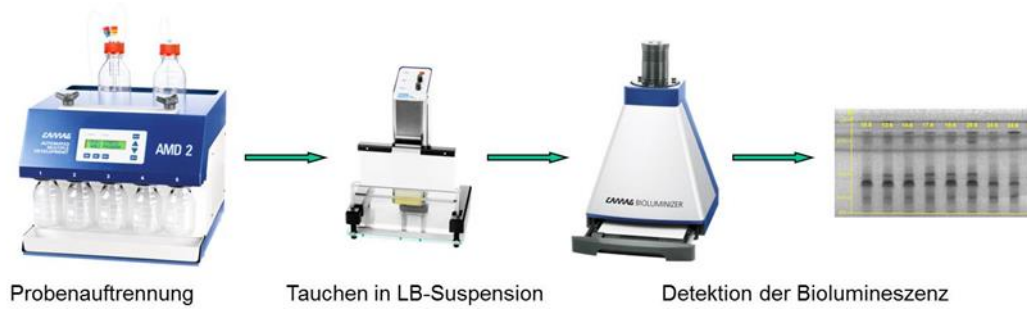


Abbildung 44: Verfahren zur Detektion toxischer Substanzen mit Leucht Bakterien

Ähnliche Konzentrationsverläufe konnten auch bei den Zielanalyten des BSH-Monitorings beobachtet werden. Hier kam es bei einigen Analyten wie bspw. Terbutylazin und Metolachlor zu starken Konzentrationserhöhungen in den Elbewasserproben während des Hochwassers (vgl. Abbildung 38 und Abbildung 32). Eine abnehmende Analytenkonzentrationen wurde bspw. bei einigen Pharmazeutika gemessen (vgl. Abbildung 42). Der Rückgang der Konzentration kann auch durch Verdünnungseffekte, die während des verstärkten Elbewasserabflusses auftraten, erklärt werden.

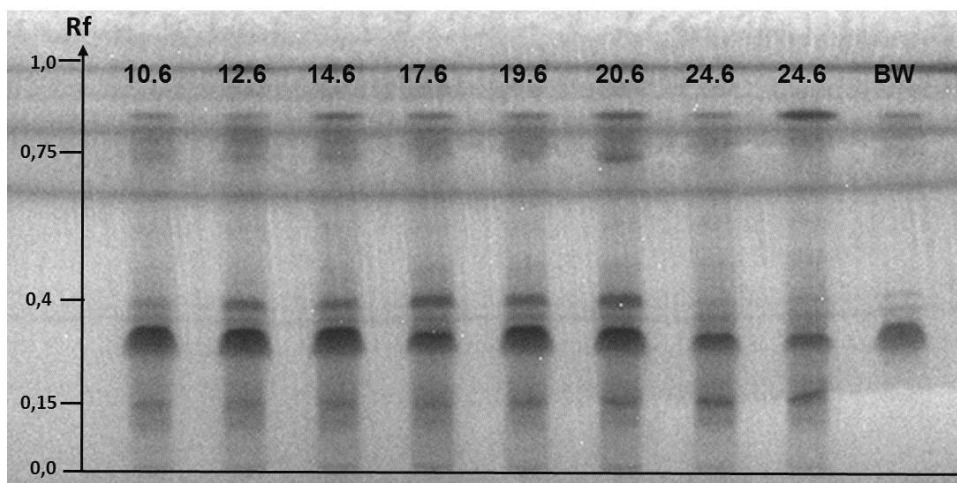


Abbildung 45: Detektion toxischer Substanzen in den Elbe-Hochwasserproben

Da es sich hierbei um eine neu eingesetzte Methode handelt, liegen noch keine Vergleichsdaten aus den vergangenen Jahren vor. Die Ergebnisse geben demnach nur Hinweise darauf, dass es während des Elbehochwassers zu einem Konzentrationsanstieg einiger toxisch wirkender Substanzen kam. Aufgrund der guten Übereinstimmung der Ergebnisse mit denen des Zielanalyten-Monitorings ist geplant, die Methode weiterhin als Ergänzung zum Standard-Monitoring einzusetzen. Hierbei soll neben der Aufnahme von Vergleichsdaten auch eine Identifizierung der toxisch wirkenden Substanzen erfolgen.

## 6 Numerische Ausbreitungsrechnungen des Elbehochwassers

Das BSH betreibt ein umfangreiches numerisches Vorhersagemodellsystem, mit dem im täglichen operationellen Betrieb Vorhersagen von Wasserstand und Strömung sowie Salzgehalt, Temperatur und Eisbedeckung von Nord- und Ostsee berechnet werden. Alle Simulationsergebnisse werden schließlich zur weiteren Verwendung in einem Datenarchiv abgelegt. Eine Komponente des Vorhersagesystems, die die archivierten Daten intensiv nutzt, ist das sogenannte Eulersche Ausbreitungsmodell mit dem die hier analysierten numerischen Ausbreitungsrechnungen durchgeführt wurden.

Zur Unterstützung der Interpretation der Messwerte wurde die Ausbreitung zweier ausgewählter Stoffe ( $\beta$ -HCH, Terbutylazin) mit dem Eulerschen Ausbreitungsmodell des BSH (BSHdmod.E) simuliert [11]. Als Grundlage für diese Simulationen dienten die archivierten Strömungsdaten, die zuvor mit dem BSH-Zirkulationsmodell (BSHcmod V4) berechnet wurden. Die Strömungsdaten haben in der Deutschen Bucht und in der Tideelbe eine horizontale Auflösung von etwa 900 m und im hier relevanten oberflächennahen Teil des Wasserkörpers eine Schichtdicke von 5 m. Die Strömungsdaten liegen dabei in einem zeitlichen Abstand von 15 min vor. Das Modellgebiet erstreckt sich elbaufwärts bis Geesthacht und ist nordseeseitig in ein Nord-/Ostseemodell eingebettet. Bei Geesthacht wird der jeweils aktuelle Frischwasserabfluss der Elbe anhand von Pegeldaten berechnet und dem Modell vorgegeben. Die während des Elbhochwassers aufgetretenen Spitzenwerte sind allerdings als unsicher einzustufen, da die Ableitung der Abflusswerte aus Pegelmessungen bei derartigen Extremwasserständen problematisch und mit hohen Fehlern behaftet ist. In den Ausbreitungsrechnungen wurden die zeitabhängigen Konzentrationen der simulierten Stoffe in Nähe der Messstelle Wittenbergen entsprechend der in Abbildung 37 und Abbildung 38 dargelegten Werte vorgegeben. Beide Stoffe werden im Verlauf der Ausbreitungsrechnungen als passive Tracer behandelt, es werden somit keinerlei chemische Veränderungen, Anlagerungen an Schwebstoffe oder andere Umwandlungsprozesse berücksichtigt. Die Rechnungen wurden jeweils am 01.06.2013 gestartet und bis zum 16.09.2013 fortgeführt. Im gesamten Modellgebiet wurden zum Startzeitpunkt konstante Konzentrationen vorgegeben, die den Messwerten im Mai 2013 entsprechen. Für die graphische Auswertung wurde jeweils nur die oberflächennächste Schicht mit einer Dicke von 5 m betrachtet.

In der Abbildung 46 und Abbildung 47 sind die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen für die Stoffe  $\beta$ -HCH und Terbutylazin dargestellt. Die Simulationen zeigen deutlich den Einstrom des höher belasteten Elbewassers in die Deutsche Bucht und dessen Verdriftung nach Norden entlang der nordfriesischen Küste. Der betroffene Bereich ist nur auf die innere Deutsche Bucht beschränkt und die Ausbreitung erfolgt aufgrund der ruhigen Wetterlage insgesamt recht langsam.

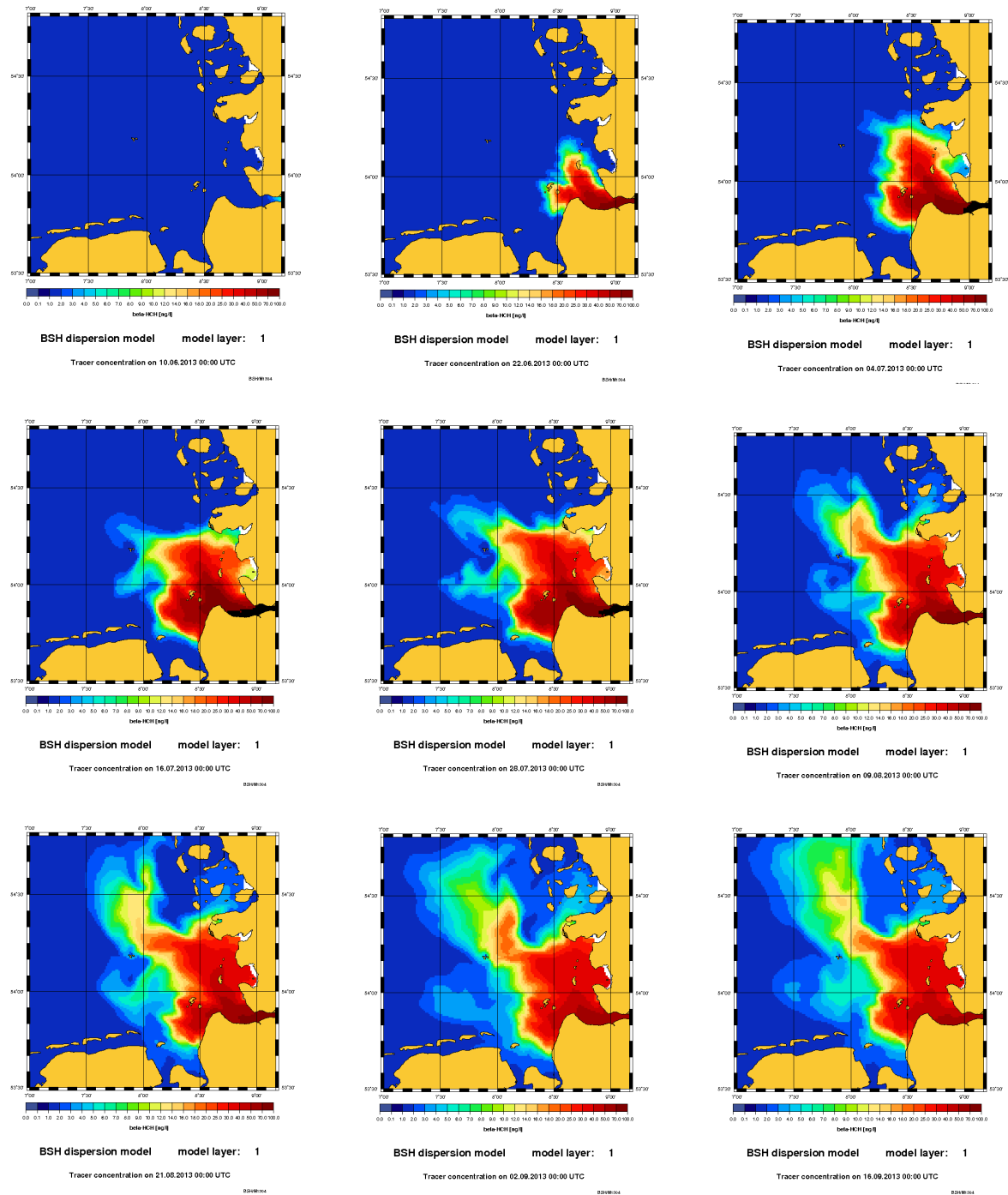


Abbildung 46: Simulation der Ausbreitung von  $\beta$ -HCH in der Deutschen Bucht im Zeitraum Juni bis Sept. 2013.

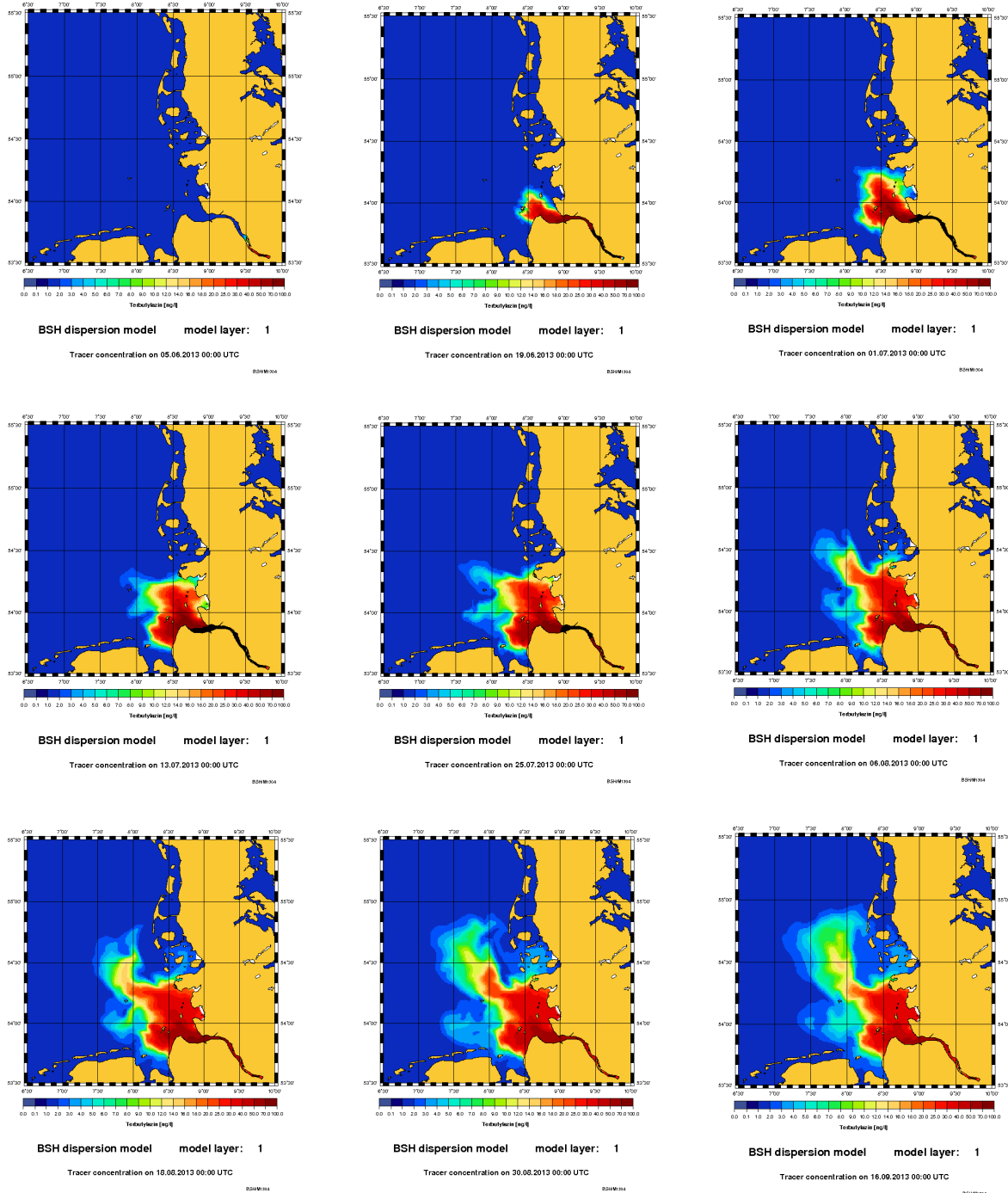


Abbildung 47: Simulation der Ausbreitung von Terbutylazin in der Deutschen Bucht im Zeitraum Juni bis Sept. 2013.

Es zeigt sich eine in wesentlichen Teilen gute Übereinstimmung zwischen der Simulation und den Messungen, was die grundsätzliche Anwendbarkeit des Modellansatzes (konservative Ausbreitung der Stoffe) sowie das Vorhersagepotential zeigen. Die Ausbreitungsrechnungen waren für eine prognostische Abschätzung der später beobachteten Verteilung nutzbar (bis September 2013). Wie ein direkter Vergleich mit den Messungen zeigt, die Anfang August und Anfang September erfolgten, gibt es allerdings auch erkennbare systematische Abweichungen. So werden die Konzentrationen in der Elbmündung in den Ausbreitungsrechnungen überschätzt und die Ausbreitung scheint insgesamt etwas verzögert.

Insgesamt zeigen sowohl die Untersuchungen im Juli als auch die Ausbreitungsrechnungen, dass im Seegebiet ein deutlicher Verdünnungseffekt bei den Konzentrationen der Schadstoffe zu beobachten ist. Dieser fällt in den Ausbreitungsrechnungen allerdings schwächer aus, so dass die Konzentrationen in Nähe der Elbmündung, wie bereits erwähnt, deutlich höher sind.

Zusammenfassend lässt sich bezüglich der Ausbreitungsrechnungen sagen, dass sich wie schon bei früheren Hochwassersituationen der Elbe und der Oder auch bei diesem Hochwasserereignis die grundsätzliche Nutzbarkeit des Modellansatzes gezeigt hat, so dass die Verteilungsmuster in den Grundzügen mit den Beobachtungen übereinstimmen, wenn auch das „Timing“ nicht perfekt ist. Die erkennbaren Abweichungen zwischen Ausbreitungsrechnungen und Beobachtungen deuten aber auch auf ein erhebliches Verbesserungspotential in mehreren Bereichen hin: Für die hier genutzten Ausbreitungsrechnungen wurden ausschließlich Modellergebnisse mit einer räumlichen Auflösung von 900x900 Meter genutzt, womit die Ausbreitung auf der Tideselbe selbst nur mit Einschränkungen simuliert werden kann. Durch die zukünftige Nutzung des neu eingeführten Zirkulationsmodells der Tideelbe mit einer Auflösung von 90x90 Meter ist mit einer erheblichen Verbesserung zu rechnen. Hier ist u.a. zu prüfen, wie sich die aus Temperatur und Salzgehalt ergebende Dichteverteilung des Wassers in der Elbemündung und der Deutschen Bucht auf die Ausbreitung der Flusswasserfahne auswirkt. Insbesondere die Simulationseigenschaften bzgl. des Salzgehaltes sind kritisch zu bewerten, da im gesamten Modellsystem kein direkter Bezug zu gemessenen Salzgehalten hergestellt wird und sich das Modell somit in dieser Richtung frei entwickelt, wobei sich auch kleine Modellfehler über lange Zeiträume zu größeren Differenzen im Salzgehalt aufsummieren können. Hier können Verfahren der Datenassimilation Abhilfe schaffen, bei denen eine dynamisch konsistente Verknüpfung von Messungen und Modellsimulation geschaffen wird. Diese Verfahren sind im BSH bereits in einem fortgeschrittenen Entwicklungszustand, derzeit aber noch nicht operationell einsetzbar. Aus Sicht der Modellierung wäre weiterhin eine Verbesserung der benötigten Eingangsdaten wünschenswert. So sollten einerseits die Konzentrationsmessungen bei Wittenbergen bereits deutlich vor dem Eintreffen des Hochwasserscheitels in Hamburg beginnen, um den gesamten Verlauf des Hochwasserereignisses zu erfassen. Andererseits wäre eine Reduktion der Unsicherheit in den Berechnungen des Frischwasserabflusses der Elbe aus den Pegelmessungen zu wünschen, was aber bei den sogenannten „Jahrhundertereignissen“, in mehrfacher Hinsicht eine große Herausforderung bleiben wird.

## 7 Gesamtbewertung

Die Ende Mai und insbesondere im Juni 2013 aufgetretenen starken Hochwasserereignisse führten zu erheblichen Überflutungen umliegender Einflussgebiete von Donau und Elbe. Damit verbunden war die Gefahr, dass verstärkt für die Umwelt problematische Stoffe aus kontaminierten Flächen in die Flüsse freigesetzt würden.

Da ein Großteil der Schadstoffe über die Elbe in die Deutsche Bucht gelangte, wurden die Auswirkungen des Elbehochwassers auf die Deutsche Bucht im Rahmen einer Monitoring-Sonderfahrt im Juli 2013 untersucht. Eine weitere BSH-Untersuchungsfahrt fand im August/September 2013 statt.



Die Nährstoffkonzentrationen in der inneren Deutschen Bucht waren im Juli 2013 an einigen Stationen erhöht. Dies führte Anfang Juli zu einer deutlichen Zunahme der Chlorophyll a-Konzentrationen, einhergehend mit einem hohen Anteil an Diatomeen. Während der Septembereaufnahme waren die Nährstoffkonzentrationen wieder ausgeglichen und vergleichbar mit den Vorjahren. Sauerstoffmangelsituationen wurden nicht beobachtet.

Die Elementverteilungen (Cu, Ni, Zn) in der inneren Deutschen Bucht zeigten im Vergleich zum Vorjahr keine signifikanten Anomalien.

Die Messungen organischer Schadstoffe in der inneren Deutschen Bucht zeigten im Juli zwar einen Anstieg der Schadstoffkonzentrationen, allerdings war dieser mit einer Konzentrationssteigerung um den Faktor 1,5 bis 10 relativ gering. Außerdem bewegten sich die gemessenen Konzentrationen in den beobachteten Schwankungsbreiten der letzten zehn Jahre. So lagen z.B. die Konzentrationen von  $\beta$ -HCH noch vor fünf Jahren in dem Bereich der jetzt durch das Hochwasser verursachten Konzentrationen. Da insgesamt die Werte deutlich unter den akuten ökologischen Effektgrenzen bzw. unter den Qualitätskriterien der Wasserrahmenrichtlinie lagen, ist langfristig nicht mit akuten ökologischen Auswirkungen zu rechnen.

Ein Vergleich der Nährstoffbelastung während der Hochwassersituation 2013 mit dem August-Hochwasser 2002 ergab zwar ein Drittel höhere Konzentrationen, Auswirkungen auf das Nordseewasser in der Deutschen Bucht, wie großflächige Planktonblüten oder ungewöhnliche Sauerstoffmangelsituationen wurden jedoch während der BSH-Monitoringfahrt im August/September 2013 nicht beobachtet und sind auch mittelfristig nicht zu erwarten.

Ein Vergleich der Belastung durch organische Schadstoffe während der Hochwasserereignisse 2002 und 2013 ist nur bedingt möglich, da für die meisten polaren Stoffe (Herbizide, Arzneimittel) im Jahr 2002 erst eine geringe Datengrundlage vorlag. Eine deutliche Verschiebung des Herbizidmusters ist jedoch zwischen 2002 und 2013 zu beobachten. Das dominierende Herbizid im Jahr 2013 war Terbutylazin. Bei den klassischen unpolaren Schadstoffen zeigten sich ähnliche Ergebnisse.

## 8 Danksagung

Allen beteiligten Kollegen an Land und auf See sei im Rahmen dieses Berichtes noch einmal herzlich gedankt für das große Engagement von der Planung bis zur Analyse der Proben, der Auswertung, Bewertung und Zusammenfassung der Ergebnisse. Vielen Dank auch an die Besatzung der *ATAIR* und *CELTIC EXPLORER* für die Unterstützung während der durchgeführten Untersuchungsfahrten.

## 9 Literatur

- [1] Christa Stein und Gabriele Malitz, 2013: Das Hochwasser an Elbe und Donau im Juni 2013. Bericht DWD 242.
- [2] Risk Nexus, Zurich, 2014: Hochwasser 2013 in Mitteleuropa: eine Retrospektive. Flood Resilience Review 05.14. [www.zurich.com](http://www.zurich.com)
- [3] BfG, 2013: Das Juni-Hochwasser des Jahres 2013 in Deutschland. Bericht BfG-1793.
- [4] Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 2013: Informationen zur Wasserbeschaffenheit im mecklenburgischen Bereich der Elbe während des Frühjahrhochwassers 2013. Zeitraum 06.06. bis 21.06.2013.
- [5] <http://www.hamburg.de/contentblob/4010818/data/elbe-hochwasser-2013-messwerte-wasser.pdf>
- [6] M. Bergemann, BSU Hamburg: Nährstoff- und Abflussdaten (Elbe\_NUT\_Jahresfrachten, 1992-2005) persönliche Mitteilung.
- [7] Janssen F., C. Schrumm and J.O. Backhaus, 1999: A Climatological Data Set of Temperature and Salinity for the Baltic Sea and the North Sea, German Journal of Hydrographic, Supplement 9, 245pp.
- [8] H. Nies, H. Gaul, F. Oestereich, H. Albrecht, S. Schmolke, N. Theobald, G. Becker, A. Schulz, A. Frohse, S. Dick, S. Müller-Navarra, K. Herklotz, 2003: Die Auswirkungen des Elbehochwassers vom August 2002 auf die Deutsche Bucht. Abschlussbericht Juni 2003. Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie Nr. 32/2003.
- [9] G. Eberz, H.-G. Rast, K. Burger, W. Kreiss, C. Weisemann, 1996, *Chromatographia* 43, 5.
- [10] W. Schulz, W. Seitz, S.C. Weiss, W.H. Weber, Böhm, 2008, *J. Planar Chromatogr. Mod. TLC* 21, 427.
- [11] Müller-Navarra, S. H., Huber, K. und Komo, H., 1999: Model simulations of the transport of Odra flood water through the Szczecin Lagoon into the Pomeranian Bight in July/August 1997. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 27, 364-373.

## Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie

### Verzeichnis der veröffentlichten Arbeiten

- 1 (1994) Sy, A., Ulrich, J. North Atlantic Ship-of-Opportunity XBT Programme 1990 - Data Report, 134 pp.
- 2 (1994) Hagen, E.,  
Mittelstaedt, E.,  
Feistel, R., Klein, H. Hydrographische Untersuchungen im Ostrandstromsystem vor Portugal und Marokko 1991 - 1992, 49 pp.
- 3 (1994) Oliczewski, J.,  
Schmidt, D. Entwicklung einer Bestrahlungsapparatur zum photochemischen Aufschluß von Meerwasserproben zur Bestimmung von Schwermetallen, 70 pp.
- 4 (1994) BSH [Hrsg.] Das UN-Seerechtsübereinkommen tritt in Kraft: Inhalte und Konsequenzen für die Bundesrepublik Deutschland, 71 pp.
- 5 (1995) BSH [Hrsg.] Nationale Folgerungen aus dem Inkrafttreten des UN-Seerechtsübereinkommens, 103 pp.
- 6 (1995) Haffer, E., Schmidt, D. Entwicklung eines Probenvorbereitungsverfahrens zur Bestimmung von Arsen im Meerwasser mit der Totalreflexions-Röntgenfluoreszenzanalyse, 109 pp.
- 7 (1995) BSH [Hrsg.] Global Ocean Observing System - Statusbericht, 100 pp.
- 8 (1996) Mittelstaedt, E.,  
Meincke, J., Klein, H. WOCE-Current measurements: The ACM8 array – Data Report, 150 pp.
- 9 (1996) BSH [Hrsg.] GOOS Workshop - Anforderungen an ein wissenschaftliches Konzept für den deutschen Beitrag, 60 pp.
- 10 (1997) Sterzenbach, D. Entwicklung eines Analyseverfahrens zur Bestimmung von chlorierten Kohlenwasserstoffen in marinen Sedimenten und Schwebstoffen unter besonderer Berücksichtigung der überkritischen Fluidextraktion, 233 pp.
- 11 (1997) Jonas, M., Richter, R. Stand und Entwicklungstendenzen nautischer Systeme, Anlagen und Geräte an Bord von Seeschiffen, 37 pp.
- 12 (1997) Wedekind, C.,  
Gabriel, H., Goroncy, I.,  
Främke, G., Kautsky, H. "Meteor"-Reise Nr. 71/1985, Norwegen-Grönlandsee – Datenbericht. 44 pp.
- 13 (1998) BSH [Hrsg.] HELCOM Scientific Workshop - The Effects of the 1997 Flood of the Odra and Vistula Rivers. 46 pp.
- 14 (1998) Berger, R., Klein, H., Der Wasseraustausch im Tidebecken Hörnum-Tief – Datenreport. 260 pp.  
Mittelstaedt, E.,  
Ricklefs, K., Ross, J.
- 15 (1998) Röske, F. Wasserstandsvorhersage mittels neuronaler Netze. 212 pp.
- 16 (1998) Ross, J., Mittelstaedt, E.  
Klein, H., Berger, R.,  
Ricklefs, K. Der Wasseraustausch im Tidebecken Hörnum-Tief – Abschlußbericht. 98 pp.
- 17 (1998) Klein, H. OPUS-Current Measurements: Mecklenburg Bight and Fehmarnbelt - Data Report, 150 pp.
- 18 (1999) BSH [Hrsg.] Deutscher Programmbeitrag zum Globalen Ozeanbeobachtungssystem (GOOS), 67 pp.
- 19 (1999) BSH [Hrsg.] German Programme Contribution to the Global Ocean Observing System (GOOS), 71 pp.
- 20 (1999) Sztobryn, M.,  
Stanislawczyk, I.,  
Schmelzer, N. Ice Conditions in the Szczecin and Pomeranian Bay During the Normal Period from 1961-1990, 36 pp.

- 21 (1999) Nies, H., Karcher, M., Bahe, C., Backhaus, J., Harms, I. Transportmechanismen radioaktiver Substanzen im Arktischen Ozean - Numerische und experimentelle Studien am Beispiel der Barents- und Karasee, 134 pp.
- 22 (2000) Lorbacher, K. Niederfrequente Variabilität meridionaler Transporte in der Divergenzzone des nordatlantischen Subtropen- und Subpolarwirbels – Der WOCE-Schnitt A2, 156 pp.
- 23 (2000) Klein, H. The Subsurface Eastern Boundary Current of the North Atlantic between 32°N and 53°N – Data Report, 240 pp.
- 24 (2000) Klein, H. Strömungen und Seegangsverhältnisse westlich der Insel Hiddensee - Datenreport, 59 pp.
- 25 (2001) Goedecke, E. Der hydrographische Aufbau in der Deutschen Bucht vornehmlich dargestellt auf Grund der vorliegenden Unterlagen über Temperatur, Salzgehalt und Dichte, 202 pp.
- 26 (2001) Klein, H., Mittelstaedt, E. Strömungen und Seegangsverhältnisse vor Graal-Müritz und in der Tromper Wiek - Datenreport, 162 pp.
- 27 (2001) Klein, H., Mittelstaedt, E. Gezeitenströme und Tidekurven im Nahfeld von Helgoland, 24 pp. und Anhang.
- 28 (2001) Behnke, J., Berking, B., Herberg, J., Jonas, M., Mathes, S. Functional Scope and Model of Integrated Navigation Systems - A Toolbox for Identification and Testing. 181 pp.
- 29 (2001) Dick, S., Kleine, E., Müller-Navarra, S., Klein, H., Komo, H. The Operational Circulation Model of BSH (BSHcmod) – Model description and validation. 49 pp.
- 30 (2002) Sy, A., Ulrich, J., Weichert, H.-J. Upper Ocean Climate Ship-of-Opportunity Programme of BSH – A Status Report. 45 pp.
- 31 (2003) Dahlmann, G. Characteristic Features of Different Oil Types in Oil Spill Identification. 48 pp.
- 32 (2003) Nies, H., Gaul, H., Oestereich, F., Albrecht, H., Schmolke, S., Theobald, N., Becker, G., Schulz, A., Frohse, A., Dick, S., Müller-Navarra, S., Herklotz, K. Die Auswirkungen des Elbehochwassers vom August 2002 auf die Deutsche Bucht. 81 pp.
- 33 (2003) Loewe, P., Becker, G., Brockmann, U., Frohse, A., Herklotz, K., Klein, H., Schulz, A. Nordsee und Deutsche Bucht 2002 – Ozeanographischer Zustandsbericht
- 34 (2004) Schulz, G. Geomagnetic Results Wingst 1996, 1997, 1998 and 1999 including the complete Wingst data set since 1939 on CDrom
- 35 (2004) Gouretski, V. V., Koltermann, K. P. WOCE Global Hydrographic Climatology
- 36 (2004) Gayer, G., Dick, S., Pleskachevsky, A., Rosenthal, W. Modellierung von Schwebstofftransporten in Nord- und Ostsee
- 37 (2004) Schmelzer, N., Strübing, K., Stanisławczyk, I., Sztobryn, M. Die Eiswinter 1999/2000 bis 2003/2004 an der deutschen Nord- und Ostseeküste/ Ice Conditions in the Szczecin Lagoon and Pomeranian Bay During the Winters 1999 - 2002
- 38 (2005) Loewe, P., Schmolke, S., Becker, G., Brockmann, U., Dick, S., Engelke, C., Frohse, A., Horn, W., Klein, H., Müller-Navarra, S., Nies, H., Schmelzer, N., Schrader, D., Schulz, A., Theobald, N., Weigelt, S. Nordseezustand 2003

- 39 (2005) Sztobryn, M., Stigge, H.-J., Wielbińska, D., Stanisławczyk, I., Kańska, A., Krzysztofik, K., Kowalska, B., Letkiewicz, B., Mykita, M., Weidig, B. Sturmfluten in der Südlichen Ostsee (westlicher und mittlerer Teil)  
Storm Surges in the Southern Baltic Sea (Western and Central Parts)
- 40 (2006) Loewe, P., Schmolke, S., Becker, G., Brockmann, U., Dick, S., Frohse, A., Herrmann, J., Klein, B., Klein, H., Nies, H., Schrader, D., Schulz, A., Theobald, N., Weigelt, S. Nordseezustand 2004
- 41 (2007) Bork, I., Dick, S., Kleine, E., Müller-Navarra, S. Tsunami – a study regarding the North Sea coast
- 42 (2007) Schrum, C., Schmelzer, N. (Eds.) Fifth Workshop on Baltic Sea Ice Climate  
Hamburg, Germany, 31 August – 2 September 2005
- 43 (2008) Müller, L. Sauerstoffdynamik der Nordsee – Untersuchungen mit einem drei-dimensionalen Ökosystemmodell
- 44 (2009) Loewe, P. (Ed.) System Nordsee – Zustand 2005 im Kontext langzeitlicher Entwicklungen
- 45 (2009) Marzenna, S., Weidig, B., Stanisławczyk, I., Holfort, J., Kowalska, B., Mykita, M., Kańska, A., Krzysztofik, K., Perlet, I. Niedrigwasser in der südlichen Ostsee (westlicher und mittlerer Teil)  
Negative Surges in the Southern Baltic Sea (Western and Central Parts)
- 46 (2009) Schmelzer, N., Holfort, J. Eiswinter 2004/05 bis 2008/09 an den deutschen Nord- und Ostseeküsten  
Ice Winters 2004/05 to 2008/09 on the German North and Baltic Sea Coasts
- 47 (2010) Müller-Navarra, S., Knüpfner, K. Improvement of water level forecasts for tidal harbours by means of model output statistics (MOS) – Part I (Skew surge forecast)
- 48 (2012) BSH [Hrsg.] Öl im Meer, Risiken, Vorsorge und Bekämpfung, Tagungsband, Symposium vom 17. bis 19. November 2010 Hamburg
- 49 (2013) Loewe, P., Klein, H., Weigelt-Krenz, S. (Eds.) System Nordsee – 2006 & 2007: Zustand und Entwicklungen
- 50 (2013) Müller-Navarra, S. H. Gezeitenvorausberechnungen mit der Harmonischen Darstellung der Ungleichheiten  
On Tidal Predictions by Means of Harmonic Representation of Inequalities
- 51 (2013) Die Nordsee  
Naturraum und Wirtschaftszone  
Zustand und Entwicklung 2006–2007
- 52 (2013) Weigelt-Krenz, S., Theobald, N., Schmolke, S., Klein, H., Schulz, A., Janssen, F., Scharfe, M. (Bilogische Anstalt Helgoland, AWI) Michel, N. (Thünen-Institut für Fischereibiologie) Auswirkungen des Elbehochwassers vom Juni 2013 auf die Deutsche Bucht  
Abschlussbericht September 2014