Tauw

Frachtreduzierung Spittelwasser - Abschlussbericht

Oberflächenwasser-, Sediment- und Auenuntersuchungen;

Bewertung und Ableitung von Maßnahmeerfordernissen

21. Oktober 2013

Zeichen R010-2385478PAT-V11

Bearbeitung

Titel	Frachtreduzierung Spittelwasser - Abschlussbericht
Auftraggeber	Landesanstalt f. Altlastenfreistellung des Landes Sachsen-Anhalt
Projektleiter	Dr. Patrick Jacobs
Autor(en)	Dr. Patrick Jacobs, Nils Krautter, Kai Diesner
Projektnummer	2385478
Anzahl der Seiten	232 (ohne Anlagen)
Datum	21. Oktober 2013
Unterschrift	

Tauw GmbH
Michaelkirchstraße 17/18
10179 Berlin
Telefon +49 30 28 51 83 0
Faxnr. +49 30 28 51 83 11

Alle Rechte vorbehalten. Veröffentlichungen und Weitergabe an Dritte sind nur in vollständiger, ungekürzter Form zulässig. Veröffentlichung oder Verbreitung von Auszügen, Zusammenfassungen, Wertungen oder sonstigen Bearbeitungen und Umgestaltungen, insbesondere zu Werbezwecken, nur mit vorheriger schriftlicher Zustimmung der Tauw GmbH.

Inhaltsverzeichnis

Bearbeitung **3**

1 Einleitung **11**
1.1 Grundlagen und Veranlassung 11
1.2 Defizitbeseitigung und Untersuchungsprogramm 13

2 Historische Belastungssituation **16**
2.1 Schadstoffspektrum 17
2.1.1 Dioxine und Furane 18
2.1.2 Hexachlorcyclohexan 19
2.1.3 Organozinnverbindungen 20
2.1.4 Weitere Parameter 21
2.2 Ursprung der historischen Kontaminationen im Bereich der Spittelwasserniederung und den nachfolgenden Gewässern 21
2.2.1 Dioxine/Furane 22
2.2.2 Hexachlorcyclohexan (HCH) 24
2.2.3 Organozinnverbindungen 25

3 Methodik Oberflächenwasser-Monitoring **27**
3.1 Messstellennetz 28
3.1.1 Messstelle OW1151 – SCR, Übergabepunkt Chemiepark 32
3.1.2 Messstelle OW054 – Schlangengraben vor Einmündung in Spittelwasser 33
3.1.3 Messstelle OW055 – Lobber vor Einmündung in Spittelwasser 34
3.1.4 Messstelle OW046/048 – Fuhne vor Einmündung in Spittelwasser 35
3.1.5 Messstelle OW0506 – Schachtgraben 36
3.1.6 Messstelle OW056 – Oberes Spittelwasser 37
3.1.7 Messstelle OW057 – Mittleres Spittelwasser 38
3.1.8 Messstelle OW059 – Unteres Spittelwasser 39
3.1.9 Messstelle OW0172 – Mulde 40
3.1.10 Messstelle OW018 – Priorau 41
3.1.11 Zusätzliche Messpunkte der Mulde oberhalb Spittelwassereinmündung 42
3.2 Durchflussmessungen 43
3.2.1 Messungen unter Normalabflussbedingungen (Basis- / Intensivmessplan) 43
3.2.2 Durchflussmessungen bei extremen Abflussbedingungen 46
3.2.3 Automatisierte Wasserstandsmessung 48
3.2.4 Bestimmung der Durchflüsse anhand der automatisierten Wasserstandsmessung 50

3.3 Wasserprobenahme ... 57
3.4 Schwebstoffprobenahme ... 57
3.5 Analytik ... 58
3.5.1 Analytik Oberflächenwasser ... 59
3.5.2 Analytik frisches schwebstoffbürtiges Sediment ... 60
3.6 Korngrößenverteilung frisches schwebstoffbürtiges Sediment ... 62
3.7 Meteorologische Daten ... 63
3.8 Umsetzung Messung und Probenahmeprogramm ... 63

4 Ergebnisse Oberflächenwassermonitoring ... 65
4.1 Durchflussmessungen ... 65
4.1.1 Zusammenfassung Basis-, Intensiv- u. Ereignismessprogramm ... 65
4.1.2 Ereignisbezogene Sondermessung (Hochwasserprogramm) ... 72
4.1.3 Fehlerbetrachtung ... 75
4.1.4 Ermittlung von Durchflussdaten aus Drucksondendaten ... 77
4.2 Analytik Wasserproben ... 81
4.2.1 Messstelle OW1151 ... 81
4.2.2 Messstelle OW0506 ... 87
4.2.3 Messstelle OW054 ... 91
4.2.4 Messstelle OW055 ... 95
4.2.5 Messstelle OW056 ... 99
4.2.6 Messstelle OW057 ... 103
4.2.7 Messstelle OW0172 ... 107
4.2.8 Messstelle OW018 ... 112
4.2.9 Messstellen der Mulde zwischen Spittelwasser und Muldestausee ... 116
4.2.10 Zusammenfassende Konzentrationsbetrachtung ... 120
4.2.11 Fehlerbetrachtung ... 127
4.3 Analytik Schwebstoffproben ... 128
4.3.1 Hexachlorcyclohexan ... 128
4.3.2 Dioxine und Furane ... 132
4.3.3 Korngrößenverteilung ... 143

5 Frachtenermittlung Oberflächengewässer ... 144
5.1 Methodik der Frachtermittlung ... 144
5.1.1 FGG-Methode 1.1a_EP / 1.1a_WMP ... 145
5.1.2 FGG-Methode 2.1.1a) ... 145
5.1.3 FGG-Methode 2.1.1b) ... 146
5.1.4 Angewendete Methodik zur Frachtermittlung auf der Grundlage der Gesamtwasseranalytik ... 147

5.1.5 Angewendete Methode auf der Grundlage der Schwebstoffanalytik 148
5.2 Ergebnisse stoffspezifische Frachtermittlung 150
5.2.1 Frachtenermittlung Hexachlorcyclohexan 150
5.2.2 Frachtenermittlung DDX 153
5.2.3 Frachtenermittlung Zinnorganika 155
5.2.4 Frachtenermittlung suspendierte Schwebstoffe 156
5.2.5 Frachtermittlung schwebstoffgebundener Dioxine und Furane 158
5.2.6 Zusammenfassende Frachtbewertung 165

6 Untersuchungen an Sedimenten und an Böden der Überflutungsflächen 171
6.1 Methodik Untersuchungen an anstehenden Gewässersedimenten 172
6.1.1 Sedimentmächtigkeitsmessung Mulde 172
6.1.2 Sedimentmächtigkeitsmessung im unteren Spittelwasser 173
6.1.3 Charakterisierung der Feinsedimente des mittleren/oberen Spittelwassers 174
6.2 Methodik radiometrische Untersuchung der Überflutungsflächen 175
6.3 Untersuchungsgebiet 177
6.3.1 Überschwemmungsgebiete 177
6.3.2 Ableitung von Gebieten potenzieller Schadstofffreisetzung 178
6.3.3 Untersuchungszonen 180
6.3.4 Untersuchungskonzept 183
6.4 Ergebnisse Sedimentuntersuchungen 184
6.4.1 Sedimentuntersuchungen Mulde 184
6.4.2 Sedimentuntersuchungen Spittelwasser 185
6.5 Ergebnisse der radiometrischen Auenuntersuchung 192
6.5.1 Ergebnisse Pilotuntersuchung 192
6.5.2 Einfluss von Ionenaustauscher-Ablagerungen 193
6.5.3 Ergebnisse Untersuchungsgebiet 196

7 Zusammenfassende Systembewertung 201
7.1 Bewertung Belastungssituation Dioxine und Furane 204
7.2 Bewertung Belastungssituation Hexachlorcyclohexan 209
7.3 Bewertung Belastungssituation Organozinnverbindungen 214

8 Ableitung von Maßnahmeerfordernissen 217
8.1 Rechtliche Einordnung 218
8.2 Chemischer Zustand der Oberflächengewässer im Untersuchungsraum 219
8.3 Maßnahmen zur Erreichung des guten chemischen Zustands 221
8.4 Maßnahmen zur Zustandsverbesserung 223
8.5 Maßnahmen zur Quellenreduktion zur Entlastung der Unterlieger 224
8.6 Zusammenfassende Beurteilung der Maßnahmeerfordernisse 227

Zeichen R010-2385478PAT-V11

Anlagen

1 Untersuchungsgebiet
2 Durchflussmessungen
3 Analytik Überwachungsprogramm
4 Sedimentuntersuchung Mulde und Spittelwasser
5 LHW-Methodik Frachtermittlung
6 Überflutungsflächen Spittelwasseraue
7 Radiometrische Untersuchung Spittelwasseraue
8 Umweltqualitätsnormen und Bewirtschaftungsziele
9 Stationäre Oberflächenwasserprobenahme

1 Einleitung

Das Spittelwasser mitsamt seinen Zuflüssen und Überflutungsflächen steht seit dem Anfang der 1990er Jahre im Fokus der öffentlichen Wahrnehmung und zahlreicher wissenschaftlicher Studien und Untersuchungen, die sich mit der Problematik der Schadstoffbelastung von Wasser, Sedimenten und Böden im Flussgebiet der Elbe befassen. Dies liegt in der Historie des Spittelwassers begründet: über viele Jahrzehnte wurden Abwässer des Chemiestandorts Wolfen-Bitterfeld bis auf den Einsatz von Absetzanlagen weitgehend ungereinigt über das Spittelwasser in die Mulde abgeleitet und gelangten so letztlich in die Elbe. Bereiche des Niederungsgebiets wurden zeitweise als Abwasserstapelbereiche genutzt. Infolgedessen gelangten erhebliche Schadstoffmengen in das Spittelwassersystem und wurden in großem Maße in die nachfolgenden Gewässer weiter verfrachtet. Insbesondere aufgrund der nach wie vor hohen Konzentrationen verschiedener organischer Schadstoffe in den Böden sowie im Fließgewässer wurden während der letzten beiden Dekaden bereits verschiedene Ansätze zur Sanierung der Spittelwasserniederung diskutiert, womit in der Regel die Erwartung verbunden war, durch entsprechende Maßnahmen auch für die Unterlieger eine substanzielle Verbesserung der Gewässerqualität erzielen zu können. Eine abschließende Ableitung von Maßnahmeerfordernissen war aber bisher aufgrund eines unvollständigen Systemverständnisses nicht möglich. Die vorliegende Studie hat zum Ziel, die für die Ableitung von Maßnahmeerfordernissen im Bereich der Spittelwasserniederung erforderliche Datengrundlage zu schaffen und ein umfassendes Systemverständnis zu gewinnen.

1.1 Grundlagen und Veranlassung

Im Zuge der Neuordnung des Flussgebietsmanagements auf der Grundlage der EU-Wasserrahmenrichtlinie und der entsprechenden Länderverordnungen und letztlich mit der Erstellung der Bewirtschaftungspläne wurden die Anforderungen an Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität mit Blick auf die Bewirtschaftungsziele spezifiziert. Hierbei wurden für die Mulde vor der Einmündung in die Elbe konkrete Reduzierungsziele unter Anderem für einige Schadstoffe festgelegt, die ursächlich mit der industriellen Nutzungsgeschichte des Standorts Bitterfeld-Wolfen in Verbindung stehen (Hexachlorcyclohexan, Butylzinnverbindungen, Dioxine/Furane).

Aufgrund seiner historischen Rolle als Emissionsquelle der benannten Schadstoffparameter im Teileinzugsgebiet Mulde stand der Einflussbereich des Ökologischen Großprojekts Bitterfeld einschließlich der Oberflächengewässer (insbes. Schachtgraben und Spittelwasser) im Fokus der

Überlegungen zur Umsetzung von Maßnahmen zur Realisierung der Reduzierungsanforderungen (FGG Elbe 2009c).
Die zu diesem Zeitpunkt vorhandene Datengrundlage war allerdings nicht ausreichend, um hieraus entsprechende Maßnahmen abzuleiten und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit und Verhältnismäßigkeit zu bewerten: während die ursprüngliche Bedeutung des Chemiestandorts als Emissionsquelle der chemietypischen Schadstoffe unstrittig war, wurden vor Allem die vorliegenden Beschreibungen des Beitrags, welchen die einzelnen Fließgewässer zur Belastung der jeweils nachfolgenden Gewässer tatsächlich leisten, als unklar und zum Teil widersprüchlich eingeschätzt. Um eine belastbare Entscheidungsgrundlage für die Beurteilung von Handlungserfordernissen und die Ableitung von Maßnahmen zu schaffen, wurde durch die LAF das Programm „Frachtreduzierung überwiegend schwebstoffgebundener Schadstoffe“ aufgelegt, das im Maßnahmeprogramm der FGG Elbe (2009c) aufgeführt wird.

Um eine solche Entscheidungsgrundlage zu schaffen, war es das vorrangige Ziel des Programms, erstmalig in systematischer Weise und über einen repräsentativen Zeitraum zu erfassen, in welchem Maße die einzelnen Fließgewässer des Spittelwassersystems die chemische Qualität der jeweils nachfolgenden Gewässer bis hin zur Mulde und zur Elbe auch mit Blick auf die gegebenen Hintergrundbelastungen tatsächlich beeinflussen und welche Bereiche des Spittelwassersystems hierfür ggf. als ursächlich zu identifizieren sind. Es war somit das Spittelwassersystem einschließlich der potenziellen Quellenbereiche (gewässerseitig und landseitig) zu analysieren sowie seine Wirkung im Gesamtkontext der Belastung des Elbe-Flussgebiets mit den entsprechenden chemietypischen Parametern zu ermitteln.

Im Rahmen des Projekts „Frachtreduzierung überwiegend schwebstoffgebundener Schadstoffe“ wurden durch die Tauw GmbH im Zuge der Grundlagenermittlung und Defizitermittlung (Tauw 2010a) die Defizite bezüglich der verfügbaren Informationen zum Schadstofftransport im Oberflächengewässersystem Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde-Elbe benannt und ein Untersuchungskonzept zur Defizitbeseitigung entworfen. Das Konzept umfasste grundlegend ein Oberflächenwassermonitoring zur Quantifizierung Schadstofffrachten (Tauw 2010b). Ein zentraler Punkt ist hierbei die zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Erfassung von stoffspezifischen Gesamtfrachten (gelöst und schwebstoffgebunden) in allen Gewässerabschnitten im Gegensatz zu rein konzentrationsbezogenen Untersuchungen, die zur Erlangung eines umfassenden Systemverständnisses nicht geeignet sind. Weiterhin wurde ein Ansatz zur Identifizierung von schadstofffreisetzungsbezogenen Risikoarealen im Bereich der Überflutungsflächen auf der Grundlage einer gammaspektrometrischen Geländeaufnahme erarbeitet (Tauw 2012). Daneben wurden im Spittelwasser selbst Untersuchungen zur Mächtigkeit und Beschaffenheit der Sedimente im Gewässerschlauch durchgeführt. Das Oberflächenwassermonitoring wurde im Zeitraum April 2012 bis März 2013 durchgeführt.
Die Ergebnisse der im Rahmen des Erkundungskonzepts durchgeführten Untersuchungen werden im vorliegenden Bericht dokumentiert und bewertet (Abschnitte 3 bis 5). Abschließend

wird auf der Grundlage der Ergebnisse eine Analyse des Oberflächengewässersystems und des Schadstofffrachtgeschehens vorgenommen, welche alle Teilabschnitte des Spittelwassersystems selbst sowie die Quellen der auftretenden Schadstofffrachten und die Wirkung der in die nachfolgenden Gewässer vermittelten Frachten zusammenführt (Abschnitt 7). Diese umfassende Systemanalyse erlaubt abschließend die Ableitung von Maßnahmeerfordernissen (Abschnitt 8).

1.2 Defizitbeseitigung und Untersuchungsprogramm

Mit Blick auf die Bewertung möglicher Handlungserfordernisse bezüglich der Schadstofffrachten und deren Rolle im Flussgebiet Elbe zeigte die Defizitanalyse, dass die vorliegende Datensituation Defizite insbesondere hinsichtlich der Kenntnis der über das Spittelwasser vermittelten Frachten schwebstoffgebundener Schadstoffe aufwies sowie hinsichtlich der Schadstoffpotenziale und ihrer Verteilung in den Gewässersedimenten und Aueböden der Spittelwasserniederung.

Grundsätzlich muss bei einer Identifizierung von Maßnahmegebieten und Maßnahmeoptionen mit der Zielsetzung, die Schadstoffbelastungen im Elbe-Flussgebiet zu reduzieren, die Betrachtung der Schadstofffrachten im Vordergrund stehen. Dies trägt dem komplexen dynamischen System Rechnung, das dem Transport feststoffgebundener Schadstoffe zugrunde liegt. Wie beispielsweise im Elbe-Bericht der HPA (Heise et al. 2007) ausgeführt wurde, standen jedoch bis dahin für die Nebenflüsse des Elbe-Flussgebiets kaum Fracht-Daten zur Verfügung. So musste dort in den Betrachtungen, die für Ableitungen von Reduzierungsanforderungen und die Identifizierung potenzieller Maßnahmegebiete eine maßgebliche Rolle spielten, verstärkt auf Informationen zurückgegriffen werden, aus denen „direkt oder indirekt auf den Transport von Schadstoffen aus bestimmten Gebieten geschlossen werden“ könne (Heise et al. 2007).

Aus dieser Herangehensweise resultierte die Problematik, dass insbesondere Sedimentaltlasten, die für eine Belastung im Hauptstrom verantwortlich sein können, nicht eindeutig zu lokalisieren bzw. quantitativ einzuordnen waren. Bereits eine Unterscheidung zwischen Sedimentfrachten, die aus Buhnenfeldern des Hauptstroms remobilisiert werden, und solchen, die über einen Nebenfluss eingetragen werden, war im Einzelnen nicht möglich.

Die Zielstellung der im Rahmen des Programms „Frachtreduzierung überwiegend schwebstoffgebundener Schadstoffe“ durchgeführten Untersuchungen war vor diesem Hintergrund, erstmalig belastbare und bilanzierbare Daten zu Konzentrationen und Frachten der überwiegend schwebstoffgebundenen organischen Parameter in allen maßgeblichen Gewässerabschnitten im System Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde zu bestimmen, sowie die Frachten, die in die unterliegenden Gewässer vermittelt werden, zu ermitteln und in Relation zur Gesamtbelastungssituation zu setzen. Hierüber sollte bestimmt werden, wie hoch der aktuelle Beitrag des Spittelwasserzuflusses zur Belastungssituation im Fließgewässersystem unter unterschiedlichen hydraulischen Rahmenbedingungen ist und wo konkret relevante Quellbereiche innerhalb des Spittelwassersystems zu identifizieren sind. Diese Informationen wurden als unerlässlich für die abschließende Ableitung von Maßnahmeerfordernissen und ggf. von Maßnahmezielen

herausgestellt. Da das Programm somit auf überwiegend schwebstoffgebundene organische Parameter begrenzt war, wurde der Grundwasserkörper als potenzieller Quellterm in die nachfolgenden Betrachtungen nicht einbezogen, da der partikelgebundene Stofftransport im Grundwasserleiter im Vergleich zu den in den Oberflächengewässern angetroffenen Frachten als vernachlässigbar angenommen werden konnte.

Das Untersuchungsprogramm (Abbildung 1.1) zielt zum einen auf die Ermittlung / Bilanzierung feststoffgebundener Schadstofffrachten im Gewässersystem und zum Anderen auf die Identifizierung möglicher Schadstoffpotenziale in Sedimenten und Überflutungsflächen des Spittelwassersystems.
Die Untergliederung des Gewässersystems durch Bilanzebenen ermöglicht die Identifizierung von Bilanzräumen, die mit Quellen- oder Senken assoziiert sind. Darüber hinaus wurden Untersuchungen an Sedimenten und Auenböden durchgeführt, um Schadstoff- bzw. Rekontaminationspotenziale in diesen Bereichen abschätzen zu können.

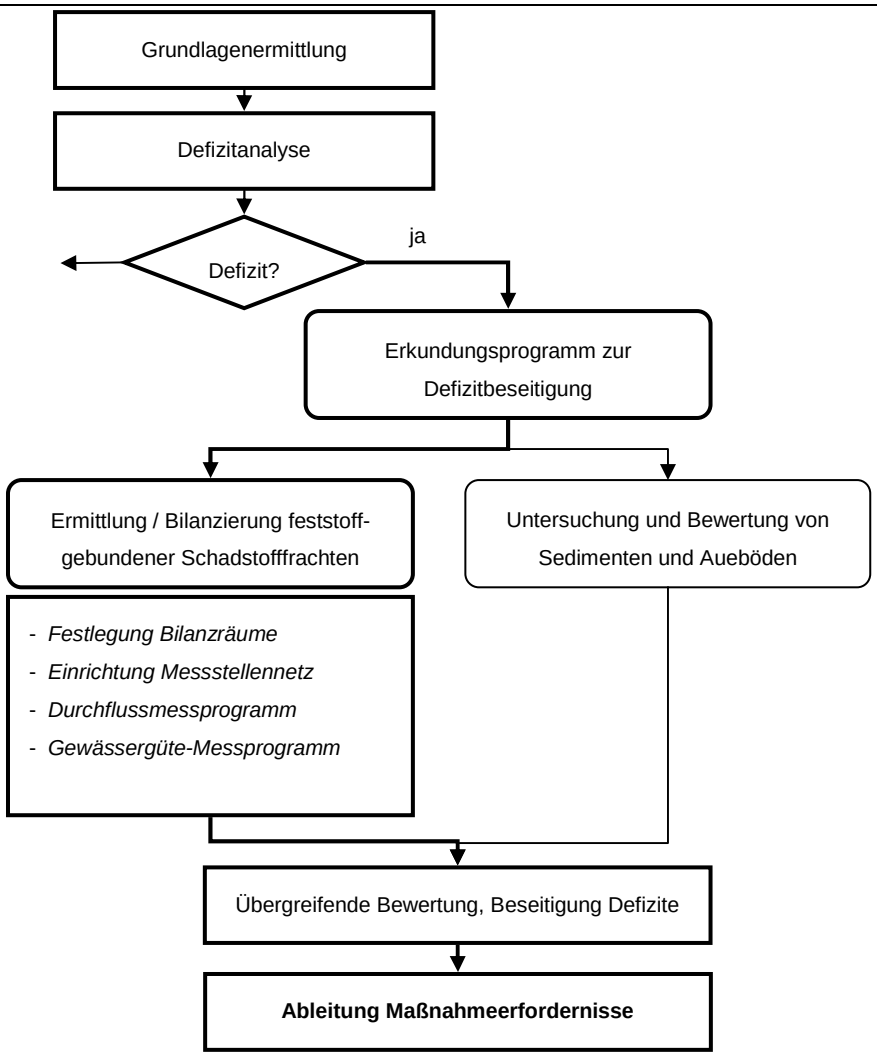


Abbildung 1.1 Einordnung des Untersuchungsprogramms

2 Historische Belastungssituation

Alle Ergebnisse bisher durchgeführter Untersuchungen belegen die historische Rolle des Industriegebiets Wolfen-Bitterfeld bezüglich der in der Elbe auftretenden Verunreinigungen von Sedimenten und Aue-Böden mit überwiegend feststoffgebundenen organischen Schadstoffen. Das Oberflächenwassersystem Schachtgraben, Spittelwasser, östliche Fuhne wurde in diesem Zusammenhang unter zwei Gesichtspunkten betrachtet.
Zum einen liegt in den Oberflächenwasserkörpern eine aktuelle Belastung vor. Diese hat dazu geführt, dass für die fraglichen Gewässer durch den Landesbetrieb Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW) im Gewässerbericht 2005-2008 ein nicht guter chemischer Zustand festgestellt worden ist. Eine Erreichung eines guten chemischen Zustands wird für diesen Oberflächenwasserkörper auch bis 2027 übereinstimmend als ausgeschlossen angesehen. Entsprechend ist hier eine Verbesserung der Situation als realistisches Ziel anzustreben.
Zum anderen werden über das Spittelwasser feststoffgebundene Schadstoffe in die Mulde und nachfolgend in die Elbe eingetragen. Diese tragen zur Belastungssituation in der Elbe einschließlich ihrer Überflutungsflächen bei, jedoch zu einem Anteil der auf der Basis der in der Grundlagenermittlung recherchierten Daten nicht belastbar quantifizierbar war.

Eine systematische flächenhafte Erfassung der Gesamtkontaminationssituation in Böden und Sedimenten in der Spittelwasserniederung lag bisher nicht vor, Proben waren vereinzelt unter unterschiedlichen Rahmenbedingungen und Zielsetzungen entnommen und analysiert worden. Bezüglich der Auenböden ist allgemein belegt, dass diese im Überflutungsfall vor allem als Senke für kontaminiertes Sedimentmaterial dienen (z. B. KORA 2008). Eine Mobilisierung durch erosive Prozesse findet im Bereich von Überflutungsflächen während Hochwasserereignissen jedoch im Allgemeinen nur in untergeordneter Weise statt, wobei Flächen mit intakter Vegetationsdecke als weitestgehend geschützt angesehen werden. Flächen ohne geschlossene Vegetation weisen eine höhere Gefährdung auf.
Die Belastungssituation der Sedimente weicht von der der Auenböden ab. Während die Kontaminationsmaxima in den Gewässersedimenten der Elbe im Bereich der Zuflüsse von Mulde und Saale liegen, liegen die Maxima der Bodenbelastungen in den Auen weiter stromabwärts (Umlauf et al. 2005). Derselben Quelle zufolge ist dieser Effekt auf eine Regenerierung der Aueböden zurückzuführen, da aktuelle Hochwasserereignisse geringere Schadstoffmengen auf den Überflutungsflächen deponieren als dies in früheren Zeiten der Fall war.

Im Gegensatz zu den relativ stabilen Überflutungsflächen sind die Sedimente z. B. in den Buhnenfeldern entlang des Elbestroms periodischen Sedimentations- und Remobilisierungsprozessen unterworfen. Entsprechend sind sie Teil eines dynamischen Systems, das zu einem, wenn auch stark retardierten Material- und Schadstoffstrom mit der Wasserströmung beiträgt. Systematische und quantitative Untersuchungen dieses Transportpfades liegen jedoch nicht vor.

Bewertungen der Schadstoffpotenziale der Spittelwassersedimente beruhten überwiegend auf den Ergebnissen der Machbarkeitsuntersuchungen von 1993. Umfassende Untersuchungen im Sinne einer Bestandsaufnahme sind zu späteren Zeitpunkten nicht mehr erfolgt, so dass beispielsweise mögliche Auswirkungen des Hochwassers vom August 2002 nicht bekannt waren.

2.1 Schadstoffspektrum

Im Rahmen der Konzipierung des Untersuchungsprogramms wurde der Fokus aufgrund der Bedeutung der Stoffparameter im Flusssystem und der historischen Eintragssituation im Einzugsgebiet des Spittelwassers auf die überwiegend schwebstoffgebundenen, organischen Schadstoffe gelegt. Bezüglich der identifizierten Belastungssituation im Spittelwasser und seinen Sedimenten erfolgte eine konkrete Fokussierung auf die Parameter.

- Dioxine und Furane (PCDD/F),
- Hexachlorcyclohexan (HCH),
- Organozinnverbindungen sowie
- DDT und Abbauprodukte (DDX)

Die Auswahl dieser auch in den nachfolgenden Abschnitten näher diskutierten Parameter beruht auf deren Relevanz bzgl. des chemischen Zustands der Oberflächengewässer im Spittelwassersystem selbst sowie ihrer Relevanz hinsichtlich der Bewirtschaftungsziele im Elbe-System, aus der konkret Reduzierungsziele für die Schadstofffracht der Mulde abgeleitet worden sind (FGG 2009b).

Bezüglich der hervorgehobenen Parameter werden im Folgenden insbesondere

- die Stoffeigenschaften,
- der Ursprung der historischen Kontamination,
- die Frachten im Gewässersystem sowie
- Maßnahmeerfordernisse

detailliert betrachtet.

2.1.1 Dioxine und Furane

PCDD/F gehören zu der Liste der zwölf besonders gefährlichen persistenten organischen Schadstoffe bzw. Schadstoffklassen (POPs = Persistent Organic Pollutants), die im United Nations Environment Programme (UNEP) festgelegt wurde. POPs sind mittel- bis schwerflüchtige Substanzen, die durch eine spezifische Kombination von Eigenschaften eine Gefährdung des Menschen und der Umwelt darstellen (Stachel und Götz 2008). Diese Eigenschaften sind eine geringe biotische und abiotische Abbaubarkeit in der Umwelt (Persistenz), eine starke Anreicherung in Organismen und dies zunehmend innerhalb von Nahrungsketten (Biomagnifikation), ein weiträumiger Transport, bevorzugt über die Atmosphäre sowie schädliche Wirkungen auf Mensch oder Umwelt.
Dioxine wurden nie im technischen Maßstab produziert. Sie entstehen unerwünscht bei allen Verbrennungsprozessen in Anwesenheit von Chlor und organischem Kohlenstoff unter bestimmten Bedingungen, z. B. bei bestimmten Temperaturen. Dioxine entstehen bei 300 ℃ und mehr und werden bei 900 ℃ und höher zerstört. Dioxin e können auch bei Waldbränden und Vulkanausbrüchen entstehen. Insgesamt besteht die Gruppe der Dioxine aus 75 polychlorierten Dibenzo-para-Dioxinen (PCDD) und 135 polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF). Dioxine liegen immer als Gemische von Einzelverbindungen (Kongeneren) mit unterschiedlicher Zusammensetzung vor.
Grundsätzlich erschwert die komplexe Wirkung einer Mischung aus PCDD/F die Risikoabschätzung für den Menschen, für Fische und wildlebende Tiere (Stachel und Götz 2008).
Mit der Einführung von Toxizitätsäquivalent-Faktoren (TEF) wurde ein Konzept entwickelt, mit dem die Risikoabschätzung dieser Mischungen möglich ist, und gleichzeitig die Grundlage für ein Regulativ (Höchstgehalte) geschaffen (Van den Berg et al. 1998). Das toxischste Dioxin ist das 2,3,7,8 Tetrachlor-Dibenzo-p-Dioxin (2,3,7,8 TCDD), das auch - nachdem es bei dem Chemieunfall in Seveso im Juli 1976 die Umwelt kontaminierte - als "Seveso-Gift" bezeichnet wird. Für die toxikologische Beurteilung der Dioxine sind zusätzlich die anderen 2,3,7,8 chlorierten Dioxine bzw. Furane relevant, die weitere Chloratome besitzen. Diese 17 Verbindungen (7 Dioxine, 10 Furane) werden für die Bewertung der Toxizität herangezogen und die toxische Wirkung als Toxizitätsäquivalent (TEQ) im Verhältnis zu der von 2,3,7,8 TCDD ausgedrückt.

Eine Fortentwicklung dieser Liste stellen die von der WHO aufgestellten TEF-Werte dar (WHO-TEF 1998). In dieses TEF-Konzept sind auch die 12 sogenannten dioxinähnlichen PCB eingebunden, die nach demselben Mechanismus wie die PCDD/PCDF toxisch wirken und damit zur Gesamtbelastung durch Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen beitragen. Die letzte Anpassung der WHO-Faktoren an neue Erkenntnisse fand 2005 statt (WHO-TEF 2005). Für die Berechnung der Toxizitätsäquivalente werden im vorliegenden Dokument immer die Faktoren gemäß WHO 2005 verwendet.

2.1.2 Hexachlorcyclohexan

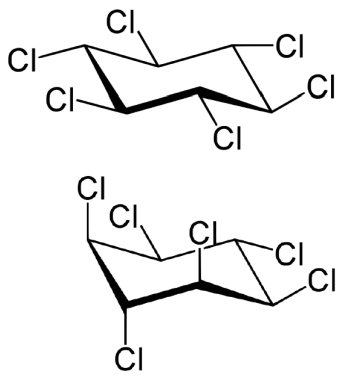


Abbildung 2.1 Struktur von β-HCH (oben) und γ-HCH (unten)

HCH gehört nach der Einstufung in der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16.12.2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik zu den prioritären gefährlichen Stoffen.
Die Herstellung von HCH im Rahmen der Produktion von Lindan (γ-HCH) erfolgte durch Reaktion von Chlor im Überschuss von Benzol. Je nach Position der Chloratome als Substituenten an dem Kohlenstoffring sind bei gleicher Summenformel unterschiedliche Stereoisomere des Hexachlor-cyclohexans zu unterscheiden. Im Rahmen der HCH-Herstellung zur Gewinnung von Lindan treten fünf Stereoisomere in relevanten Massenanteilen auf (α-, β-, γ-, δ- und ε-HCH), die jeweils unterschiedliche physikalisch-chemische und toxikologische Eigenschaften aufweisen. Dominierend ist bei der Herstellung technischer HCH-Gemische der Anteil von α-HCH und untergeordnet β-HCH (LfU 1993).
Wirtschaftlich interessant ist jedoch aufgrund seiner insektiziden Wirkung nur das γ-HCH, das als Lindan bezeichnet wird und in Wolfen-Bitterfeld über drei Dekaden (1951 bis 1982) hergestellt wurde (GICON 2006). Zur Abtrennung des γ-HCH wird Methanol oder Essigsäure zugegeben und eine fraktionelle Kristallisation durchgeführt. Anfallende Reststoffe, also im Wesentlichen

α-HCH und β-HCH, wurden in der Regel deponiert bzw. seit etwa Mitte der 1970er Jahre an manchen Produktionsstandorten pyrolytisch aufgearbeitet und verwertet.
Die strukturellen Unterschiede der relevanten HCH-Isomere bewirken ausgeprägte Unterschiede in den Stoffeigenschaften. Alle Isomere besitzen zwar eine geringe Wasserlöslichkeit, wobei jedoch auffällt, dass γ-HCH und δ -HCH um ein Vielfaches besser löslich sind als α - und β -HCH. Besonders Letzteres ist wegen seiner symmetrischen Struktur (Abbildung 2.1) völlig unpolar, wodurch auch seine stärkere Anreicherung in Fett im Vergleich zu den anderen Isomeren erklärt werden kann. Die Symmetrie des β–HCH führt auch zu seiner insgesamt großen chemischen Stabilität. Von den relevanten Isomeren ist γ-HCH das reaktivste. Insofern wird nach Potesta et al. (2000) dem γ-HCH das größte Gefährdungspotenzial zugeschrieben, was sich aber aufgrund dessen großer Persistenz zum β–HCH verschiebt.

2.1.3 Organozinnverbindungen

Die Organozinnverbindungen bestehen aus einem Zinn-Atom, das von organischen Molekülstrukturen umgeben ist (Abbildung 2.2). Die Tributylzinnverbindungen sind die ökotoxikologisch und toxikologisch relevantesten Stoffe innerhalb der Gruppe der organischen Zinnverbindungen. Darüber hinaus existieren noch weitere zinnorganische Einzelverbindungen, die ein breites Spektrum von Eigenschaften aufweisen, ebenfalls toxikologisch und ökotoxikologisch bedenklich sind, jedoch nicht zu den prioritären Stoffen der EU-Wasserrahmenrichtlinie zählen (z. B. Monoalkylzinnverbindungen, Dibutylzinnverbindungen).

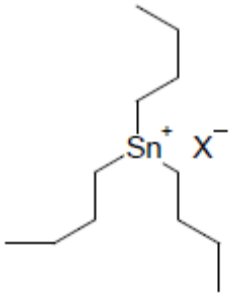


Abbildung 2.2 Struktur von Tributylzinn

Tributylzinnverbindungen sind als prioritär gefährlich eingestuft und besitzen eine hohe akute Säugertoxizität, eine sehr hohe aquatische Toxizität, eine hohe Bioakkumulation und Persistenz sowie eine endokrine Wirkung. Neben ihrer Wirkung als allgemeines Stoffwechsel- und Zellgift können sie u. a. Zellmembranen schädigen sowie androgen, teratogen, neurotoxisch, kanzerogen und mutagen wirken (Nehring, 2001). Der LC50-Wert von TBT liegt für Daphnien zwischen 2 und 36 µg/L und für Fische zwischen 6 und 50 µg/L (Kollotzek et al., 1998). Die metallorganischen Tributylzinnverbindungen sind bislang die einzigen bekannten nicht-steroidalen Verbindungen, denen eine androgene Wirkung zugeschrieben wird. Schon bei Konzentrationen von <1 ng/l TBT-

Sn tritt bei einigen Schneckenarten das sogenannte Imposex-Phänomen auf, eine endokrine, d. h. hormonähnliche, Wirkung.
Tributylzinn ist mit 4 mg/L (pH 7, 25℃) bzw. 31 mg/L (pH 8,1, 25℃) nur sehr gering wasserlöslich. Der log K_{OW}-Wert liegt bei 3,8, so dass Rücklösungsprozesse in aquatischen Systemen durchaus als relevant einzuordnen sind.
Der Abbau von TBT-Verbindungen findet entweder auf abiotischem oder biotischem (anaerob und aerob) Weg durch eine schrittweise Debutylierung bis hin zum anorganischen Zinn statt (TBT → DBT → MBT → anorganisches Sn-Kation). Im Wasser beträgt die Halbwertszeit von TBT nur einige Tage bis Monate. Im Sediment hingegen liegen die Halbwertszeiten v. a. in der anaeroben Schicht über einem Jahr (Krinitz und Stachel, 1999; Kuch und Ballschmiter, 1999), so dass TBT in Sedimenten flussgebietsbezogen ein langfristiges Problem darstellt. TBT-haltige Sedimente, die je nach Abflussbedingungen mobilisiert und wieder sedimentiert werden, können somit für eine Verfrachtung und Verteilung der Organozinnverbindungen im Sediment des gesamten Flusssystems sorgen, aber aufgrund des zügigeren Abbaus unter aeroben Bedingungen in der Wasserphase ist sowohl für schwebstoffgebundene als auch für gelöste Zinnorganika mit einer substanziellen Abnahme der Konzentration mit der Fließstrecke zu rechnen.

2.1.4 Weitere Parameter

Neben den im Einzelnen dargestellten Stoffen sind die DDT und Abbauprodukte sowie Schwermetalle in das Untersuchungsprogramm aufgenommen worden. Die Ergebnisse der Schwermetallanalytik werden jedoch im Rahmen dieses Untersuchungsberichts nicht diskutiert.

2.2 Ursprung der historischen Kontaminationen im Bereich der Spittelwasserniederung und den nachfolgenden Gewässern

Für das umfassende Systemverständnis, die Einschätzung der Schadstoffquellen und -senken im Bereich des Spittelwassersystems und die möglichen Wirkungen auf die nachfolgenden Gewässer ist eine Berücksichtigung der Herkunft der Schadstoffe unabdingbar. Eine der primären Quellen der betrachteten Kontaminanten im Einzugsgebiet der Elbe ist der Chemiestandort Bitterfeld-Wolfen. Vielfach ist aber bereits die nachfolgende Verfrachtung im Elbesystem so weit fortgeschritten, dass eine weitgehende Verteilung über das gesamte Einzugsbiet erfolgt ist. So sehen Umlauf et al. 2005 beispielsweise die Überflutungsflächen im Bereich der Mulde bereits wieder in einem Prozess des Kontaminationsrückgangs, da aktuelle Hochwassersedimente viel geringere Schadstofffrachten mit sich bringen und in den Auen ablagern als während der vergangenen Dekaden. So erfolgt eine sukzessive Verlagerung der Kontaminationslast stromabwärts.
Überdies gibt es aufgrund der industriellen Vorgeschichte der gesamten Region auch weitere Quellen und Eintragspfade in das Elbesystem, von denen nicht alle in früheren Studien berücksichtigt wurden.

Der historische Hintergrund der Kontaminationen wird in den nachfolgenden Abschnitten parameterbezogen diskutiert.

2.2.1 Dioxine/Furane

Die elektrochemische Industrie u. a. im Raum Bitterfeld war in der Vergangenheit eng mit dem Flugzeugbau verknüpft. Der Ursprung hierfür lag in dem bei der Chloralkalielektrolyse als Nebenprodukt anfallenden Wasserstoffgas. Dieses wurde eine wichtige Grundlage für die Produktion von wasserstoffbasierten Luftschiffen im Raum Bitterfeld zu Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts. Wenig später, im Ersten Weltkrieg, nahmen dann die Junkers-Werke in Dessau die Produktion von Flugzeugen auf. Der hier und im näheren Umfeld boomende Industriezweig wurde seit Anfang der 1930er-Jahre durch die Leichtmetallproduktion in Bitterfeld sowie in den Tochterwerken Aken und Staßfurt (Abbildung 2.3) mit den benötigten Leichtmetall-Legierungen beliefert (Hackenholz 2004, Harbodt 2006). Von prominenter Bedeutung war in diesem Zusammenhang die Herstellung von Magnesium und Aluminium, so dass Deutschland mit den Bitterfelder Standorten in dieser Zeit zum Weltmarktführer in der Magnesiumherstellung aufstieg. Im Jahr 1940 produzierte der größte Standort in Aken mit ca. 10.000 t etwa die Hälfte des in Deutschland hergestellten Magnesiums und etwa ein Drittel der Weltproduktion (Harbodt 2006).
In dem Herstellungsprozess wurden zunächst die Rohstoffe (u. a. Magnesiumoxid) in Chlorierungsöfen mit Chlorgas umgesetzt, um Magnesiumchlorid für die schmelzelektrolytische Herstellung des metallischen Magnesiums zu erhalten. Der Chlorierungsprozess stellte durch die Chlorzufuhr, die Verwendung von Braunkohle als Kohlenstoffquelle und Temperaturen von 300 bis 1000℃ die erforderlichen Bedingungen für die Bi ldung von Dioxinen dar. Die Chlorierung wurde, außer an den Standorten Staßfurt und Bitterfeld, auch im bei Halle gelegenen Teutschenthal durchgeführt (Roth 2009).
Wie die Abluft oder Waschwässer aus den in den Chlorierungs-Standorten eingesetzten Gas-wäschern abgeleitet oder beseitigt wurden, ist nicht bekannt (Lechner 2007). Mit großer Wahrscheinlichkeit wurde jedoch das Waschwasser der Leichtmetallproduktion in Bitterfeld mitsamt den enthaltenen Dioxinen vollständig über das Spittelwasser in die Mulde abgeleitet. Eine Abschätzung der auf diesem Pfad in die Spittelwasserniederung bzw. weiter in die Mulde und die Elbe ausgetragenen Dioxinmengen ist somit nur grob überschläglich möglich.
Nach einer Schätzung von Greenpeace emittierte das norwegische Magnesium Werk in Herøya, das nach demselben Verfahren arbeitete, über das Abwasser eine PCDD/F-Fracht von 9000 ng I-TEQ pro Kilogramm hergestellten Magnesiums (Bunge 2004). Überträgt man diese Zahl, entspräche das bei einer jährlichen Kapazität von 4000 t (Werk Bitterfeld 1940, Habodt 2006) in etwa 36 g I-TEQ PCDD/F pro Jahr bzw. 360 g I-TEQ PCDD/F über einen Gesamtzeitraum von etwa 10 Jahren.
In früheren Studien (Lechner 2007) wurde das Sedimentinventar im Spittelwasser auf eine Masse von ca. 20.000 t geschätzt (Bitterfeld/Spittelwasser Site. Case Study 2000).
Dioxinkonzentrationen wurden zwischen 3000 und 120000 ng TEQ (kg d.w.)$^{-1}$ angegeben (Götz et al. 1998, Bunge et al. 2001). Entsprechend wäre theoretisch von einem Dioxininventar in dem

Gewässer in einer Größenordnung von 60 g TEQ bis 2,4 kg TEQ und unter Berücksichtigung der Obergrenze, die durch die Produktionsbilanzierung gegeben ist, von einem Inventar von 60 bis 360 g I-TEQ PCDD/F auszugehen gewesen. In Anbetracht der weit fortgeschrittenen Verfrachtung der Dioxine und Furane im Elbesystem seit Stilllegung der Primärquellen 1945 erscheint eine solche Maximalannahme aber wenig plausibel und wird im Rahmen des hier dargestellten Untersuchungsprogramms überprüft.

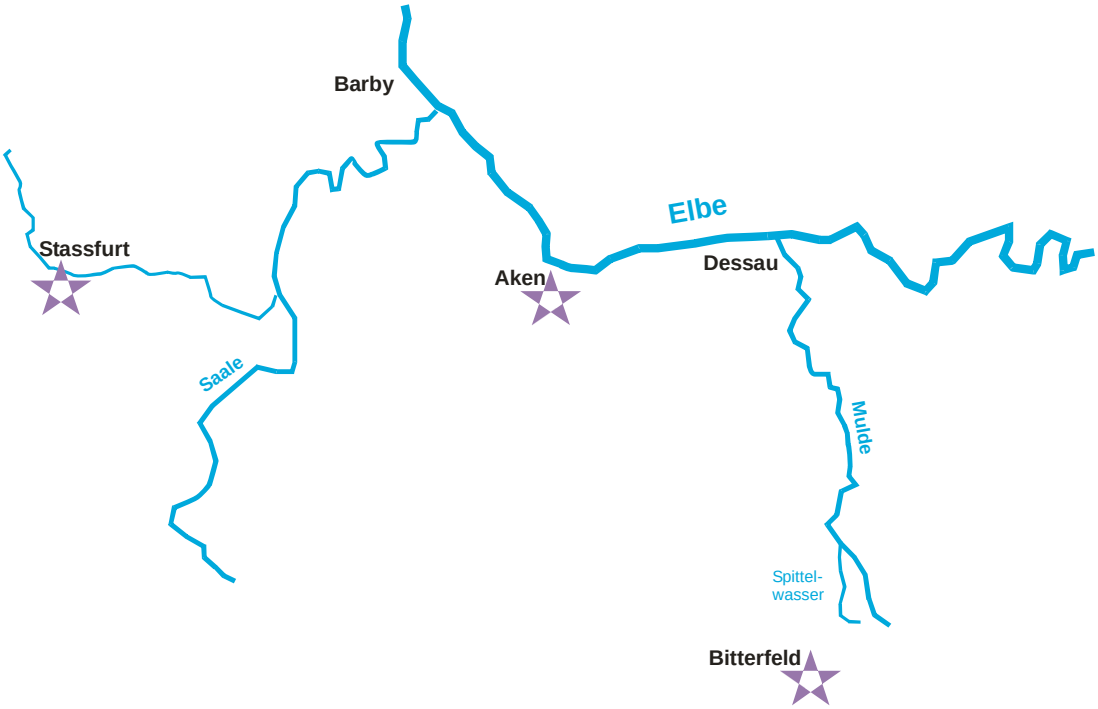


Abbildung 2.3 Standorte der Leichtmetallherstellung auf Magnesiumbasis (Sterne).

Aufgrund seiner physikalisch-chemischen Eigenschaften liegen Dioxine im aquatischen System überwiegend feststoffgebunden vor, so dass die aus den industriellen Prozessen eingetragenen Dioxine entweder in Fluss- bzw. Auensedimenten immobilisiert wurden bzw. als schwebstoffgebundene Fracht im gesamten Flusssystem verteilt wurden.
Mit Ende des Zweiten Weltkriegs wurde die Magnesiumproduktion in den Werken Bitterfeld, Aken und Staßfurt eingestellt, so dass nach 1945 die Magnesiumproduktion keine Primärquelle für Dioxine mehr darstellte. Somit sind seit 1945 nur noch sekundäre Quellen, insbesondere Sedimente und Auenböden des Flusssystems wirksam.
Das übereinstimmende Kongenerenmuster der Dioxine der Spittelwassersedimente und der Elbsedimente weist deutlich auf die Leichtmetallherstellung als Verursacher hin (Götz et al. 1996),

obwohl als Quelle für Dioxine im Raum Bitterfeld-Wolfen eine Vielzahl von industriellen Prozessen (z. B. Chloralkali-Elektrolyse, Zellstoffindustrie, Pestizidherstellung) in Frage käme. Das Vorherrschen von PCDF gegenüber PCDD im Verhältnis von 5:1 bis 10:1 und die mit dem Chlorierungsgrad steigenden Konzentrationen der Kongeneren sind charakteristisch für die Dioxinmuster im Spittelwasser, was neben dem Auftreten charakteristischer penta- und tetrachlorierter PCDF-Isomere deutlich auf die Magnesiumherstellung als Verursacher hinweist (Bunge et al. 2006; Lechner 2007). Nach Lechner (2007) spricht auch die Datierung der am höchsten dioxinbelasteten Sedimente der Elbe in die vierziger bis fünfziger Jahre des vorigen Jahrhunderts (Götz & Lauer 2003) für den Magnesiumprozess als Hauptquelle der Dioxinbelastung des Elbe-Fluss-Systems.
Aufgrund der Herkunft der verwendeten Referenzproben hat sich für das festgestellte Kongenerenmuster der Begriff *Bitterfeldmuster* etabliert. Zutreffender wäre der Begriff *Leichtmetallmuster*, da die Kongenerenmuster die Dioxinherkunft lediglich hinsichtlich des Entstehungsprozesses erklären, nicht aber hinsichtlich des Ortes der Entstehung.

Die im Spittelwassersediment nachgewiesenen PCDD/F Anreicherungen wurden in der Vergangenheit durch zahlreiche wissenschaftliche Arbeiten als Hauptquelle für die Dioxinbelastung in der Elbe identifiziert (Götz et al. 1996, Götz et al. 1998, Götz & Lauer 2003, Lechner 2007). Aktuellere Studien zeigen jedoch, dass dies differenzierter zu betrachten ist (Stachel et al. 2010).

Neben den Einträgen über das Spittelwasser in die Mulde ergaben sich auch Hinweise auf sekundäre Kontaminationsquellen in der Mulde oberhalb der Spittelwassereinmündung, die neben der über das Spittelwasser vermittelten Fracht in relevantem Maß zu der Belastung der Mulde vor Einmündung in die Elbe beiträgt. Auch im Rahmen der Erstellung des Bewirtschaftungsplans (FGG 2009a) und der Ableitung der entsprechenden Bewirtschaftungsziele (FGG 2009b) wurde durch FGG bzgl. PCDD/F festgestellt, dass diffuse Quellen in Form von Sedimenten und Altlasten bestehen sowie Punktquellen in Form von Altlasten, wobei jedoch die Frage nach der Betroffenheit noch nicht beantwortet werden könne, da keine ausreichende Datenbasis vorliege. Weitere diesbezügliche Untersuchungen zu Quellen/Ursachen wurden in FGG (2009b) als erforderlich erachtet.

2.2.2 Hexachlorcyclohexan (HCH)

Wie in Abschnitt 2.1.2 dargelegt, wurde technisches HCH zur Gewinnung von Lindan im Industriegebiet Bitterfeld-Wolfen über eine Zeitspanne von drei Jahrzehnten, von 1951 bis 1982, in industriellem Maßstab hergestellt. Das technische Produkt HCH wurde im Elbe-Einzugsgebiet bis zum Beginn der 1980er Jahre außer in Bitterfeld auch an den Standorten Chemnitz, Freiberg, Magdeburg und Hamburg, erzeugt oder verarbeitet.
Im Rahmen der Erstellung des Bewirtschaftungsplans (FGG2009a) und der Ableitung der entsprechenden Bewirtschaftungsziele (FGG 2009b) wurde durch FGG bzgl. HCH festgestellt,

dass diffuse Quellen in Form von (Alt-)Sedimenten und Altlasten bestehen sowie Punktquellen in Form von Altlasten, wobei jedoch die Frage nach Betroffenheit noch nicht beantwortet werden könne, da keine ausreichende Datenbasis vorliege. Weitere diesbezügliche Untersuchungen zu Quellen/Ursachen wurden in FGG (2009b) als erforderlich erachtet.

Der aus technischen Gründen (Abschnitt 2.1.2) neben dem Zielprodukt γ-HCH enthaltene hohe Anteil an sogenannten „Ballast-Isomeren“ (α-, β-, δ- und ε-HCH) wurde am Standort Bitterfeld fast ausschließlich auf Deponien verbracht (GICON 2006, FGG 2009b). Aus der Herstellung und Handhabung resultierende historische Einträge aus dem Raum Bitterfeld-Wolfen in die Mulde und letztlich in die Elbe wurden hinsichtlich der Gewässerbewirtschaftung als erhebliches Problem benannt (FGG 2009b).
In GICON (2006) wurde eine historische Recherche zu den Einträgen von HCH in Spittelwasser und Mulde vorgelegt. Demnach ist unter Berücksichtigung einer Gesamtproduktion von 7.300 t Lindan zwischen 1951 und 1982 sowie einem Anteil von Ballast-Isomeren in der Höhe von 92 % davon auszugehen, dass ca. 84.000 t HCH-Abfälle, bestehend insbesondere aus α- und β-HCH, beseitigt wurden. Die HCH-Abfälle wurden zum weitaus größten Teil am Standort deponiert.
In GICON (2006) wird weiterhin abgeschätzt, dass vom Produktionsstandort Bitterfeld etwa 800 bis 4.000 t in das Fließgewässersystem (d.h. Schachtgraben, Spittelwasser, Mulde, Elbe) gelangt sein dürften, wobei jedoch keine belastbare Datengrundlage, sondern nur produktionsbezogene Überlegungen herangezogen werden konnten.
Es ist nahe liegend, dass ein Großteil des eingetragenen und überwiegend schwebstoffgebundenen HCH sich innerhalb der letzten 60 bis 30 Jahre über die nachfolgenden Oberflächengewässer Spittelwasser, Mulde und Elbe verteilt hat. Bei diesem Verlagerungsprozess kommt es aufgrund des komplexen Quelle-Senke-Verhaltens der Fließgewässersedimente und Böden der Überflutungsflächen zu einer starken Retardation des sedimentgebunden Transports mit Anreicherungen vor allem in Stillwasserzonen und Überflutungsflächen. Eine Quantifizierung der aktuellen Verteilung des HCH entlang der Elbe und ihrer Zuflüsse ist auf der Grundlage der verfügbaren Daten nicht möglich. So verweisen Heise et al. (2007) darauf, dass trotz der großen Anzahl von 6.900 Buhnen innerhalb der deutschen frei fließenden Elbe diese weit und gleichmäßig verbreiteten Sedimentationsräume in der aktuellen Bewertung nur wenig Beachtung bezüglich des Remobilisierungspotenzials ihrer belasteten Ablagerungen finden. Insbesondere Buhnenfelder zeigen jedoch einen ausgeprägten Wechsel von Sedimentation und Erosion in Abhängigkeit von den Abflussbedingungen (Wirtz 2004).

2.2.3 Organozinnverbindungen

Wie u. a. im Hintergrundpapier zur Ableitung der überregionalen Bewirtschaftungsziele (FGG 2009b) ausgeführt, stellen Organozinnverbindungen elbeweit ein Problem dar. Die gegenwärtige Belastung ist sowohl produktions- als auch anwendungsbedingt und lässt sich somit im Gegensatz zu den vorher besprochenen Parametern nicht ausschließlich auf Altlastenprobleme reduzieren.

Tributylzinn (TBT) wurde aufgrund der Schutzwirkung gegen biologischen Aufwuchs auf Schiffsrümpfen lange als unverzichtbar angesehen und kann in älteren Schiffsanstrichen noch heute enthalten sein. Allerdings dürfen bereits seit 2003 keine TBT-haltigen Anstriche mehr auf Schiffe aufgebracht werden und seit 2008 dürfen TBT-haltige Antifouling-Anstriche unversiegelt nicht mehr vorhanden sein (FGG 2009b). Im Unterlauf der Elbe, besonders im bzw. unterhalb des Hamburger Hafens werden stark erhöhte TBT-Konzentrationen in den Elbsedimenten angetroffen.
Obwohl die Mulde nicht schiffbar ist, sind auch ihre Sedimente hochgradig mit Organozinn-verbindungen verschmutzt, vor allem mit TBT und mobilem anorganischem Sn (IV). Dies wird den früher unbehandelt eingeleiteten Abwässern einer chemischen Anlage in Bitterfeld zugeschrieben, weil die zwei Hauptkontaminanten Primärprodukte bei der Herstellung von Dibutylzinn sind (Kuballa et al., 1996).

Im Gegensatz zur anwendungsbezogenen Emission aus dem Schiffsverkehr über die Antifouling-Anstriche steht somit der produktionsbezogene Immissionspfad. Organozinnverbindungen gehörten über Jahrzehnte zur Produktpalette des Chemiestandortes Bitterfeld-Wolfen. Dies führte in der Vergangenheit zur Kontamination von Böden und Gewässern mit diesen Stoffen. Im System Schachtgraben-Spittelwasser weisen alle Oberflächengewässer erhöhte Organozinn-Belastungen auf, die auf ehem. Industrieabwassereinleitungen zurückzuführen sind. Die resultierenden Sediment-Altlasten werden in FGG (2009a) als Quelle für Einträge in die nachfolgenden Gewässer benannt. Neben dem Einzugsgebiet der Mulde befindet sich Organozinn produzierende Industrie auch im Einzugsbereich der Saale.

Im Rahmen der Erstellung des Bewirtschaftungsplans (FGG2009a) und der Ableitung der entsprechenden Bewirtschaftungsziele (FGG 2009b) wurde durch FGG bzgl. der Organozinnverbindungen festgestellt, dass diffuse Quellen in Form von Sedimenten und Altlasten bestehen sowie Punktquellen in Form von Altlasten, wobei jedoch die Frage nach Betroffenheit noch nicht beantwortet werden kann, da keine ausreichende Datenbasis vorliegt. Weitere diesbezügliche Untersuchungen zu Quellen/Ursachen werden in FGG (2009b) als erforderlich benannt.

3 Methodik Oberflächenwasser-Monitoring

Das Ziel des Oberflächenwassermonitoring war es, das Systemverständnis bezüglich des schwebstoffgebundenen Schadstofftransports im Gewässersystem Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde in der Weise zu verbessern, dass die Frachtanteile einzelner Zuläufe bzw. einzelner Teilabschnitte innerhalb des Gesamtsystems Spittelwasser an der Muldefracht (1) am Bilanzprofil Priorau und (2) am Bilanzprofil Dessau zu quantifizieren sind. Für diese Bewertung sind Bestimmungen (1) des Abflusses und (2) des Schwebstoffgehalts sowie (3) analytische Untersuchungen von Wasser- und Schwebstoffproben auf die relevanten Schadstoffparameter erforderlich. Des Weiteren sollten diese Daten in einer Weise erhoben werden, dass sie in flussgebietsbezogene Datenreihen aus bestehenden Messprogrammen (v. A. IKSE) eingehängt werden können.

Konkret war durch das Oberflächenwassermonitoring eine kontinuierliche Bestimmung der Massenströme (Frachten) schwebstoffgebundener Schadstoffe in verschiedenen Teilabschnitten des Oberflächengewässersystems Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde zu erreichen. Die jeweiligen Massenströme sollen (a) über den gesamten Beobachtungszeitraum von einem Jahr sowie über kürzere Zeitabschnitte integrierbar sein, (b) in einer Bilanzrechnung gegenüberzustellen sein und (c) mit den Datensätzen der IKSE vergleichbar sein.

Für eine soweit möglich lückenlose Bestimmung der Massenströme, $\dot{m}$ [M / t], schwebstoffgebundener Stoffe, die über die Fließgewässer vermittelt werden, ist eine möglichst kontinuierliche Messung der Abflüsse, Q [L^3 / t] erforderlich. Darüber hinaus ist eine ebenfalls möglichst lückenlose Bestimmung der Schwebstoffkonzentrationen, c_S [M / L^3] erforderlich sowie die quantitative analytische Bestimmung der Massengehalte der zu betrachtenden Parameter an den Feststoffen, c_A [M / M]. Über die Multiplikation von Q, c_S und c_A ergibt sich letztlich der Massenstrom der schwebstoffgebundenen Schadstoffe.
Parallel ist die Gesamtfracht der Schadstoffe über die Messung der Abflüsse Q und der Gesamtwasserkonzentrationen c_w der jeweiligen Schadstoffe zu ermitteln.

Die erforderlichen Größen wurden für alle Bilanzebenen im Überwachungssystem ermittelt.

3.1 Messstellennetz

Das Untersuchungsgebiet, in dem an den maßgeblichen Bilanzebenen Überwachungsmessstellen eingerichtet wurden, umfasst das System Schachtgraben-Spittelwasser und seine Zuläufe sowie die Mulde oberhalb und unterhalb der Spittelwassereinmündung (Abbildung 3.1).

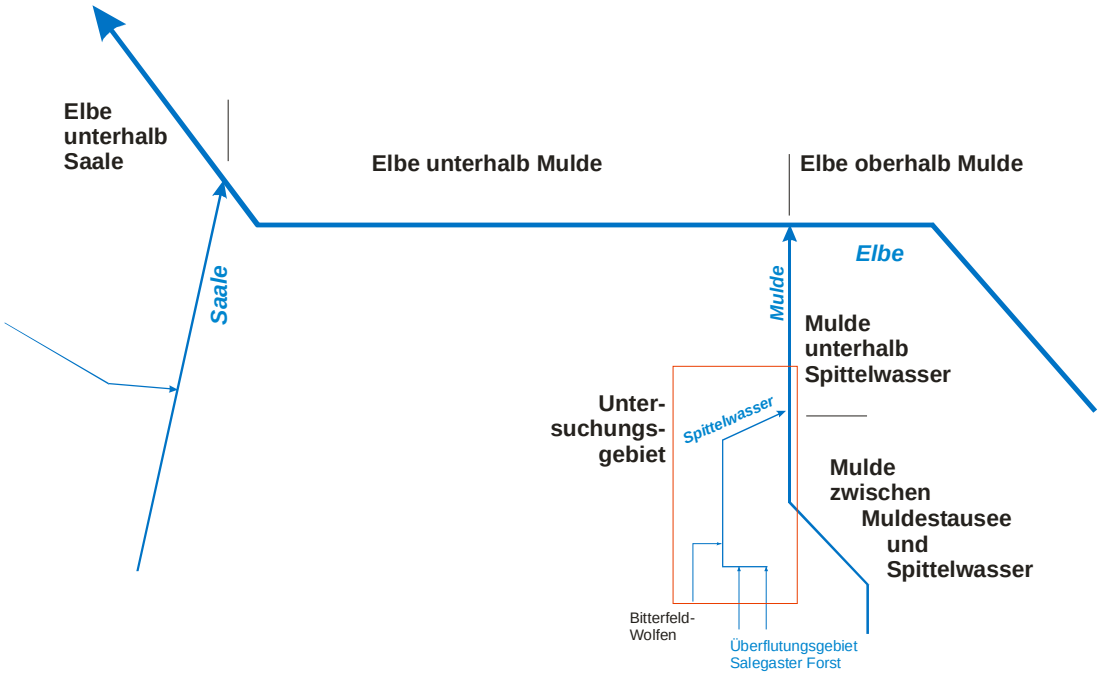


Abbildung 3.1 Lage des Untersuchungsgebietes im Oberflächengewässersystem mit Angabe der maßgeblichen Bilanzräume.

Das Messstellennetz dient primär dazu, die für die Frachtermittlung erforderlichen Messgrößen an den relevanten Bilanzebenen innerhalb des Untersuchungsgebiets zu ermitteln. Die Bilanzebenen wiederum dienen dazu, das Oberflächengewässersystem systematisch in Bilanzräume zu unterteilen, deren Einfluss auf das Frachtgeschehen zu quantifizieren ist. Durch die quasi-kontinuierlichen Messungen werden über den Messzeitraum hinweg die schadstoffbezogenen Massen ermittelt, die den jeweiligen Bilanzräumen zuströmen und wieder abströmen.
Auf der Basis der Grundlagenermittlung und Systemanalyse wurde die Untergliederung des Gewässersystems in Bilanzräume vorgenommen, wie in Abbildung 3.2 dargestellt.

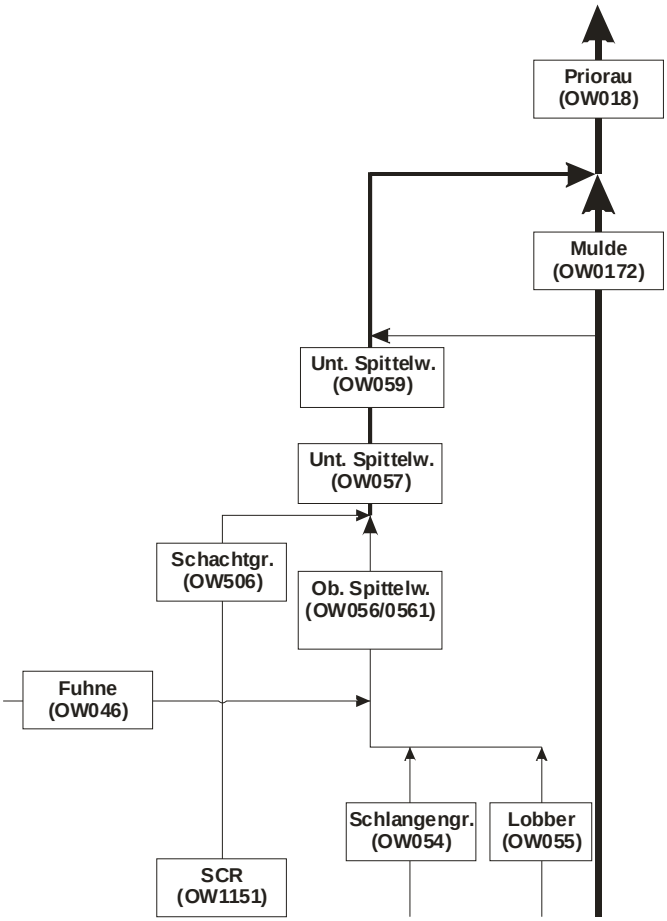


Abbildung 3.2 Schematische Darstellung des Oberflächengewässersystems und der Lage der Messpunkte.

Als Grenzen des untersuchten Systems werden folgende Ebenen definiert, die sich an Messstellen der bestehenden Gewässerüberwachung des ÖGP orientieren.

- Zulauf aus dem Bereich Salegaster Forst über die Lobber, Messstellenbezeichnung OW055
- Zulauf aus dem Bereich Salegaster Forst über den Schlangengraben, Messstellenbezeichnung OW054
- Zulauf aus dem Chemieparkgelände über den Übergabepunkt SCR (Schachtgraben, Casinograben, Rücklaufkanal), Messstellenbezeichnung OW1151
- Zulauf aus der Fuhne, Messstellenbezeichnung OW046/OW048

Der Zulauf über den Salegaster Forst weist bei Normalabflussbedingungen vergleichsweise nur sehr geringe Volumenströme auf, während der Zufluss aus dem Chemieparkgelände aufgrund der laufenden Sümpfungsmaßnahmen in Tagebaurestlöchern, die über das Reinwassernetz des Chemieparks abgeleitet werden, und der Chemieparkentwässerung selbst relativ hohe Durchflüsse aufweist. Der Zulauf über die Fuhne weist ebenfalls etwas höhere Volumenströme auf als Lobber und Schlangengraben und dabei eine relativ geringe Grundlast an Schadstoffen.

Um die Bilanzräume *oberes Spittelwasser* und *Schachtgraben* bewerten zu können, wurden Bilanzebenen am Spittelwasser (OW056) und am Schachtgraben (OW0506) definiert jeweils oberhalb der Einmündung des Schachtgrabens in das Spittelwasser. Für das *untere Spittelwasser* wurde die Messstelle OW057 eingerichtet. OW059 besteht lediglich aus einem Sedimentkasten und entspricht somit nicht einer vollständigen Bilanzmessstelle.
Um den Beitrag der aus dem Spittelwasser in die Mulde vermittelten Schadstofffracht bezogen auf die Gesamtfracht in der Mulde zu bilanzieren, wurden zwei weitere Messstellen an der Mulde oberhalb (OW0172) bzw. unterhalb des Zulaufs (OW018) des Spittelwassers definiert.

Nachfolgend werden die einzelnen Messpunkte des Messprogramms Frachtreduzierung Spittelwasser (Abbildung 3.3) detailliert beschrieben.

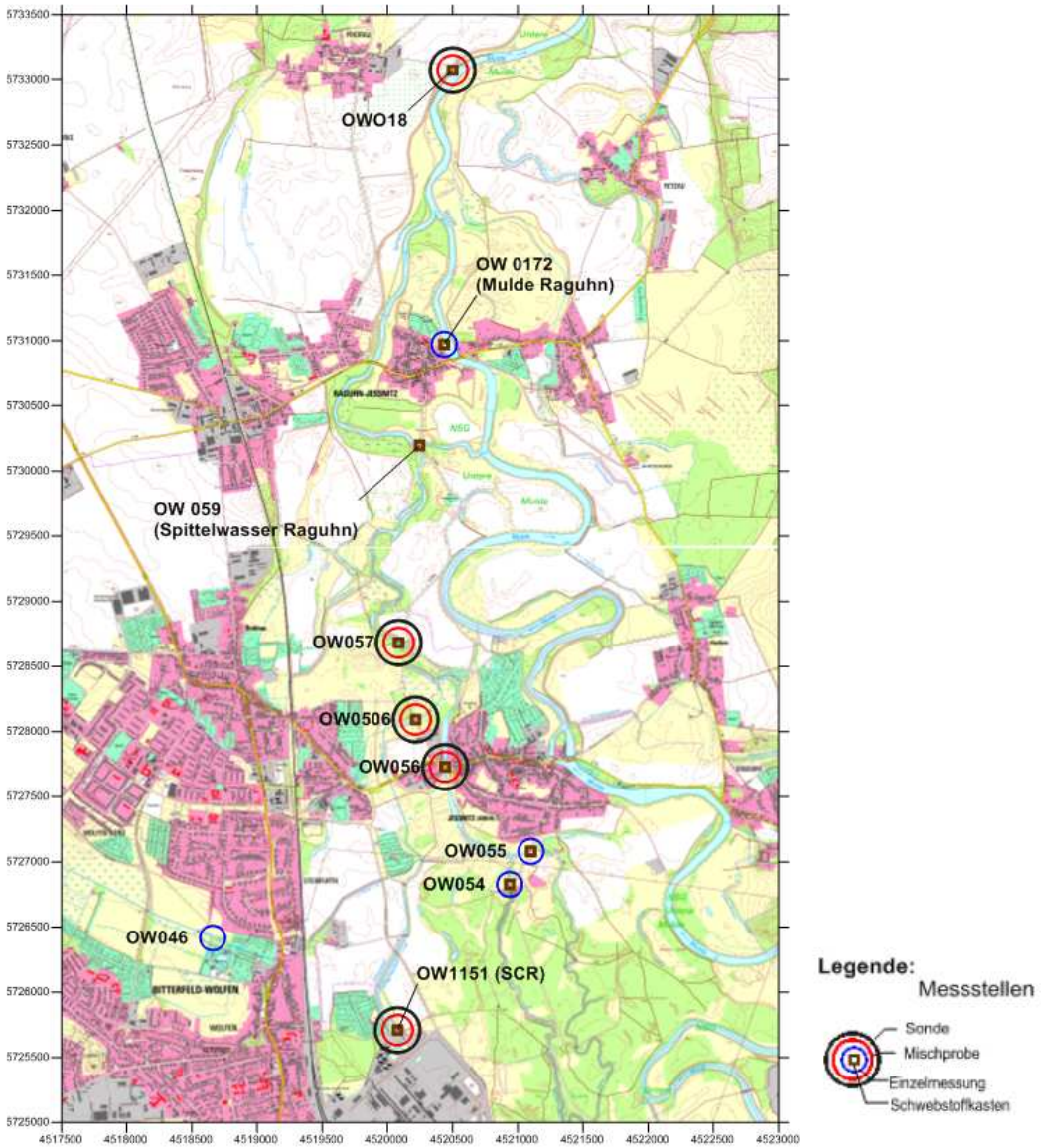
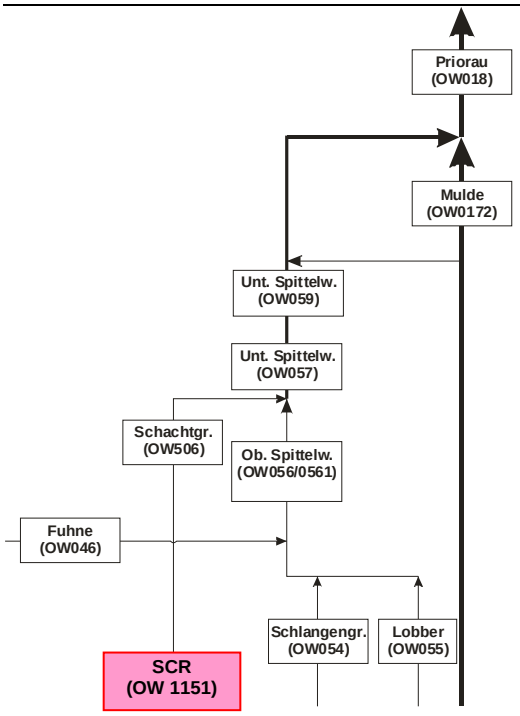


Abbildung 3.3 Oberflächengewässersystem und Lage der Messpunkte

3.1.1 Messstelle OW1151 – SCR, Übergabepunkt Chemiepark



Lage:

- Übergabepunkt Chemiepark in den Schachtgraben

Ausstattung, Messtechnik

- beheizte Station
- autom. Q-Messung (Radar)
- autom. Probensammler
- Sondentechnik im Gewässer [Trübung, Temperatur, spezif. Elektrische Leitfähigkeit]
- Datenfernübertragung (quasi Echtzeit) [Trübung, Batteriespannung, Temperatur]
- Schwebstoffbecken

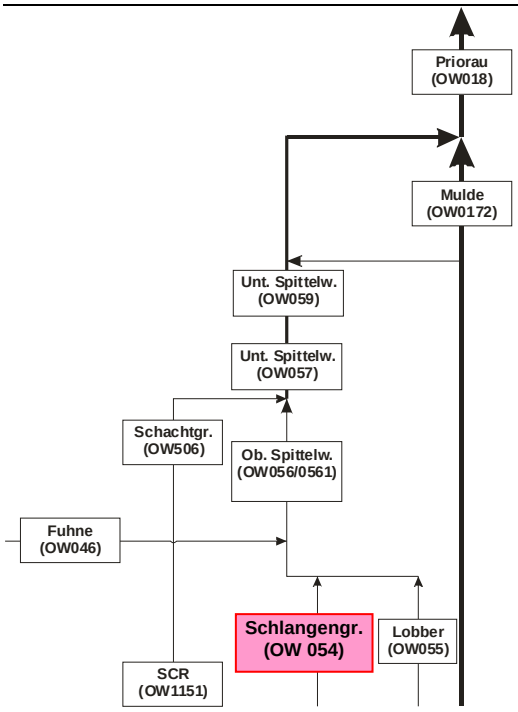
Abbildung 3.4 Messpunkt OW1151

Die Messstelle SCR ist die Übergabekontrollstelle des Chemieparks für dessen Reinwassernetz. Die bestehende Infrastruktur für Probenahmen wurde im Rahmen des Projekts Frachtreduzierung Fließgewässer durch die Chemieparkbetreibergesellschaft P-D CPG für den Messzeitraum zur Verfügung gestellt.

Für die Wasserprobenahme wurde ein automatischer Probensammler Typ ISCO verwendet, der auf die Entnahme von Tagesmischproben programmiert war. Die Wasserproben werden dabei aus der Ringleitung der Station entnommen. Da es sich bei der Station um ein beheiztes Gebäude handelt, konnte die Probenahme auch bei Außentemperaturen unterhalb des Gefrierpunkts uneingeschränkt erfolgen.

Zur Sedimentprobenahme wurde ein Sedimentbecken innerhalb der Station eingesetzt, welches ebenfalls über die Ringleitung der Station beschickt wird. Das Sedimentbecken besitzt dieselbe Bauart wie die Sedimentbecken in den IKSE-Überwachungsstationen.

3.1.2 Messstelle OW054 – Schlangengraben vor Einmündung in Spittelwasser



Lage:

- Schlangengraben, Entwässerung Salegaster Forst, Einmündung in Spittelwasser

Ausstattung, Messtechnik

- keine Station
- autom. W-Messung
- Entnahmestelle für Wasserproben (händische Probenahme)
- Schwebstoffkasten im Gewässer
- keine weitere Messtechnik

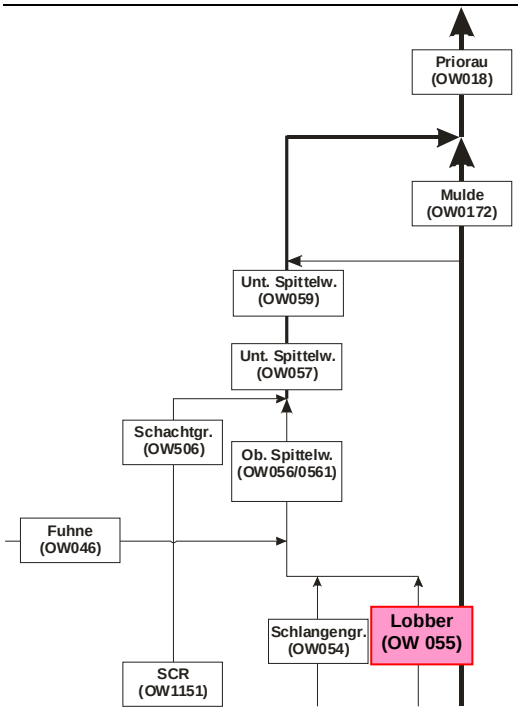
Abbildung 3.5 Messpunkt OW054

Die Messstelle OW054 liegt an einer Straßenbrücke über den Schlangengraben kurz vor Einmündung ins Spittelwasser im Salegaster Forst.

Die Wasserproben werden als Einzelproben durch händische Probenahme aus dem Oberflächengewässer entnommen.

Zur Sedimentprobenahme wurde ein Sedimentkasten ins Gewässer eingesetzt, im Anstrom an die Brücke mit befestigtem Querprofil. Der Sedimentkasten besitzt dieselbe Bauart wie die Sedimentkästen, die vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) eingesetzt werden und auch für die Umweltprobenbank des Bundes zum Einsatz kommen.

3.1.3 Messstelle OW055 – Lobber vor Einmündung in Spittelwasser



Lage:

- Lobber, Entwässerung Salegaster Forst, vor Einmündung in Spittelwasser

Ausstattung, Messtechnik

- keine Station
- autom. W-Messung
- keine weitere Messtechnik

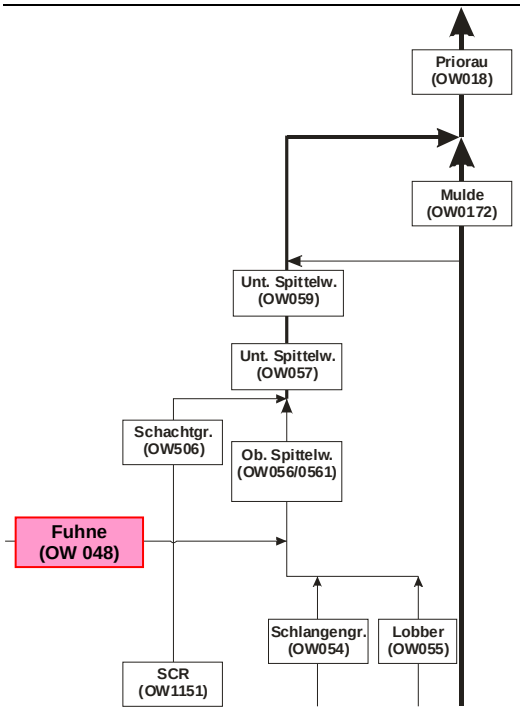
Abbildung 3.6 Messpunkt OW055

Die Messstelle OW055 liegt an einer Straßenbrücke über die Lobber kurz vor Einmündung ins Spittelwasser nördlich der Wohnsiedlung hinter der Eindeichung.

Die Wasserproben werden als Einzelproben durch händische Probenahme aus dem Oberflächengewässer entnommen.

Zur Sedimentprobenahme wurde ein Sedimentkasten ins Gewässer eingesetzt, im Abstrom der Brücke mit befestigtem Querprofil. Der Sedimentkasten besitzt dieselbe Bauart wie die Sedimentkästen, die vom LHW eingesetzt werden und auch für die Umweltprobenbank des Bundes zum Einsatz kommen.

3.1.4 Messstelle OW046/048 – Fuhne vor Einmündung in Spittelwasser



Lage:

- Fuhne, nördlich der Fuhneaue in Feuchtwiesengebiet

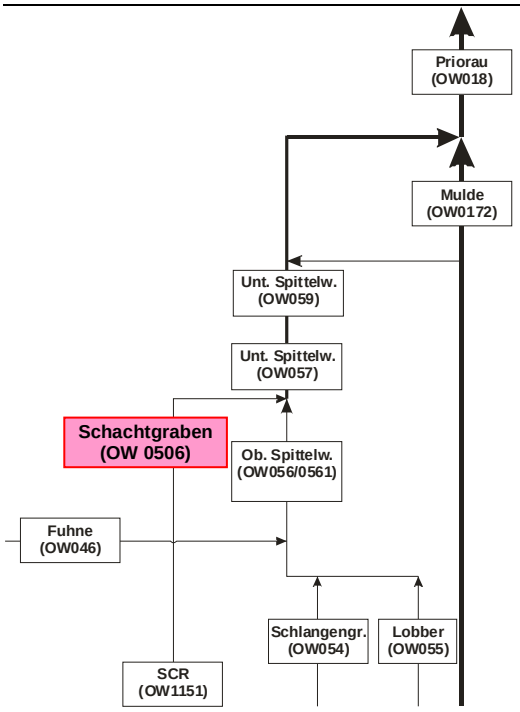
Ausstattung, Messtechnik

- keine Station
- Messpunkt für händische W-Messung
- keine weitere Messtechnik

Abbildung 3.7 Messpunkt OW046/048

Die Messstelle OW046/048 liegt an der Fuhne im Bereich von Feuchtwiesen und Auewäldern nördlich der Fuhneaue und stellt einen Messpunkt für Durchflussmessungen dar.

3.1.5 Messstelle OW0506 – Schachtgraben



Lage:

- Schachtgraben, vor Einmündung in Spittelwasser

Ausstattung, Messtechnik

- Gewässermessstation, energieautark
- autom. W-Messung
- autom. Probensammler
- Sondentechnik im Gewässer [Trübung, Temperatur, Druck, spezif. Elektrische Leitfähigkeit]
- Datenfernübertragung (quasi Echtzeit) [Trübung, Druck, Temperatur, Leitfähigkeit, Batteriespannung, interne Temperatur]
- Schwebstoffkasten im Gewässer

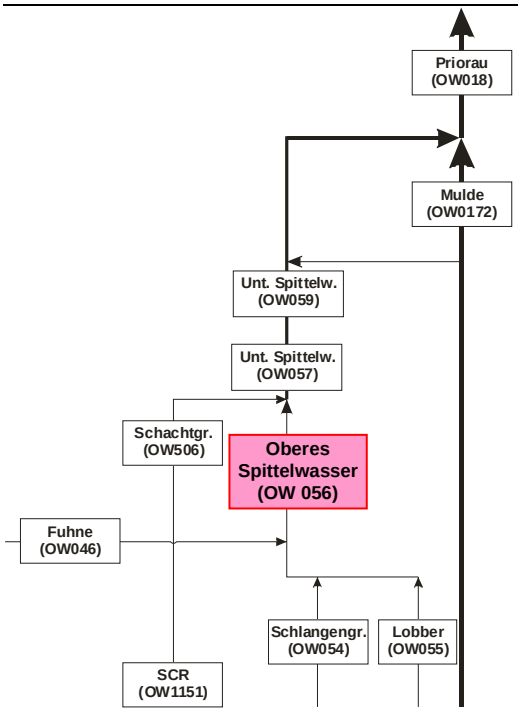
Abbildung 3.8 Messpunkt OW0506

Die Messstelle OW0506 liegt am Schachtgraben zwischen der Übergabekontrollstelle (SCR/OW1151) des Chemieparks und der Einmündung ins Spittelwasser. Eine Entnahmestelle im Gewässer ist über eine Schlauchleitung mit einem Stahlschrank verbunden, in dem sich Probensammler und Datenlogger sowie die Akkumulatoren zur Energieversorgung befinden. Die Sondentechnik befindet sich an der Entnahmestelle in einem Schutzrohr.

Für die Wasserprobenahme wurde ein automatischer Probensammler Typ MAXX verwendet, der auf die Entnahme von Tagesmischproben programmiert war. Die Wasserproben wurden dabei per Schlauchleitung aus dem Gewässer entnommen. Da es sich bei der Station um einen unbeheizten, isolierten Stahlschrank handelt, konnte die Probenahme auch noch bei Außentemperaturen um den Gefrierpunkt erfolgen.

Zur Sedimentprobenahme wurde ein Sedimentkasten ins Gewässer eingesetzt, im Bereich des befestigten Querprofils der Brücke. Der Sedimentkasten besitzt dieselbe Bauart wie die Sedimentkästen, die vom LHW eingesetzt werden und auch für die Umweltprobenbank des Bundes zum Einsatz kommen.

3.1.6 Messstelle OW056 – Oberes Spittelwasser



Lage:

- Spittelwasser, Straßenbrücke in Jeßnitz

Ausstattung, Messtechnik

- Gewässermessstation
- autom. W-Messung
- autom. Probensammler
- Sondentechnik im Gewässer [Trübung, Temperatur, spezif. Elektrische Leitfähigkeit]
- Datenfernübertragung (quasi Echtzeit) [Trübung, Druck, Temperatur, Leitfähigkeit, Batteriespannung, interne Temperatur, Betriebzustand Pumpe]
- Schwebstoffkasten im Stationscontainer

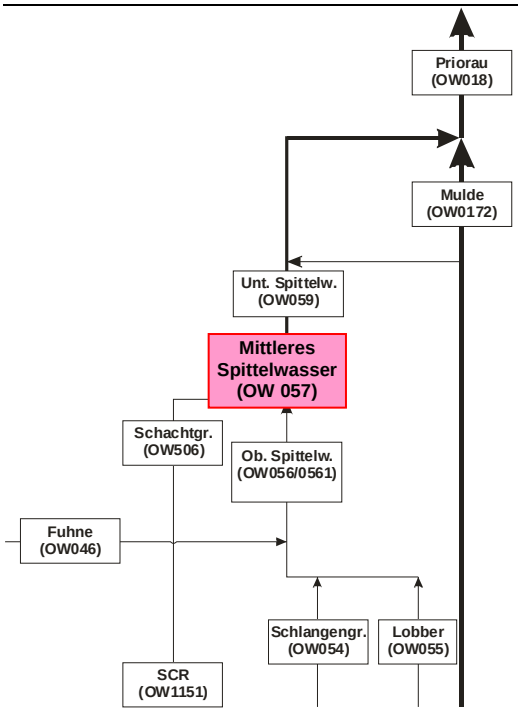
Abbildung 3.9 Messpunkt OW056

Die Messstelle OW056 im oberen Spittelwasser befindet sich in Jeßnitz und ist in einem begehbaren, beheizten Seecontainer installiert.
Die Entnahmestelle im Gewässer liegt unter einer Straßenbrücke, der Stationscontainer steht auf öffentlichem Straßenland an der Brücke.

Für die Wasserprobenahme wurde ein automatische Probensammler Typ MAXX verwendet, der auf die Entnahme von Tagesmischproben programmiert war. Die Wasserproben werden dabei aus der Ringleitung der Station entnommen. Da es sich bei der Station um einen beheizten Seecontainer handelt, konnte die Probenahme auch bei Außentemperaturen unterhalb des Gefrierpunkts uneingeschränkt erfolgen.

Zur Sedimentprobenahme wurde ein Sedimentkasten innerhalb der Station eingesetzt, welcher ebenfalls über die Ringleitung der Station mittels einer separaten Pumpe beschickt wird. Der Sedimentkasten besitzt dieselbe Bauart wie die Sedimentkästen, die vom LHW eingesetzt werden und auch für die Umweltprobenbank des Bundes zum Einsatz kommen.

3.1.7 Messstelle OW057 – Mittleres Spittelwasser



Lage:

- Mittleres Spittelwasser, Straßenbrücke außerhalb Jeßnitz

Ausstattung, Messtechnik

- Gewässermessstation, energieautark
- autom. W-Messung
- autom. Probensammler
- Sondentechnik im Gewässer [Trübung, Temperatur, Druck, spezif. Elektrische Leitfähigkeit]
- Datenfernübertragung (quasi Echtzeit) [Trübung, Druck, Temperatur, Leitfähigkeit, Batteriespannung, interne Temperatur]

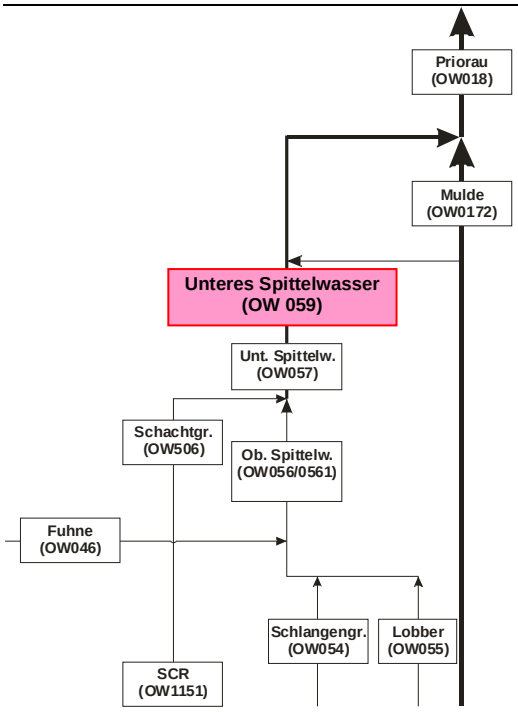
Abbildung 3.10 Messpunkt OW057

Die Messstelle OW057 im mittleren Spittelwasser befindet außerhalb von Jeßnitz. Eine Entnahmestelle im Gewässer ist über eine Schlauchleitung mit einem Stahlschrank verbunden, in dem sich Probensammler und Datenlogger sowie die Akkumulatoren zur Energieversorgung befinden. Die Sondentechnik befindet sich an der Entnahmestelle in einem Schutzrohr.

Für die Wasserprobenahme wurde ein automatischer Probensammler Typ MAXX verwendet, der auf die Entnahme von Tagesmischproben programmiert war. Die Wasserproben wurden dabei per Schlauchleitung aus dem Gewässer entnommen. Da es sich bei der Station um einen unbeheizten, isolierten Stahlschrank handelt, konnte die Probenahme auch noch bei Außentemperaturen um den Gefrierpunkt erfolgen.

An dieser Messstelle wurde kein Sedimentkasten installiert, da ein quasi baugleicher Kasten an dieser Stelle bereits durch den LHW betrieben wird.

3.1.8 Messstelle OW059 – Unteres Spittelwasser



Lage:

- Unteres Spittelwasser, oberhalb der Einmündung des Muldedurchstichs bei Raguhn

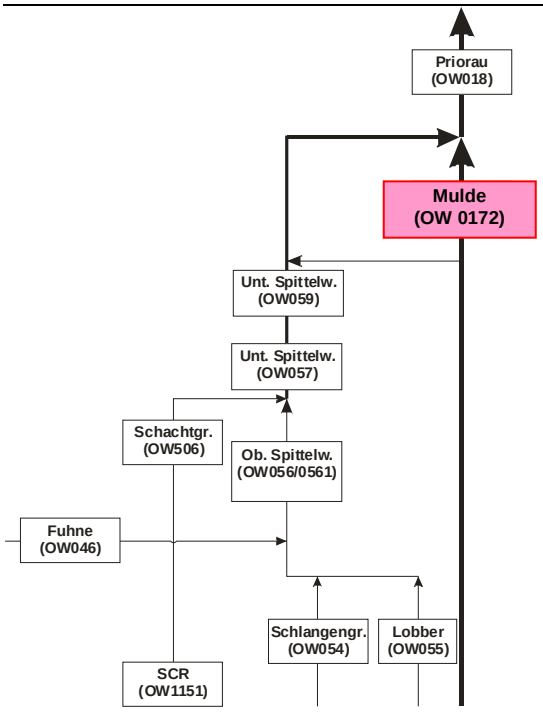
Ausstattung, Messtechnik

- keine Station
- Entnahmestelle für Wasserproben (händische Probenahme)
- Sedimentkasten
- keine weitere Messtechnik

Abbildung 3.11 Messpunkt OW059

An der Messstelle OW059 befindet sich ein Sedimentkasten im Gewässer. Die Messstelle liegt im Bereich von Auewäldern und Feuchtwiesen oberhalb des Muldedurchstichs in einem verengten Abschnitt des Spittelwassers mit Kieshegern.

3.1.9 Messstelle OW0172 – Mulde



Lage:

- Mulde, ca. 150 m unterhalb des Wehres / Wasserkraftwerkes Raguhn

Ausstattung, Messtechnik

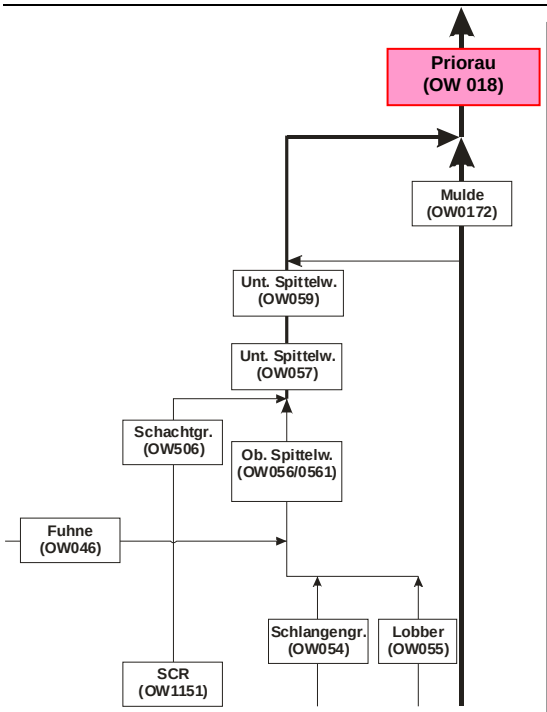
- keine Station
- Entnahmestelle für Wasserproben (händische Probenahme)
- Sedimentkasten
- keine weitere Messtechnik

Abbildung 3.12 Messpunkt OW0172

Die Messstelle OW0172 unterhalb des Wehres Raguhn stellt eine Probenahmestelle für Oberflächenwasserproben dar.

Im Gewässer ist randlich zwischen Kieshegern und Sandablagerungen zur Sedimentprobenahme ein Sedimentkasten installiert. Der Sedimentkasten besitzt dieselbe Bauart wie die Sedimentkästen, die vom LHW eingesetzt werden und auch für die Umweltprobenbank des Bundes zum Einsatz kommen.

3.1.10 Messstelle OW018 – Priorau



Lage:

- Mulde, unterhalb Einmündung des Spittelwassers

Ausstattung, Messtechnik

- Gewässermessstation (Pegelhaus des LHW)
- autom. W-Messung
- autom. Probensammler
- Sondentechnik im Gewässer [Trübung, Temperatur, spezif. Elektrische Leitfähigkeit]
- Datenfernübertragung (quasi Echtzeit) Trübung, Temperatur, Leitfähigkeit, Batteriespannung, interne Temperatur, Betriebzustand Pumpe]
- Schwebstoffkasten im Stationshaus

Abbildung 3.13 Messpunkt OW018

Die Messstelle OW018 der Mulde befindet sich in Priorau und ist im Pegelstationshaus Priorau des LHW untergebracht.
Die Entnahmestelle liegt im Gewässer und versorgt die Messeinrichtungen und den Probenehmer in der Station per Unterwassermotorpumpe.

Für die Wasserprobenahme wurde ein automatischer Probensammler Typ MAXX verwendet, der auf die Entnahme von Tagesmischproben programmiert war. Die Wasserproben wurden dabei aus der Ringleitung der Station entnommen. Da es sich bei der Station um ein beheiztes Gebäude handelt, konnte die Probenahme auch bei Außentemperaturen unterhalb des Gefrierpunkts uneingeschränkt erfolgen.

Zur Sedimentprobenahme wurde ein Sedimentkasten innerhalb der Station eingesetzt, welcher ebenfalls über die Ringleitung der Station beschickt wird. Der Sedimentkasten besitzt dieselbe Bauart wie die Sedimentkästen, die vom LHW eingesetzt werden und auch für die Umweltprobenbank des Bundes zum Einsatz kommen.

3.1.11 Zusätzliche Messpunkte der Mulde oberhalb Spittelwassereinmündung

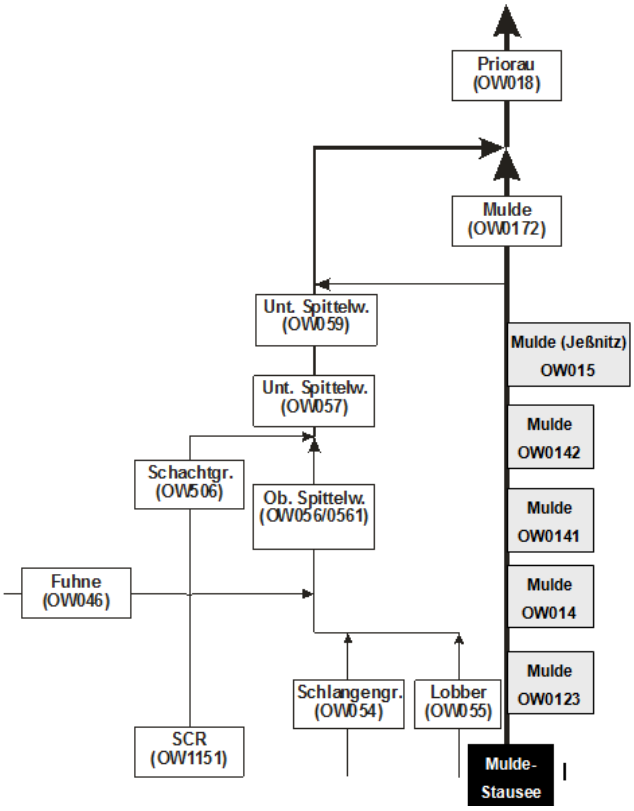


Abbildung 3.14 Zusätzliche Messpunkte (graue Felder) zur Ermittlung der Schadstoffkonzentrationen entlang von Längsprofilen der Mulde zwischen Muldestausee und Einmündung Spittelwasser.

Nachdem die Ergebnisse des Oberflächenwassermonitorings an der Messstelle OW0172 gezeigt hatten, dass die Mulde bereits oberhalb der Einmündung des Spittelwassers relevante Schadstoffniveaus aufweist, wurden an zusätzlichen Messpunkten zwischen Muldestausee und OW0172 jeweils drei händische Einzelproben entnommen, um mögliche Einträge in diesem Bereich lokalisieren zu können. Die Lage der Messpunkte ist in Abbildung 3.14 dargestellt.

3.2 Durchflussmessungen

Die Durchflussmessungen wurden über den gesamten einjährigen Messzeitraum durchgeführt, wobei in dem Basismessplan (Abschnitt 3.2.1) zwischen einem Intensivmessprogramm (Abschnitt 3.2.1) und einem Hochwasser- bzw. Ereignismessprogramm (Abschnitt 3.2.2) zu unterscheiden ist.

3.2.1 Messungen unter Normalabflussbedingungen (Basis- / Intensivmessplan)

Durchflussmessungen wurden an den Bilanzmessstellen standardmäßig händisch mittels Messflügel für die Querprofile an folgenden Messstellen durchgeführt.

- OW048 (Fuhne)
- OW0506 (Schachtgraben)
- OW054 (Schlangengraben)
- OW055 (Lobber)
- OW057 (Spittelwasser)
- OW1151 (SCR, Schachtgraben)

Eine Messung des Durchflusses an der Messstelle OW056 (Spittelwasser) wurde nicht durchgeführt, da aufgrund des Gewässerprofils keine reproduzierbaren Ergebnisse erhalten werden können. Der entsprechende Durchfluss lässt sich jedoch rechnerisch aus den anderen Messwerten ermitteln.

$$\dot{Q}_{OW\,056} = \dot{Q}_{OW\,057} - \dot{Q}_{OW\,0506} \quad (1)$$

$$\dot{Q}_{OW\,056} = \dot{Q}_{OW\,054} + \dot{Q}_{OW\,055} + \dot{Q}_{OW\,048} \quad (2)$$

Zur Fehlerminimierung wurde der Durchflusswert für den Messpunkt OW056 als Mittelwerte beider Berechnungswege ermittelt.

Für die Durchflusswerte der Muldemessstellen wurden keine eigenen Messungen vorgesehen. Es wird der Durchflussmesswert des Pegels Bad Düben herangezogen, der auch als Referenzwert für die Frachtberechnungen der IKSE für die Messstation Mulde/Dessau herangezogen wird.

Die Wasserstands- und Durchflusswerte Bad Düben liegen in stundengenauer Auflösung vor. Das Messintervall der Durchflussmessungen im Rahmen des Basismessplans betrug vier Wochen, wobei jeweils zwischen zwei Messterminen Durchflussmessergebnisse aus dem Messprogramms des ÖGP zu Verfügung stehen. Somit konnten über den gesamten Messzeitraum (April 2012 bis März 2013) in der Regel 14-tägliche Durchflussmessdaten erhoben werden. Kurzfristige Schwankungen, wie sie infolge von Hochwasserereignissen der Mulde oder auch bei

stärkeren Regenereignissen im Einzugsgebiet des Spittelwassers eintreten können, konnten somit nicht sicher durch die regulären Messungen erfasst werden, eine höhere zeitliche Auflösung der Durchflussmessungen wäre mit verhältnismäßigem Aufwand aber nicht zu erzielen gewesen. Entsprechend wurden Vorkehrungen getroffen, um möglichst kontinuierliche Informationen zum Durchfluss durch die einzelnen Bilanzräume zu erhalten.

- Automatisierte Wasserstandsmessungen zur quasi-kontinuierlichen Bestimmung der Durchflüsse an mehreren Messstellen.
- Ereignisbezogen tägliche Durchflussmessungen (Hochwasserregime).

Um eine bessere Datenbasis zur Ermittlung von Wasserstands-Durchfluss-Beziehungen zu erhalten, wurden außerdem im Untersuchungszeitraum drei Intensivmessprogramme über zwei bzw. eine Woche mit arbeitstäglicher Messung pro Messstelle durchgeführt.

Rechnerische Ermittlung der Durchflüsse an OW056

Da eine direkte Messung der Durchflüsse an der Messstelle OW056 nicht möglich war, wurden die Durchflusswerte, die für die weiteren Auswertungen und insbesondere frachtbezogene Betrachtungen an OW056 erforderlich sind, über die Bilanzierung der Durchflusswerte (1) der oberstromigen Messstellen und (2) der unterstromigen Messstellen gemäß den Gleichungen 1 und 2 in Abschnitt 3.2 ermittelt. In Abbildung 3.15 sind die erhaltenen Durchflusswerte für alle Messtage des Basismessprogramms und der Intensivmessprogramme als Mittelwert beider Bilanzierungen mit Spannweite der beiden Berechnungsschritte dargestellt.

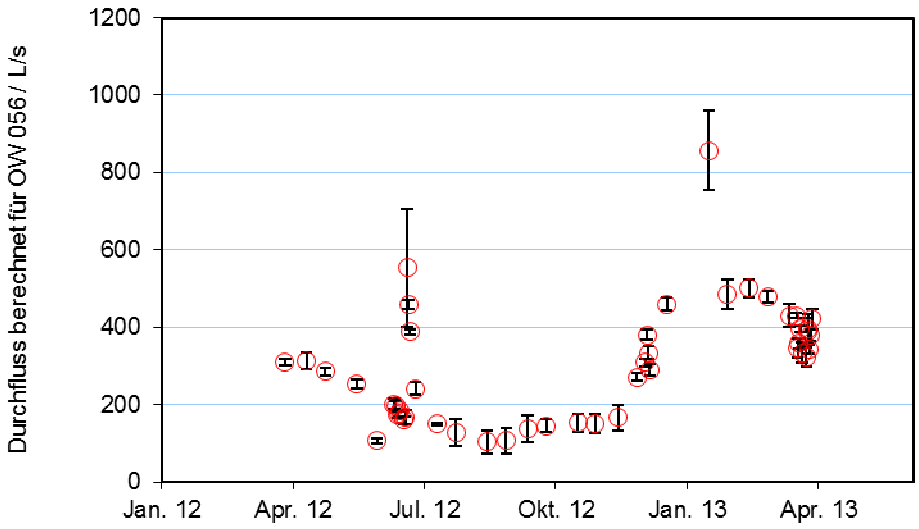


Abbildung 3.15 Berechnete Abflüsse an OW056 im Rahmen des Basisprogramms und der Intensivprogramme als Mittelwert beider Bilanzierungsformeln, Fehlerbalken = Spannweite der Einzelergebnisse.

Im Rahmen des Ereignismessprogramms (Hochwasserereignis Januar 2013) konnte die Bilanzierung auf keinem der beiden Berechnungswege vorgenommen werden, da aufgrund des Wasserstands weder die Messstellen OW054 und OW055 im Oberstrom noch die Messstelle OW057 im Unterstrom für Durchflussmessungen zugänglich waren. Aufgrund des höheren Wasserstands konnten jedoch direkte Messungen an der Messstelle OW056 unter Verwendung des Q-Liners (Abschnitt 3.2.2) vorgenommen werden. Entsprechend stehen durchgehende Datensätze zur Verfügung. Die direkten Messwerte des Ereignismessprogramms sind in Abbildung 3.15 nicht dargestellt.

Aus der Darstellung in Abbildung 3.15 lässt sich ablesen, dass die Bilanzierungen über den Unterstrom und über den Oberstrom in aller Regel sehr gut übereinstimmen. Die Abweichung vom Mittelwert beträgt meist nur wenige Prozent. Insgesamt wird aus dieser Betrachtung geschlossen, dass die rechnerisch ermittelten Werte belastbar sind.

3.2.2 Durchflussmessungen bei extremen Abflussbedingungen

Aufgrund der eingeschränkten Einsetzbarkeit von Flügelradmessungen im Hochwasserfall unter den gegebenen Bedingungen wurde die Eignung alternativer Messtechnik getestet. Auf Vorschlag des mit der Ausführung der Messung beauftragten Unternehmens (WESSLING), wurde das Messgerät „QLiner 2“ der Firma Ott erprobt. Dazu erfolgten verteilt über insgesamt vier Tage (16.05., 13.06., 14.06 und 19.06.12) im Zusammenhang mit Flügelradmessungen an standardmäßigen Messpunkten (OW 057, OW 048) sowie an zusätzlichen Messpunkten außerhalb des Untersuchungsraums (OW 035, OW127), die nicht weiter diskutiert werden, Testeinsätze des Qliners.
Der Qliner 2 arbeitet nach dem ADCP-Verfahren (Acoustic Doppler Current Profiler). Das vertikale Geschwindigkeitsprofil wird mittels drei Ultraschall-Doppler-Sensoren erfasst, die an der Unterseite eines schwimmenden Bootskörpers montiert sind.

Gemessen wird nach dem klassischen Lotrechtenverfahren, wobei die Positionierung des Bootskörpers an jeder Messlotrechten in dem gewählten Messprofil (quer zur Strömungsrichtung) manuell mittels Halteseil in frei wählbaren gleichmäßigen Abständen erfolgt. Über eine Bluetooth-Funkverbindung werden alle Daten online an das Bediengerät übertragen. Die Messdaten werden dort softwareseitig verarbeitet und automatisch das Querschnitt- Profil aus den gemessenen Lotrechtentiefen generiert. Die Durchflussberechnung nach internationalem Standard (EN ISO 748) basiert auf intelligenten Auswerte-Algorithmen der sog. PowerLow-Analyse, bei der das Geschwindigkeitsprofil in Form einer angenäherten idealisierten Geschwindigkeitsverteilung mittels einer Potenzfunktion konstruiert und daraus die mittlere (Lotrechten-)Geschwindigkeit berechnet wird. Vor Ort bzw. später (am PC) kann und muss eine Nachbearbeitung der Messdaten (Eingabe von Hand-Messwerten, Ausblendung von einzelnen Lotrechten, Zuschaltung der Oberflächen-v-Werte vom Strahl 3, Variation der Potenz-Funktion u. ä.) erfolgen.

Abgesehen von Messpunkt OW 036, der nur zur Plausibilitätskontrolle der Messung bei OW 035 ausgeführt wurde, erfolgten bei allen Qliner-Messungen jeweils am gleichen Messpunkt zeitlich zusammenhängend Flügelradmessungen, deren Ergebnisse als Referenzmessung zugrunde gelegt werden.

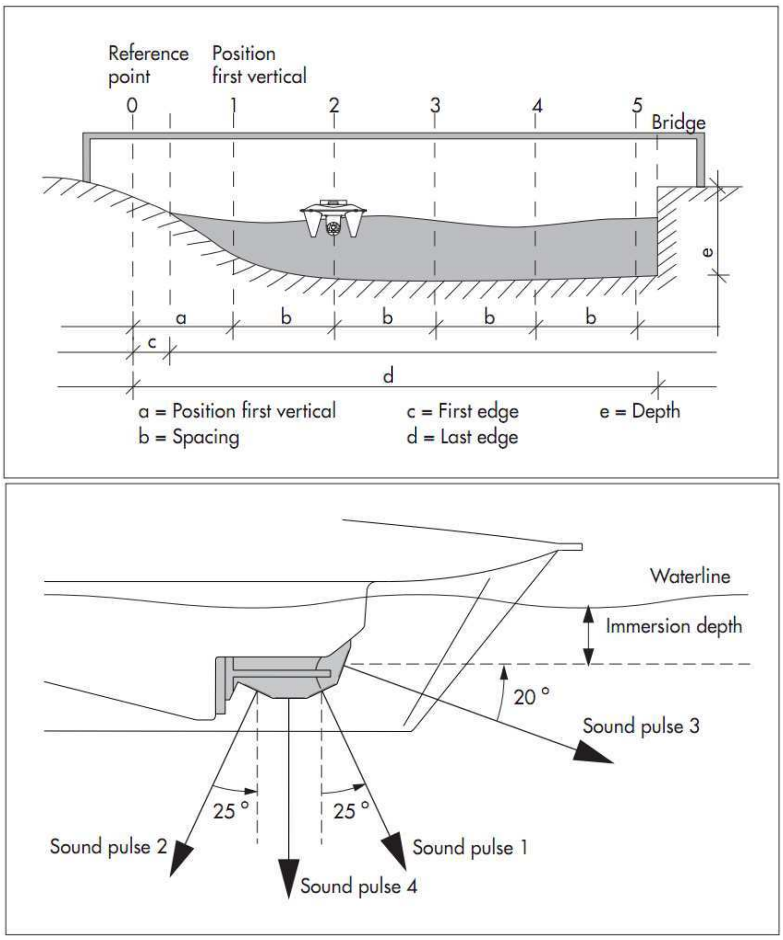


Abbildung 3.16 Prinzipskizzen Funktionsweise Q-Liner. (Quelle: Fa. Ott)

Im Ergebnis des Testeinsatzes des Q-Liners wurden folgende Schlussfolgerungen gezogen:

- Mit dem Q-Liner kann, vergleichbar zu der im Rahmen des Basismessprogramms angewandten 2-Punkt-Flügelradmessung (nach Kreps), eine Durchflussmessung nach dem klassischen Lotrechtenverfahren durchgeführt werden.
- Bei geeigneten Messbedingungen (Wassertiefe ≥ 40 cm, geringe Verkrautung) sind mit dem Q-Liner zur Flügelradmessung gut übereinstimmende Durchflusswerte (mit Abweichungen <10%) erzielbar.

Die erhaltenen Befunde bestätigten damit Herstelleraussagen sowie die in der Literatur beschriebenen positiven Einschätzungen, wonach das mit dem Q-Liner praktizierte ADCP-Lotrechtenverfahren als gleich oder ähnlich genau wie Flügelradmessungen einzustufen sei.

Insgesamt wurde gefolgert, dass der Q-Liner bei hochwasserbedingten Ereignismessungen eine gute Alternative zu Flügelradmessungen darstellt. Unabhängig von diesem maßgeblichen qualitativen Aspekt der Messsicherheit bzw. Vergleichbarkeit zu Flügelradmessungen ist folgender Vorteil des Q-Liner-Einsatzes auszuweisen:

- mit dem Q-Liner erfolgt die Tiefenlotung und die simultane Erfassung des vertikalen Geschwindigkeitsprofils je Lotrechte in einem Zug, so dass die Messungen immer in einem vertretbaren Zeitfenster (kalk. 15-30 min je Messpunkt) durchführbar wären, während bei Flügelmessungen (im Extremfall als 6-Punkt-Messung) eine Messdauer von bis zu 2 Std. je Messpunkt zu veranschlagen wäre.

Das Q-Liner-Verfahren wurde auf dieser Grundlage für die Messungen bei extremen Abflussbedingungen (Ereignismessplan) als Methode der Wahl festgelegt.

3.2.3 Automatisierte Wasserstandsmessung

Wasserstandsmessungen wurden an den Messstellen OW048, OW0506, OW054, OW055 und OW056 mithilfe von in das Gewässer eingebauter Drucksonden durchgeführt und stündlich aufgezeichnet (Abbildung 3.18). Die Abstichmaße wurden händisch im Rahmen des regulären Durchflussmessprogramms zweiwöchentlich bestimmt. Zusätzlich erfolgte die arbeitstägliche Bestimmung im Rahmen der Intensivmessprogramme. Entsprechend wurde eine gleichmäßige Korrelation über den gesamten Untersuchungszeitraum von April 2012 bis März 2013 möglich.

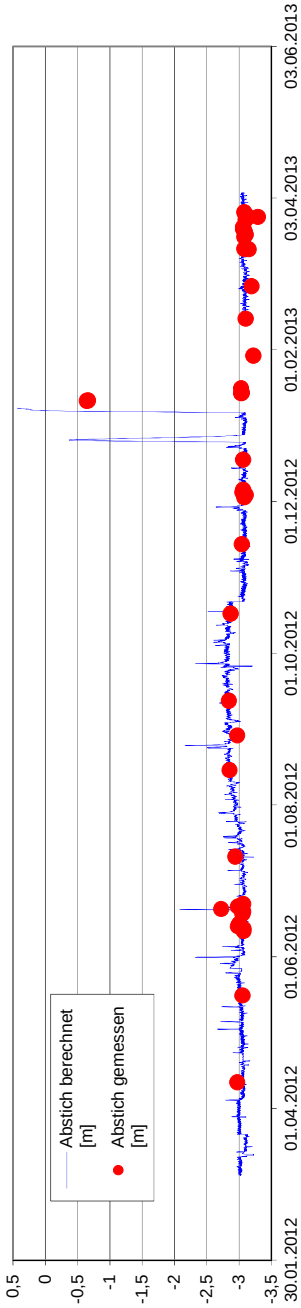


Abbildung 3.17 Messstelle OW0506, Druckdaten in Abstichmaße umgerechnet und den händisch gemessenen Abstichmaßen gegenübergestellt.

Die Druckdaten lassen sich sehr gut mit den händisch gemessenen Abstichmaßen korrelieren, wie in Abbildung 3.17 für die Messstelle OW0506 gezeigt. Charakteristisch für die Messstelle OW0506 ist der erhöhte Wasserstand in den Sommermonaten, der auf eine starke Verkrautung und dem damit einhergehenden höheren Fließwiderstand zurückzuführen ist. Der Effekt beginnt graduell Mitte Juli und endet schlagartig am 22. Oktober, was auf die in diesem Zeitraum durchgeführte Entkrautungsmaßnahme des Unterhaltungsverbands Mulde zurückzuführen ist (beidseitige Böschungsmahd, Sohlentkrautung).
Aufgrund der extremen Wasserführung während des Hochwassers in der zweiten Kalenderwoche 2013 musste die Station im Januar abgebaut werden. Die Sondentechnik im Gewässer wurde beschädigt und erst im Februar 2013 wieder instandgesetzt. In der Zwischenzeit wurden lediglich händisch Daten erhoben.

3.2.4 Bestimmung der Durchflüsse anhand der automatisierten Wasserstandsmessung

Wasserstand (W) und Durchfluss (Q) stehen in einem direkten Zusammenhang zueinander. Dieser kann über die sogenannte W-Q-Beziehung ausgedrückt werden, die für jede Messstelle empirisch zu ermitteln ist. Ist die W-Q-Beziehung bekannt, kann durch Wasserstandsmessungen der jeweilige Durchflusswert ermittelt werden, ohne dass direkte Messungen des Durchflusses erforderlich sind, was in der Regel zeitlich wesentlich höher aufgelöste Durchflussbestimmungen zulässt. Die W-Q-Beziehung ist von der Geometrie des Gewässerquerschnitts am jeweiligen Messprofil abhängig. Während für einen geringen Schwankungsbereich der Wasserstände näherungsweise ein linearer Zusammenhang herangezogen werden kann, weicht der Zusammenhang bei weiter zunehmenden Wasserständen bzw. Durchflüssen deutlich von der Linearität ab.

Generell lässt sich die W-Q-Beziehung in etwa mit einer exponentiellen Funktion anpassen:

$$Q = a \cdot (W - W_0)^b \qquad (3)$$

mit
Q = Durchfluss,
W = Wasserstand,
W_0 = Wasserstand bei Q=0 und
den Konstanten a und b

In der Praxis ist die Ermittlung von W-Q-Beziehungen für natürliche Gewässer mit sehr geringem Durchfluss, wie sie im Spittelwassersystem vorliegen, sehr problematisch. Aufgrund Veränderlichkeiten des Gewässerprofils infolge von Sedimentbewegungen oder Veränderungen der Rauhigkeit des Gewässerbetts ist auch die W-Q-Beziehung Änderungen unterworfen (Abschnitt 3.2.3). Vor diesem Hintergrund ist hervorzuheben, dass die Messungen im Rahmen des Projekts Frachtreduzierung Spittelwasser nicht darauf abzielten, eine langfristig gültige W-Q-Beziehung für

die jeweiligen Messstellen abzuleiten, die in der Lage wäre, routinemäßige Durchflussmessungen überflüssig zu machen. Vielmehr war es das Ziel, parallel zu einem engen Durchflussmess-programm eine W-Q-Beziehung abzuleiten, die dann eine belastbare Interpolation der Durchflusswerte zwischen den einzelnen Messwerten erlaubt. Die Daten wurden anhand von Einzelfallbewertungen mit geeigneten mathematischen Funktionen angepasst, um eine Ableitung von Durchflusswerten aus den Druckdaten zu ermitteln.

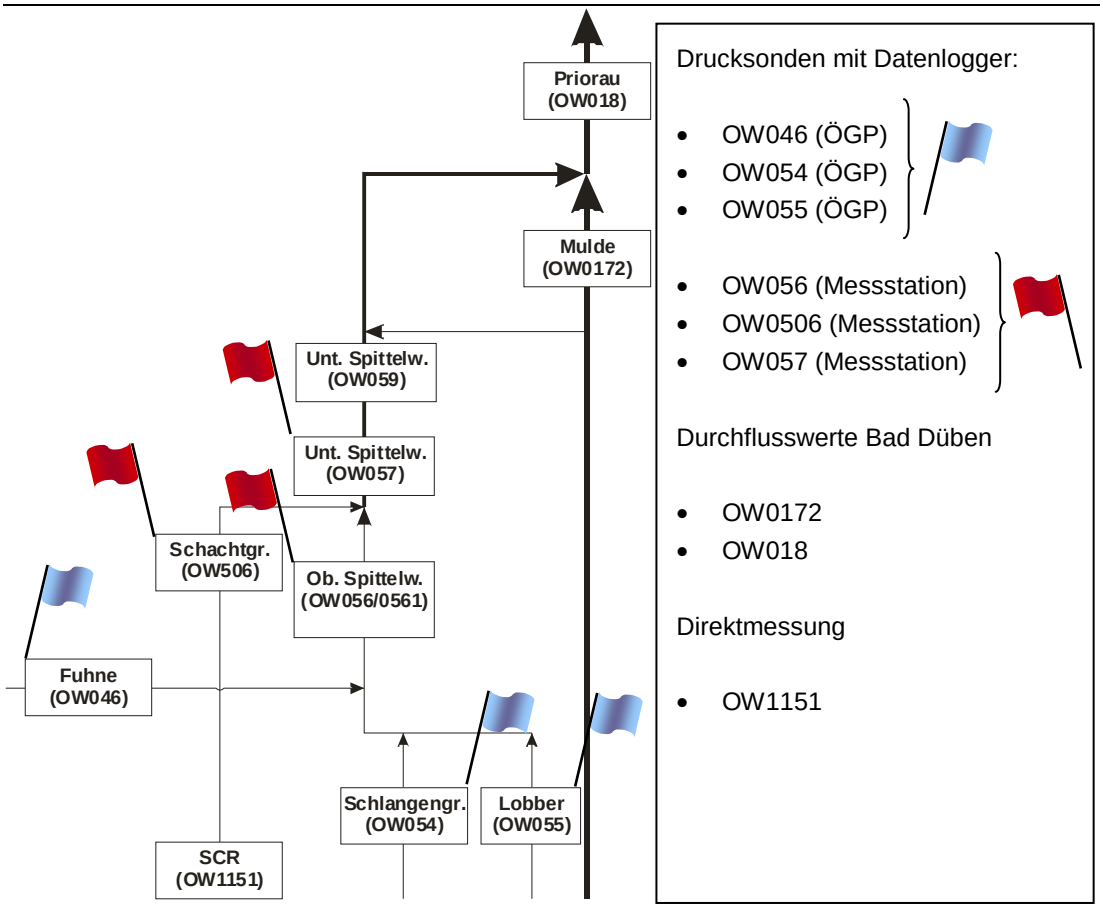


Abbildung 3.18 Standorte Drucksonden

Um für die Ableitung einer hinreichend belastbaren W-Q-Beziehung eine ausreichend große Menge Daten zu erheben, wurden im Rahmen der Durchflussmessungen des vierwöchentlichen Basisprogramms die Wasserstandsdaten mit erhoben und zudem drei Intensivmessprogramme durchgeführt, wobei über zwei Wochen (Juni 2012, März 2013) bzw. über eine Woche (Dezember

2012) arbeitstäglich Wasserstands- und Durchflusswerte an allen relevanten Messstellen gemessen wurden. Hierdurch wurden zu unterschiedlichen jahreszeitlichen Bedingungen Datensätze erzeugt, die für die Ermittlung der W-Q-Beziehungen herangezogen werden konnten. Um letztlich Wasserstandsdaten mit möglichst hoher zeitlicher Auflösung zu gewinnen, die dann auf der Grundlage des ermittelten W-Q-Zusammenhangs zur Berechnung von Durchflüssen verwendet werden konnten, wurden Drucksonden verwendet, deren Messdaten über Datenlogger aufgezeichnet wurden. Teilweise konnte hier auf vorhandene Drucksonden des ÖGP-Messnetzes zurückgegriffen werden. Wo dies nicht möglich war, wurden neu errichtete Messstationen mit entsprechender Messtechnik aufgerüstet.
Drucksonden zur automatischen Wasserstandsmessung wurden an den in Abbildung 3.18 dargestellten Messstellen eingesetzt.

Die Durchflusswerte für OW0506 lassen sich mithilfe folgender Funktion aus den Druckdaten berechnen, wobei für *W* (Wasserstand) direkt der gemessene Druckwert der Drucksonde eingesetzt wurde.

$$W = 0{,}01 \cdot Q^{0{,}52} \tag{4}$$

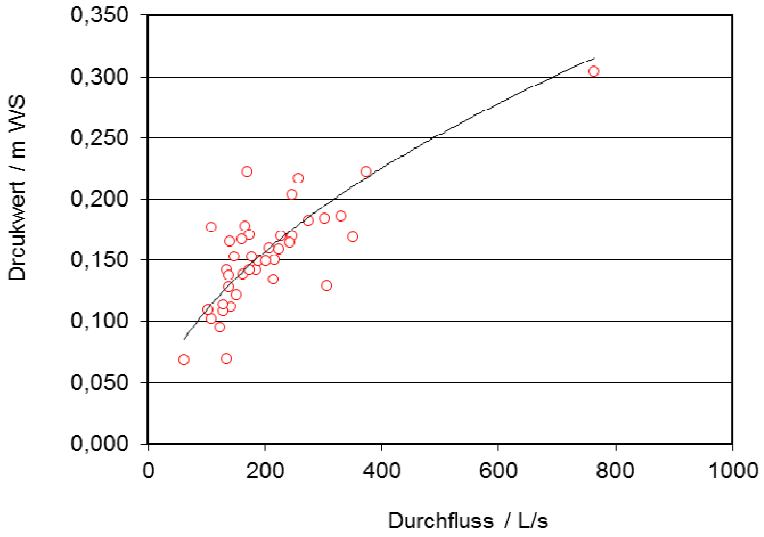


Abbildung 3.19 Wasserstands(Druck)-Durchfluss-Beziehung für Messstelle OW0506

Für diese Anpassung musste der Datensatz jedoch zunächst korrigiert werden, da es sich gezeigt hatte, dass die *W*-Werte während der Sommermonate durch die Verkrautung beeinflusst sind. Für die beginnende Phase der Verkrautung im Juli 2012 wurde eine mittlere Erhöhung des Wasserstands gegenüber den restlichen Werten bei gleichem Wasserstand von 0,1 m bestimmt. Von August bis Oktober wurde eine Erhöhung von 0,18 m festgestellt. Entsprechend wurden die Druckwerte bei der Anpassung der Funktion korrigiert. In die Anpassung gehen keine Werte der Hochwasserereignisse von Ende Dezember 2012 und Anfang Januar 2013 ein, da hier aufgrund der Beschädigung der Sonde keine Druckwerte vorliegen. Die Beziehung kann somit auch nicht zur Berechnung von Durchflusswerten aus Druckmessungen bei Hochwasserereignissen verwendet werden, sondern ist auf die Verwendung bei Normalabflussgeschehen beschränkt. Zudem ist bei der Anwendung für Messwerte im Zeitraum Juli bis Oktober 2012 die Erhöhung der Wasserstände infolge der Verkrautung wiederum zu berücksichtigen.

Die Durchflusswerte für OW048 lassen sich mithilfe folgender Funktion aus den Druckdaten berechnen, wobei für W (Wasserstand) direkt der gemessene Druckwert der Drucksonde eingesetzt wurde.

$$W = 72{,}282 \cdot Q^{0{,}0029} \qquad (5)$$

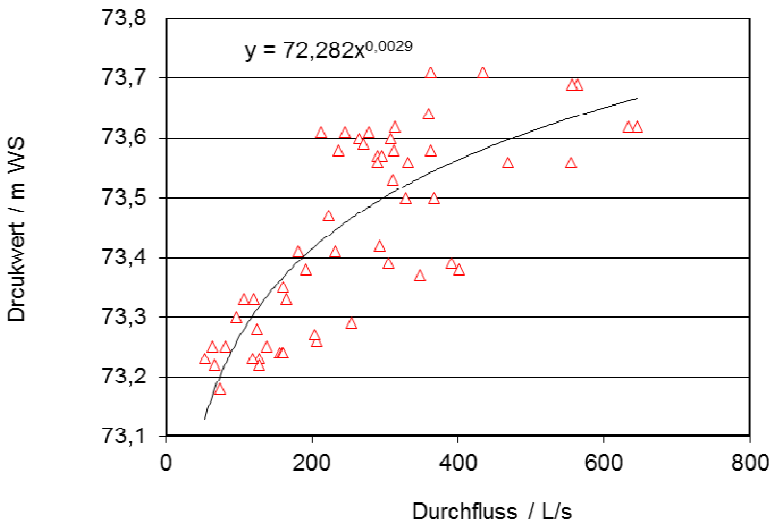


Abbildung 3.20 Wasserstands(Druck)-Durchfluss-Beziehung für Messstelle OW048

Die Durchflusswerte für OW054 lassen sich mithilfe folgender Funktion aus den Druckdaten berechnen, wobei für W (Wasserstand) direkt der gemessene Druckwert der Drucksonde eingesetzt wurde.

$$W = 6{,}3188 \cdot Q^{0{,}0051} \tag{6}$$

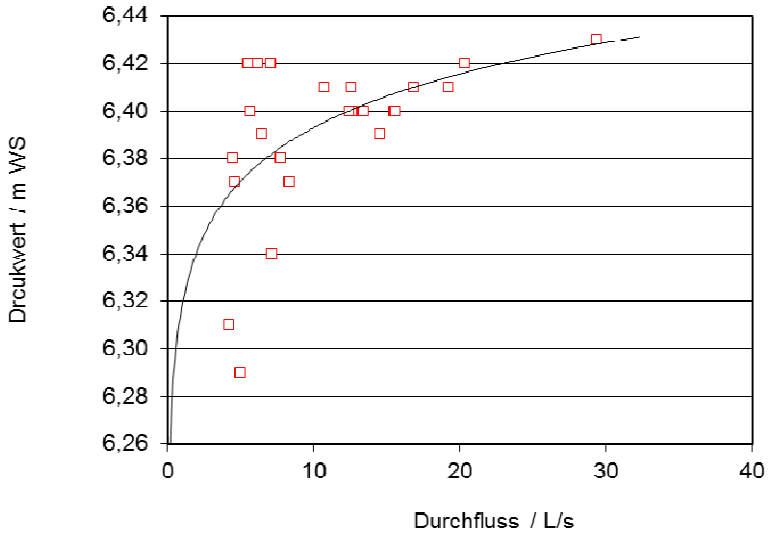


Abbildung 3.21 Wasserstands(Druck)-Durchfluss-Beziehung für Messstelle OW054

Die Durchflusswerte für OW055 lassen sich mithilfe folgender Funktion aus den Druckdaten berechnen, wobei für *W* (Wasserstand) direkt der gemessene Druckwert der Drucksonde eingesetzt wurde.

$$W = 69{,}65 \cdot Q^{0{,}0012} \tag{7}$$

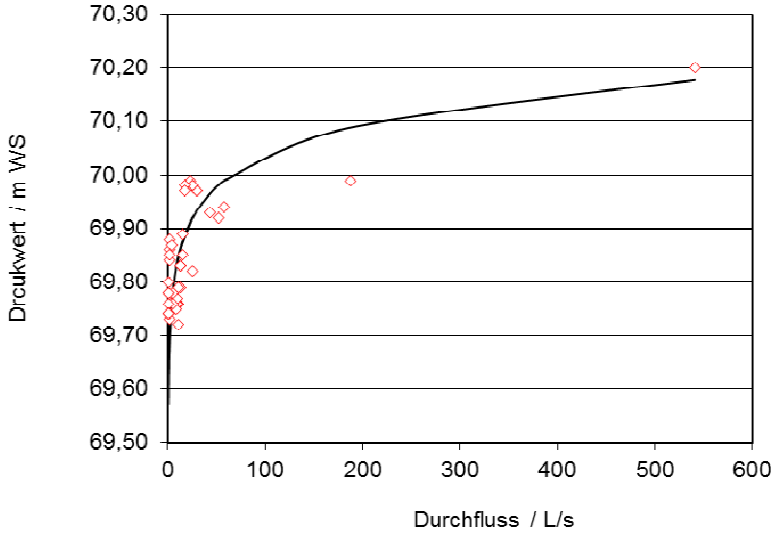


Abbildung 3.22 Wasserstands(Druck)-Durchfluss-Beziehung für Messstelle OW055

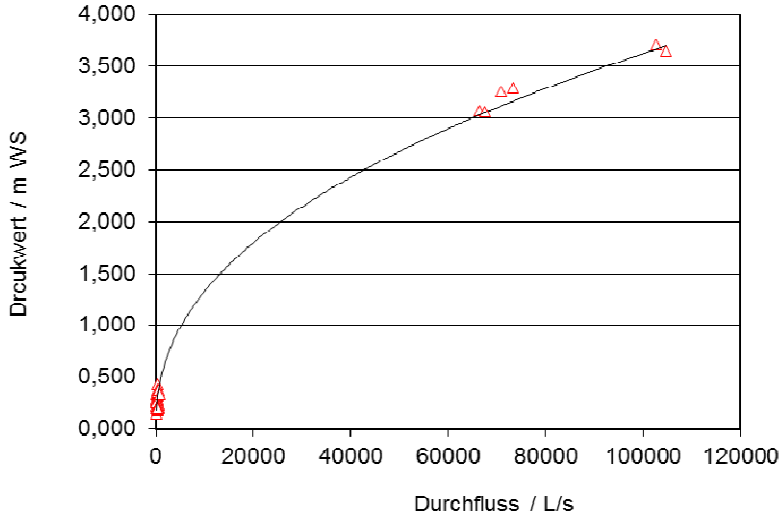


Abbildung 3.23 Wasserstands(Druck)-Durchfluss-Beziehung für Messstelle OW056

Für die Messstelle OW056 wurde eine Beziehung zwischen Drucksondensignal und Durchfluss hergestellt, indem für die Normalabfluss-Durchflusswerte die rechnerisch aus den Zuflüssen ermittelten Durchflüsse herangezogen wurden und für die Extremabflüsse die realen Messwerte aus dem Ereignisprogramm (Abbildung 3.23).

Der Zusammenhang wird beschrieben durch

$$W = 0{,}0028 \cdot Q^{0{,}421} \tag{8}$$

Für diesen großen Messwertbereich lässt sich eine gute Übereinstimmung feststellen. Tatsächlich ist aber zu beobachten, dass es durch das Hochwasserereignis offensichtlich zu einer massiven Veränderung im Gewässerbett gekommen ist, so dass alle Wasserstandswerte nach dem Hochwasser bei gleichem Durchfluss um 0,1 m niedriger liegen als entsprechende Wasserstandswerte vor dem Hochwasser (Abbildung 3.24).

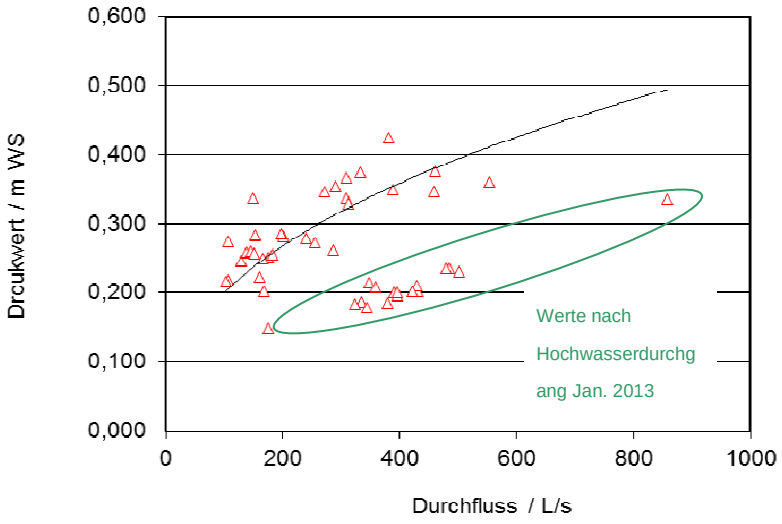


Abbildung 3.24 Wasserstands(Druck)-Durchfluss-Beziehung für Messstelle OW056 ohne Hochwasser-Wertepaare

Bei allen folgenden rechnerischen Umrechnungen auf der Grundlage dieser abgeleiteten Druck-Durchfluss-Beziehung ist dieser Effekt des Hochwasserdurchgangs zu berücksichtigen und entsprechend zu kompensieren.

Die Ergebnisse der kontinuierlichen Drucksondenmessungen an OW057 ließen sich nicht mit den gemessenen Durchflüssen korrelieren. Die Drucksonde musste aus technischen Gründen in einem Bereich des Gewässers kurz unterhalb des Durchflussmesspunkts eingebaut werden. In diesem Bereich wird die Druckmessung jedoch durch die hohe Geschwindigkeit und turbulente Eigenschaft der Strömung überprägt. Der Datensatz ist entsprechend nicht zu interpretieren. Für die Ableitung zeitlich hoch aufgelöster Durchflussdaten ist entsprechend auf die Summierung der oberstromigen Messstellen zurückzugreifen, welche in der Regel sehr belastbare Daten ergibt (Abschnitt 4.1.4).

3.3 Wasserprobenahme

An den Messstationen, die mit Autosamplern bestückt sind, wurden die befüllten Flaschen wöchentlich entnommen und ihrer Tagesreihenfolge entsprechend beschriftet bzw. mit Etiketten versehen und in einer vom Labor zur Verfügung gestellten, passenden Transport-Isolierkiste verstaut. Jeweils eine Kiste mit zugehörigem Flaschensatz war für jede Messstation vorgesehen und entsprechend gekennzeichnet. Da der verwendete Autosampler-Typ Platz für mehr als sieben 1-L-Flaschen bietet, wurden die neuen (leeren) Flaschen entsprechend der durch den Verteileraufsatz vorgegebenen Befüllungsreihenfolge eingesetzt. Die nicht durch Probengefäße belegten Plätze wurden mit Kunststoffsäulen belegt, um alle Gefäße an ihrem Platz zu fixieren. Bei den Messstellen ohne automatische Probenentnahme wurde eine Probenahme von Hand vorgenommen (OW054, OW055, Mulde Raguhn). Hierbei wurden mit einem Edelstahlschöpf-becher an einer Stange die entsprechend vom Labor für die Analytik vorbereiteten und beschrifteten Gefäße befüllt (3x 1000 ml Braunglas mit Schliffstopfen, 1x 1000 ml PE, 1x 50 ml PE vorgelegt mit HNO_3). Die physiko-chemischen Parameter wurden mit portablen Messgeräten erfasst und dokumentiert. Nach Abschluss der Probenahme an der jeweiligen Messstelle wurden die Geräte bzw. Sonden und der Schöpfbecher einschließlich des Trichters zum Befüllen mit destilliertem Wasser gespült. Das Gefäß zur In-Situ-Messung wurde an jeder Messstelle vor Beginn der Messungen mehrfach mit dem jeweiligen Oberflächenwasser gespült und so konditioniert.

3.4 Schwebstoffprobenahme

Die Entnahme von Schwebstoffproben erfolgte aus Schwebstoff- bzw. Sedimentkästen, die teils in den Stationen und teils im Gewässer eingebaut waren.

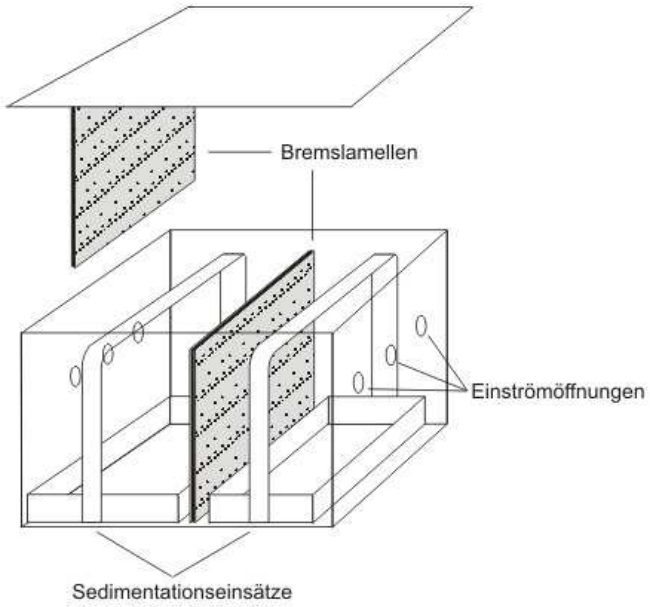


Abbildung 3.25 Schematischer Aufbau des Sedimentationskastens (nach Schulze und Ricking 2005)

Die im Gewässer eingesetzten Kästen wurden zur Entnahme von den Halteketten (an zwei im Boden verankerten Stangen befestigt) gelöst und vorsichtig dekantiert. Nach Öffnen des Deckels wurde das überstehende Wasser weiter dekantiert, bis die klaren, oberen Wasseranteile entfernt waren. Die inneren Schalen wurden aus dem Kasten gehoben und der Inhalt mittels eines Trichters in die vorbereiteten Braungläser (Schraubdeckel) abgefüllt und in der Schale verbleibende Reste werden mit destilliertem Wasser nachgespült. Die im Kasten verbleibende Restmenge an Wasser/Sediment wird ebenso abgefüllt, verbleibende Reste mit einem Spachtel herausgeholt und abgefüllt.
Die im SCR und im Stationshaus Priorau aufgestellten Sedimentkästen waren fest installiert und konnten nicht bewegt werden, so dass das innen stehende Wasser nach Entleeren des Leitungssystems abgeschöpft wurde, bis die Sammelschalen entnommen werden konnten. Da der Kasten in Priorau fest installiert war, musste die Verschraubung gelöst werden, um die verbleibende Suspension abzugießen.

3.5 Analytik

Aufgrund der Ausrichtung des Messprogramms auf schwebstoffbezogene Gewässerfrachten ist ein Bestandteil des Monitoringkonzepts die Betrachtung der Gesamtfrachten der Oberflächenwasserkörper. Die Analysenparameter der Wasseranalytik umfassten daher

organische Stoffe, die üblicherweise sowohl in der wässerigen Phase als auch am Schwebstoff vorliegen (insbes. HCH, DDX, Organozinnverbindungen).
Von zentraler Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Quantifizierung der im Wasser mitgeführten Schwebstofffrachten über die Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe in den Wasserproben.
Die Wasserprobenahme erfolgte an denselben Entnahmepunkten wie die Schwebstoffbeprobung, um eine direkte Vergleichbarkeit zu ermöglichen.
Die Analytik wurde durch das Labor Wessling durchgeführt. Die in Tabelle 3.1 und Tabelle 3.2 aufgeführten Verfahren wurden angewendet. Die entsprechenden Bestimmungsgrenzen wurden eingehalten, sofern nicht in Einzelfällen aufgrund geringer Probenvolumina oder Matrixeffekte Abweichungen erforderlich wurden.

3.5.1 Analytik Oberflächenwasser

Die Analytik an den Oberflächenwasserproben erfolgte in jedem Fall an Gesamtwasserproben. Dementsprechend wurden in der Probe vorhandene Feststoffe nicht vor der Probenaufbereitung / Analytik abgetrennt. Das Ergebnis aller Wasseranalysen entspricht somit der Gesamtkonzentration des jeweiligen Analyten als Summe der gelösten und der partikelgebundenen Fraktion. Diese Gesamtkonzentrationswerte sind im Rahmen des Überwachungsprogramms die relevanten Messgrößen, da in den anderen Messprogrammen des Landes und der FGG-Elbe ebenfalls Gesamtwasserkonzentrationen bestimmt werden und über diese Werte die tatsächlichen Gesamtfrachten des jeweiligen Stoffs an den jeweiligen Bilanzebenen ermittelt werden können.

Die Wasserproben wurden in Abstimmung mit dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) und in nach den in Tabelle 3.1 aufgeführten Methoden auf die benannten Parameter untersucht.

Die Analytik umfasst Gesamtwasserproben (unfiltriert) und Schwebstoffproben. Die analysierten Parameter sind:

- PCDD/F (2,3,7,8-chlorierte Dioxine und Furane) (nur an Schwebstoffproben)
- HCH-Isomere (α-HCH, ß-HCH, γ-HCH, δ-HCH) (ε-HCH ab Oktober 2012)
- DDT u. Isomere (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, o,p'-DDD, p,p'-DDE, o,p'-DDE)
- Zinnorganika (Monobutylzinn, Dibutylzinn, Tributylzinn, Tetrabutylzinn)
- Schwermetalle + As
- Abfiltrierbare Stoffe (AFS) (nur an Wasserproben)

Tabelle 3.1 Parameter für die Wasseranalytik

Parameter Wasseranalytik*	Analyse nach DIN	Bestimmungs-grenze (BG)	Einheit
HCH-Isomere (α-HCH, ß-HCH, γ-HCH, δ-HCH, ab 10/2012: ε-HCH)	Flüssig/Flüssig-Extraktion mit n-Hexan; GC-MS, EN 12918 mod.	0,001	µg/L
DDT u. Isomere (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, o,p'-DDD, p,p'-DDE, o,p'-DDE)	Flüssig/Flüssig-Extraktion mit n-Hexan; GC-MS, EN 12918 mod.	0,001	µg/L
Zinnorganika (Monobutylzinn, Dibutylzinn, Tributylzinn, Tetrabutylzinn)	EN ISO 17353 F13	0,0015	µg/L
Cadmium, Nickel, Blei, Arsen, Zink, Kupfer und Chrom	DIN EN ISO 17294-2 (E29)	Cd: 0,03 Ni: 0,5 Pb: 0,2 As: 0,5 Cu: 1 Cr: 1	µg/L
	DIN EN ISO 11885 (E22)	Zn: 10	
Abfiltrierbare Stoffe (AFS)	DIN EN 872	0,1	mg/L

3.5.2 Analytik frisches schwebstoffbürtiges Sediment

Die Konzentrationen der relevanten Schadstoffe wurden nicht nur anhand von Wasserproben untersucht, sondern auch am frischen schwebstoffbürtigen Sediment analysiert, welches über Sedimentkästen an den verschiedenen Bilanzmessstellen erfasst wurde. Die Sedimentkästen wurden regulär in einem monatlichen Turnus geleert und die Proben analysiert. Das Sedimentmaterial stellte sich als sehr wasserhaltiges feinkörniges Material dar, das bei der Trocknung entsprechend dem hohen Wassergehalt einen erheblichen Masseverlust erfuhr.
In aller Regel reichte das gewonnene Material aber für den gesamten Untersuchungsumfang. In Einzelfällen konnte nicht ausreichend Material für das gesamte Programm erhalten werden. In diesen Fällen lag der Schwerpunkt auf PCDD/F und HCH, während Zinnorganik eine geringere Relevanz aufweist und in einer geringen Anzahl von Einzelfällen ausgelassen wurde.
Die Sedimentproben wurden in Abstimmung mit dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) und in nach den in Tabelle 3.2 aufgeführten Methoden auf die benannten Parameter untersucht.

Tabelle 3.2 Parameter für die Schwebstoffanalytik

Parameter Schwebstoffanalytik **	Analyse nach DIN	Bestimmungs-grenze (BG)	Einheit
Dioxine / Furane (2,3,7,8-chlorierte Dioxine und Furane)	DIN 38414 S24	1 bis 3	ng/kg
HCH-Isomere (α -HCH, ß-HCH, γ -HCH, δ -HCH, ab 10/2012: ε-HCH)	ISO 10382	0,01	mg/kg
DDT u. Isomere (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, o,p'-DDD, p,p'-DDE, o,p'-DDE)	ISO 10382	0,001	mg/kg
Zinnorganika (Monobutylzinn, Dibutylzinn, Tributylzinn, Tetrabutylzinn)	DIN EN ISO 23161	0,001	mg/kg
Quecksilber, Cadmium, Nickel, Blei, Arsen, Zink, Kupfer und Chrom	Metalle/Elemente in Feststoff (ICP-OES / ICP-MS) ISO 11885 / ISO 17294-2 Quecksilber ISO 16772	Hg: 0,1 Cd: 0,1 Ni: 10 Pb: 10 As: 5 Zn : 10 Cu : 10 Cr : 10	mg/kg
TOC	ISO 10694[A]	500	mg/kg

** Schwebstoffanalytik Organik an Kornfraktion < 63µm, da die Proben zu ≥ 90% aus der Kornfraktion < 63 µm bestanden, kann die Analytik an der Gesamtprobe durchgeführt werden.

3.6 Korngrößenverteilung frisches schwebstoffbürtiges Sediment

Sofern nach Durchführung der Analytik ausreichend Probenmaterial für die bodenmechanischen Untersuchungen zu Verfügung stand, wurde zusätzlich die Korngrößenverteilung je Sedimentprobe bestimmt. Untersucht wurden hierbei die Kornfraktionen:

- < 2 µm
- 2-6 µm
- 6-10 µm
- 10-20 µm
- 20-30 µm
- 30-40 µm
- 40-50 µm
- 50-63 µm
- 63-200 µm
- 200-630 µm
- 630-2000 µm
- > 2000 µm

Die Körnungslinien des Probenmaterials wurden bestimmt nach ISO 11277 durch Sedimentation nach Aräometerverfahren und Siebung der Bestandteile > 63µm nach nassem Abtrennen der Feinanteile.
Über Siebung und Sedimentation werden die Massenanteile der einzelnen Kornfraktionen an der Gesamtmasse einer Probe ermittelt und anschließend in einer Körnungslinie dargestellt. Die Körnungs- oder Sieblinie ist eine Summenlinie, also im mathematischen Sinne keine Verteilung. Die Darstellung erfolgt im semi-logarithmischen Maßstab.

3.7 Meteorologische Daten

Zur Bewertung der Daten des Messprogramms werden Niederschlagsdaten der Region herangezogen, die beispielsweise Hinweise auf erosionsbedingte Eintragungen von Schwebstoffen aus den Auenflächen infolge von Oberflächenabfluss geben können. Hierzu wurden Daten der privaten Wetterstation Raguhn-Marke herangezogen. Die Niederschlagsverteilung ist in Abbildung 3.26 dargestellt.

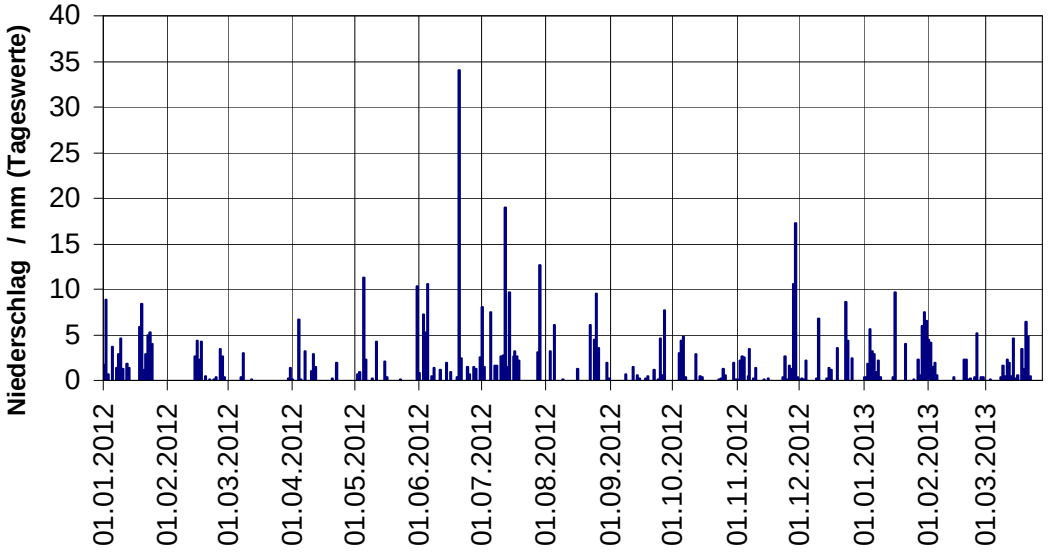


Abbildung 3.26 Niederschlagswerte als Tageswerte für Raguhn-Marke in unmittelbarer Nähe zum Untersuchungsgebiet.

3.8 Umsetzung Messung und Probenahmeprogramm

Die Messungen und Probenahmen wurden im Zeitraum April 2012 bis März 2013 durchgeführt. Eine detaillierte Auflistung des Programms ist dem nachstehenden Beprobungs- und Messplan zu entnehmen. Gegenüber dem ursprünglichen Konzept musste der Plan teilweise angepasst bzw. erweitert werden, um Entwicklungen im Rahmen des Monitorings zu berücksichtigen. So wurden insbesondere die Intensivmessprogramme für die Durchflussmessungen entsprechend den Witterungsbedingungen angepasst und das ereignisbezogene Monitoring im Januar 2013 situationsbedingt ausgelöst.

Kalenderwoche	Datum	Durchfluss-messungen	Probensammlerleerung					Händ. Pr.-nahme												Sedimentkastenleerung							
			OW0506	OW056	OW057	Priorau	SCR	OW054	OW055	OW0172	Mulde-Brücke Jeßnitz	OW0142	OW0141	OW014	OW0123	Analytik	Dioxin-Wasseranalytik	Rückstellung	OW054	OW055	OW056	SCR	OW0506	OW018	OW0172	OW059
14	04.04.2012																		x	x	x	x	x	x	x	x
15																										
16	12.04.2012	x																								
18	04.05.2012		x	x	x	x	x	x	x	x						x			x	x	x	x	x	x	(x)	x
19	09.05.2012		x	x	x	x	x											x								
20	16.05.2012	x[1]	x	x	x	x	x	x	x	x						x										
21	23.05.2012		x	x	x	x	x											x								
22	30.05.2012		x	x	x	x	x	x	x	x						x			x	x	x	x	x	x	x	x
23	06.06.2012		x	x	x	x	x											x								
24	13.06.2012	x[2]	x	x	x	x	x	x	x	x						x										
25	20.06.2012	x[2]	x	x	x	x	x											x								
26	27.06.2012		x	x	x	x	x	x	x	x						x			x	x	x	x	x	x	x	x
27	04.07.2012		x	x	x	x	x											x								
28	11.07.2012	x	x	x	x	x	x	x	x	x						x										
29	18.07.2012		x	x	x	x	x											x								
30	25.07.2012		x	x	x	x	x	x	x	x						x			x	x	x	x	x	x	x	x
31	01.08.2012		x	x	x	x	x											x								
32	08.08.2012		x	x	x	x	x											x								
33	15.08.2012	x	x	x	x	x	x	x	x	x						x										
34	22.08.2012		x	x	x	x	x											x								
35	29.08.2012		x	x	x	x	x	x	x	x						x			x	x	x	x	x	x	x	x
36	05.09.2012		x	x	x	x	x											x								
37	12.09.2012	x	x	x	x	x	x	x	x	x						x										
38	19.09.2012		x	x	x	x	x											x								
39	26.09.2012		x	x	x	x	x	x	x	x						x			x	x	x	x	x	x	x	x
40	04.10.2012		x	x	x	x	x											x								
41	10.10.2012		x	x	x	x	x									x[3]										
42	17.10.2012	x	x	x	x	x	x	x	x	x						x	x									
43	24.10.2012		x	x	x	x	x	x	x	x						x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
44	01.11.2012		x	x	x	x	x											x								
45	07.11.2012		x	x	x	x	x	x	x	x						x										
46	14.11.2012	x	x	x	x	x	x	x	x	x						x										
47	21.11.2012		x	x	x	x	x											x								
48	28.11.2012		x	x	x	x	x	x	x	x						x			x	x	x	x	x	x	x	x
49	05.12.2012	x[2]	x	x	x	x	x											x								
50	12.12.2012	x[2]	x	x	x	x	x	x	x	x						x										
51	19.12.2012		x	x	x	x	x											x								
52	27.12.2012		x	x	x	x	x	x	x	x						x			()	()	x	x	()	x	()	()
1	03.01.2013		x	x	x	x	x									x			x				x			
2	08.01.2013		händische Sonderprobenahme					x	()[5]	x						x				x						
2	09.01.2013	x[4]	x	x	x	x	x									x										
			händische Sonderprobenahme													x										
2	10.01.2013	x[4]	händische Sonderprobenahme													x										
2	11.01.2013	x[4]	händische Sonderprobenahme													x										
3	14.01.2013	x[4]																								
3	16.01.2013	x	()	x	()	x	x	x	x	x						x			x	x	x	x	x	x	x	x
4	23.01.2013		x	x	x	x	x											x								
5	30.01.2013		x	x	x	x	x	x	x	x						x										
6	06.02.2013		x	x	x	x	x											x								
7	13.02.2013	x	x	x	x	x	x	x	x	x						x			x	x	x	x	x	x	x	x
8	20.02.2013		x	x	x	x	x											x								
9	27.02.2013		x	xxx[6]	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	(x)[7]									
10	06.03.2013		x	x	x	x	x											x								
11	13.03.2013	x[2]	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x										
12	20.03.2013	x[2]	x	x	x	x	x											x								
13	27.03.2013		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x		x
15	12.04.2013															x									x[8]	

[1] Parallel Messflügel u. Q-Liner
[2] Intensivprogramm?
[3] Tagesproben 4.-5.10, 5.-6.10, 6.-7.10, 7.10.-8.10. Analytik auf HCH/DDX + Zinnorganik sowie, falls ausreichend Probenvolumen, auf AFS
[4] Ereignisprogramm Hochwasser, Messung mit Q-Liner
[5] Unzugänglich wg. Hochwassser
[6] Reguläre Probensammler-Leerung + Sonderbeprobung jeweils vor und hinter dem Sedimentkasten
[7] nur Sonderproben OW056 vor und hinter Sed.-Kst.
[8] Bergung durch Taucher

4 Ergebnisse Oberflächenwassermonitoring

In den nachfolgenden Abschnitten werden die Ergebnisse des Oberflächengewässer-monitorings dokumentiert und diskutiert, die mittels des in Abschnitt 3.1 dargestellten Messstellennetzes und der in Abschnitten 3.2 bis 3.5 beschriebenen Methoden erhalten wurden.

4.1 Durchflussmessungen

4.1.1 Zusammenfassung Basis-, Intensiv- u. Ereignismessprogramm

Die Durchflussmessungen für den Zufluss der Fuhne zum Spittelwasser wurden am Messpunkt OW048 ermittelt. Die Ergebnisse der Messungen aus Basis-, Intensiv- und Ereignismessprogramm sind in (Abbildung 4.1) dargestellt. Hier zeigt sich, dass der Einfluss der Hochwasserereignisse auf das Abflussgeschehen in der Fuhne vergleichsweise begrenzt ist.

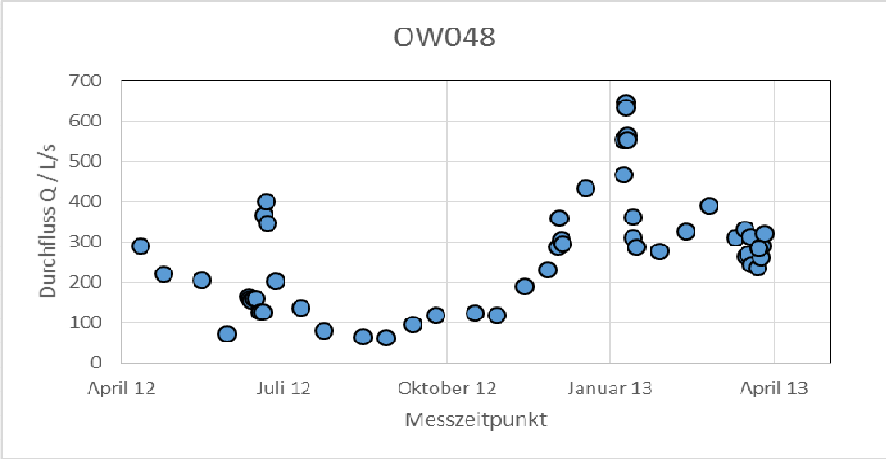


Abbildung 4.1 Ergebnisse Durchflussmessungen OW048 (Fuhne): Basis, Intensiv- und Ereignisprogramm.

Ebenso wenig lässt sich ein gravierender Effekt des Hochwasserereignisses auf die Durchflüsse am SCR feststellen. Die entsprechenden Messwerte an OW1151 zeigen keine merkliche Erhöhung der Durchflüsse im Verlaufe des Hochwasserereignisses (Abbildung 4.2).

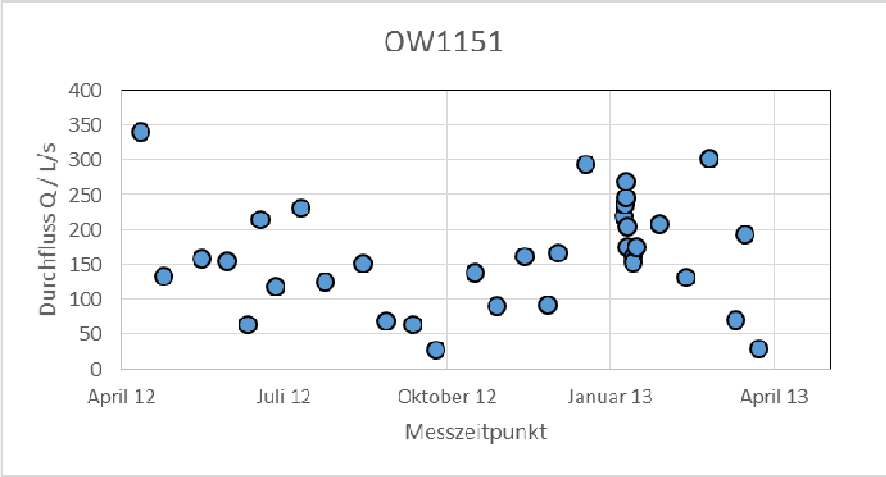


Abbildung 4.2 Ergebnisse Durchflussmessungen OW1151 (SCR, Zulauf Schachtgraben): Basis, Intensiv- und Ereignisprogramm.

Wesentlich stärker ist der Hochwassereffekt im Schachtgraben, wie an den Ergebnissen für die Messstelle OW0506 zu erkennen ist. Hier ist im Rahmen des Normalabflussgeschehens ein Durchfluss zwischen ca. 100 L/s und 400 L/s zu verzeichnen, während die Durchflüsse während des Hochwasserereignisses Januar 2013 um bis zu ca. 2 Größenordnungen höher liegen. Dieser Anstieg der Durchflüsse gegenüber dem Zulauf zum Schachtgraben ist durch das Übertreten von Muldewasser über den überschwemmten Salegaster Forst erklärlich, zumal zwischen SCR und OW0506 im Normalabflussgeschehen keine relevanten Oberflächenzuläufe vorliegen.
Konkret bedeutet dies, dass der Wasserstand in der Mulde soweit steigt, bis das Muldewasser direkt über den Schachtgraben als Flutrinne entwässert. Erst wenn der Muldewasserspiegel wieder unter das kritische Niveau fällt, normalisiert sich das Abflussgeschehen im Schachtgraben.

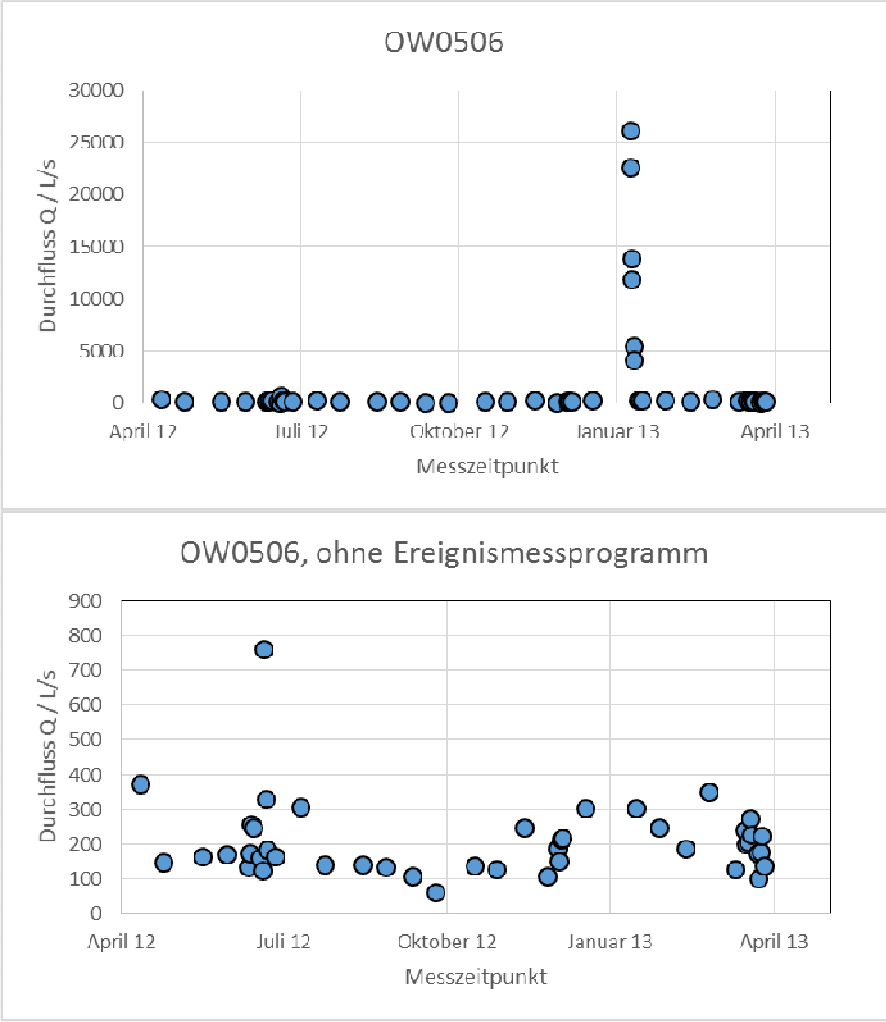


Abbildung 4.3 Ergebnisse Durchflussmessungen OW0506 (Schachtgraben). Oben: Basis-, Intensiv- und Ereignisprogramm. Unten Basis- und Intensiprogramm ohne Hochwasserwerte des Ereignisprogramms.

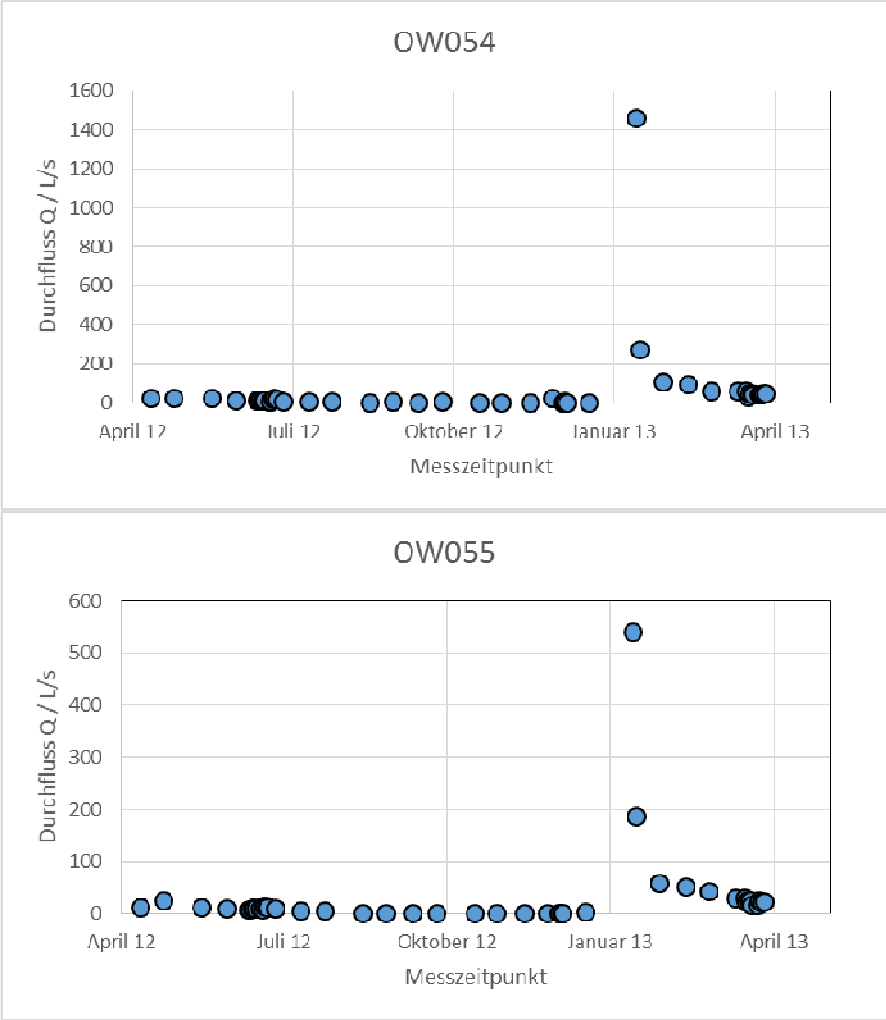


Abbildung 4.4 Ergebnisse Durchflussmessungen OW054 (Schlangengraben) und OW055 (Lobber).

Derselbe Effekt ist auch für den Zustrom zum oberen Spittelwasser über Lobber (OW054) und Schlangengraben (OW055) erkennbar. Die in Abbildung 4.4 dargestellten Ergebnisse geben dies aber nur unvollständig wieder, da hier jeweils als einziger Wert aus dem Ereignis-Messprogramm vom Januar 2014 der Durchfluss vom 14. Januar vorliegt, als die Hochwasserwelle bereits durchgegangen war. An den vorausgegangenen Messtagen waren die Messstellen so hoch überflutet, dass eine Messung nicht durchgeführt werden konnte. Dennoch zeichnet sich schon hier der Hochwassereffekt klar ab.

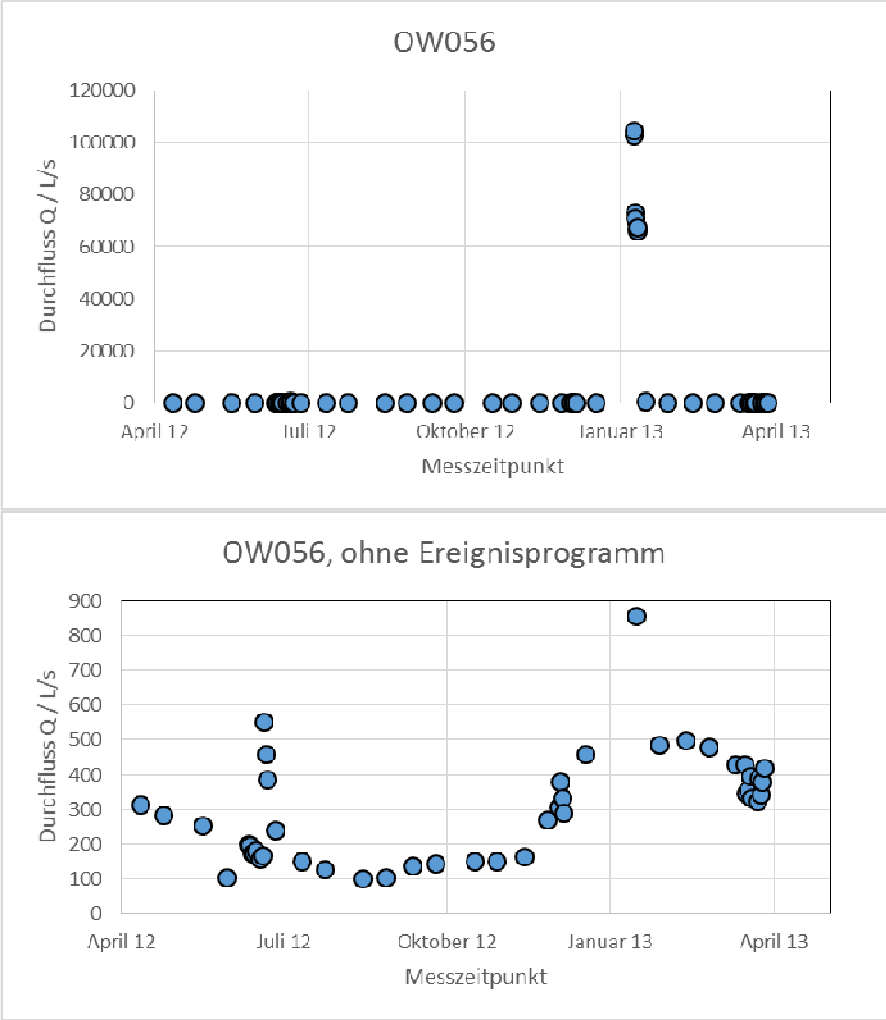


Abbildung 4.5 Ergebnisse Durchflussmessungen OW056 (oberes Spittelwasser). Oben: Basis-, Intensiv- und Ereignisprogramm. Unten: Basis- und Intensiprogramm ohne Hochwasserwerte des Ereignisprogramms.

Vollständig lässt sich der Effekt des über den Salegaster Forst zuströmenden Muldewassers an den Daten für die Messstelle OW056 nachvollziehen. Hier wurden, wie in Abschnitt 3.2 dargelegt, im Rahmen des Basis- und Intensivprogramm keine Durchflüsse direkt gemessen, sondern parallel über die Summe der Zuflüsse bestimmt und anhand der unterstromigen Messstellen ermittelt. Direkte Messungen wurden jedoch im Rahmen des Hochwasserprogramms durchgeführt, so dass ein vollständiger Datensatz in Abbildung 4.5 dargestellt ist.

Man erkennt, dass unter Normalabflussbedingungen die Durchflüsse sich im Bereich von ca. 100 L/s bis ca. 500 L/s bewegen, während die Durchflüsse, die während des Hochwasserereignisses im Januar 2013 gemessen wurden, im Bereich von ca. 60.000 L/s bis über 100.000 L/s lagen.

An der Messstelle OW057 wurden ebenfalls regelmäßig im Rahmen von Basis- und Intensivprogramm die Durchflüsse gemessen. Im Laufe des Ereignisprogramms im Januar 2013 war dies jedoch nicht möglich, da die große Breite der durch das Hochwasser überfluteten Spittelwasseraue einen Einsatz des Q-Liners mit verhältnismäßigen Mitteln nicht zuließ. Für den entsprechenden Zeitraum wurden die Durchflüsse an OW057 aus den jeweiligen Messwerten an OW0506 (Schachtgraben) und OW056 (oberes Spittelwasser) gebildet, welche die Zuflüsse zum unteren Spittelwasser darstellen. Dem entsprechend bildet sich hier derselbe Hochwassereffekt wie für OW0506 und OW 056 diskutiert.

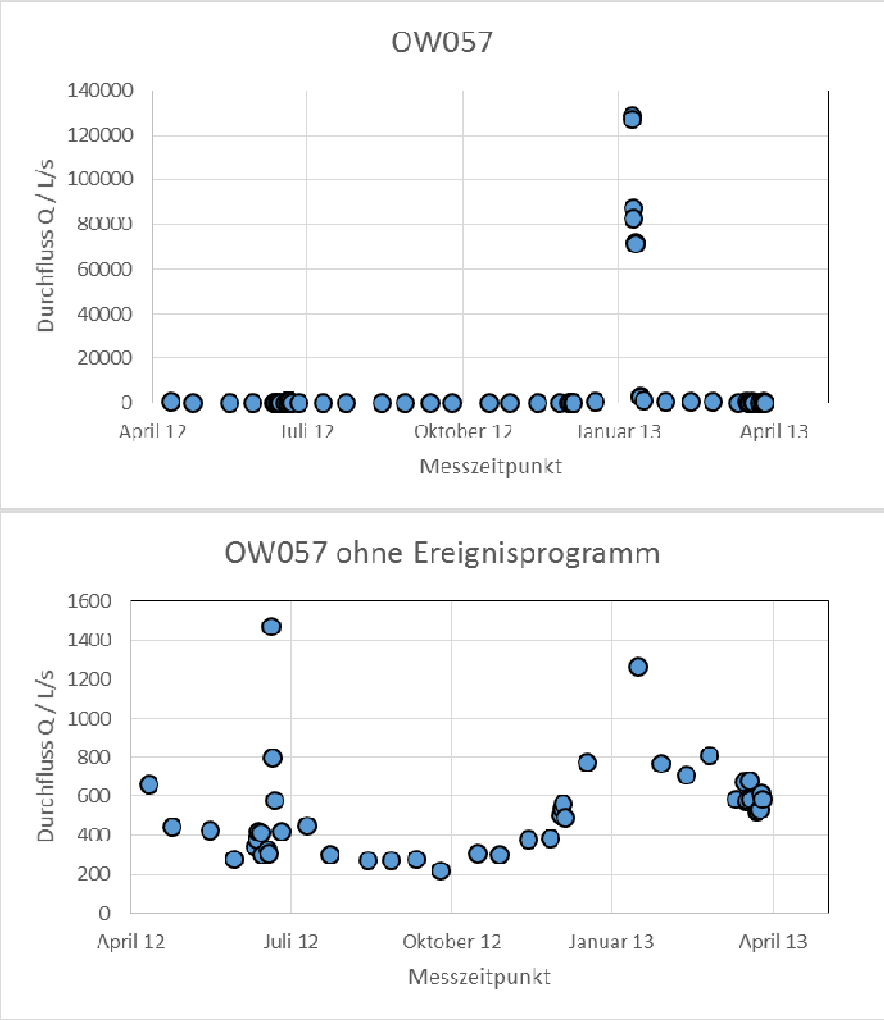


Abbildung 4.6 Ergebnisse Durchflussmessungen OW057 (unteres Spittelwasser). Oben: Basis-, Intensiv- und Ereignisprogramm. Unten: Basis- und Intensiprogramm ohne Hochwasserwerte des Ereignisprogramms.

4.1.2 Ereignisbezogene Sondermessung (Hochwasserprogramm)

Im Zeitraum 26./27. Dezember 2012 kam es zum Durchgang eines Hochwasserscheitels im System Mulde/Spittelwasser (Abbildung 4.7). Ein Ereignismessprogramm konnte aufgrund der Weihnachtsfeiertage nicht rechtzeitig ausgelöst werden, so dass für diesen Zeitraum nur die Ergebnisse des regulären Monitorings vorliegen.

Zum Ende der 1. KW 2013 gelangte im Einflussbereich schwacher Tiefausläufer milde Meeresluft in das sächsische Einzugsgebiet der Mulde. Hierdurch kam es immer wieder zu ergiebigen Regen- und Sprühregenfällen.
Die Niederschläge führten zu einer erhöhten Wasserführung der Freiberger Mulde, der Zwickauer Mulde und der Vereinigten Mulde. Hierdurch bildete sich erneut ein ausgeprägter Hochwasserscheitel im Bereich der Alarmstufe 2 aus (Abbildung 4.7).

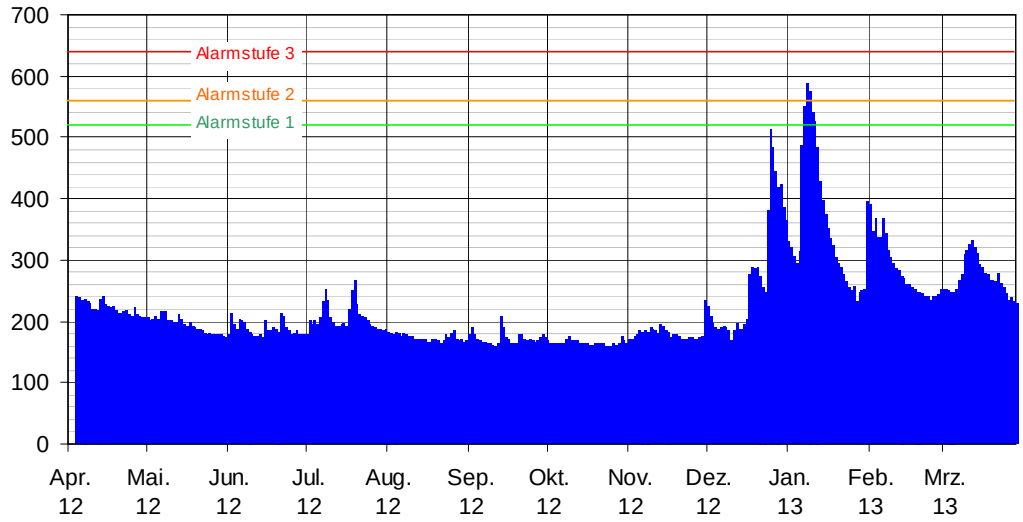


Abbildung 4.7 Wasserstände am Pegel Bad Düben im bisherigen Messzeitraum mit dem Hochwasserscheitel Anfang Januar 2013.

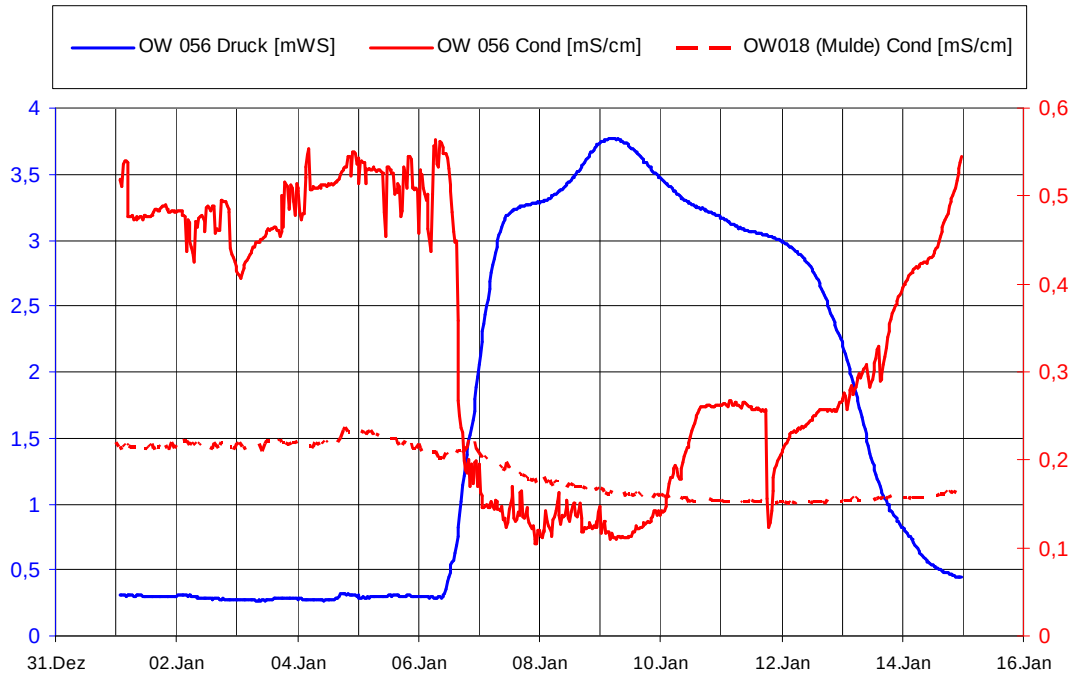


Abbildung 4.8 Sensordaten im Verlauf des Hochwasserscheitels an der Messstelle OW056, Straßenbrücke Spittelwasser, Jeßnitz: Wasserstand (Druck) und Leitfähigkeit. Zum Vergleich die Leitfähigkeit des Muldewassers bei Priorau.

Zunächst stiegen infolge des Rückstaus von der Mulde die Wasserstände im Spittelwasser und seinen Zuläufen innerhalb kurzer Zeit an. Ab einem kritischen Muldewasserstand kam es im Bereich des Salegaster Forsts zu einem Wasserübertritt der Mulde in Lobber, Schlangengraben und oberes Spittelwasser. Nach einem weiteren Anstieg des Muldespiegels trat das Muldewasser auch in den Schachtgraben nördlich des SCR über. Der Effekt ist deutlich an den Sensordaten in Abbildung 4.8 und Abbildung 4.9 abzulesen. Bereits kurz nach dem ersten Ansteigen des Pegels kommt es am 6. Januar zu einer abrupten Abnahme der Leitfähigkeit im Spittelwasser (Abbildung 4.8). Dies ist auf die Verdünnung durch das Muldewasser zurückzuführen, dessen Leitfähigkeit in guter Näherung dem des Spittelwassers bei Durchgang des Hochwasserscheitels entspricht. Parallel zur Abnahme der Leitfähigkeit kommt es zu einer Zunahme der Trübung, was auf die Mobilisierung von Feststoffen durch die mechanische Wirkung der Hochwasserwelle zurückzuführen ist.

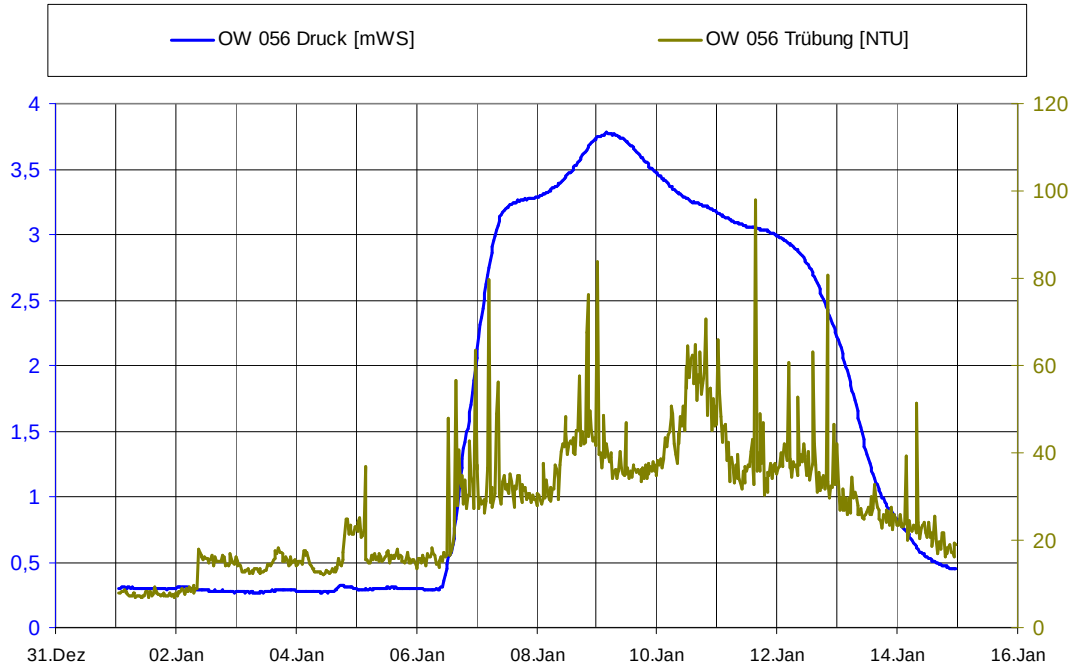


Abbildung 4.9 Sensordaten im Verlauf des Hochwasserscheitels an der Messstelle OW056, Straßenbrücke Spittelwasser, Jeßnitz: Wasserstand (Druck) und Trübung.

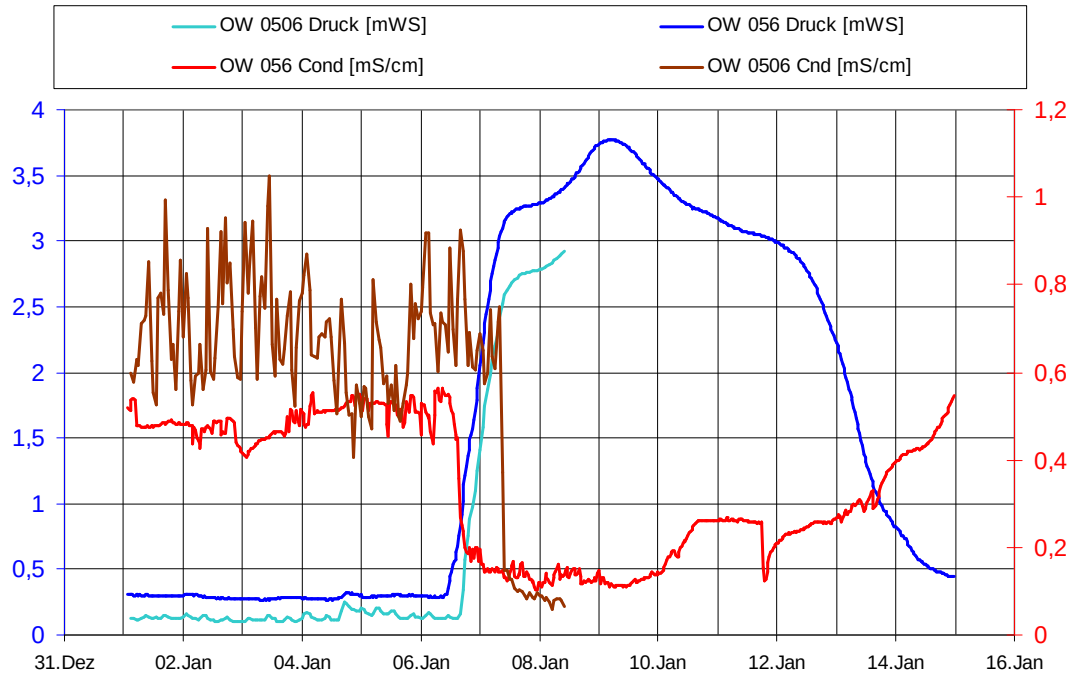


Abbildung 4.10 Sensordaten im Verlauf des Hochwasserscheitels an der Messstelle OW056, Straßenbrücke Spittelwasser, Jeßnitz und Messtelle OW0506, Brücke Schachtgraben: Wasserstand (Druck) und Leitfähigkeit.

Abbildung 4.10 zeigt anhand der Leitfähigkeitskurven, dass der Übertritt des Muldewassers in den Schachtgraben fast einen Tag nach dem Übertritt in das Spittelwasser erfolgt, obwohl die Wasserstände fast zeitgleich und in fast demselben Maß ansteigen. In der Anfangsphase beruht der Anstieg des Wassers jedoch, wie hier zu erkennen ist, lediglich auf dem Rückstau von der Einmündung in das Spittelwasser.

4.1.3 Fehlerbetrachtung

Eine fortlaufende Plausibilitätsprüfung aller Messwertsätze aus Basis- und Intensivprogramm erfolgte über einen Vergleich der Messwerte an OW057 und der Summe der Messwerte an den oberstromig gelegenen Messstellen OW0506 (Schachtgraben vor Einmündung in das Spittelwasser), OW054 und OW055 (Zuflüsse zum oberen Spittelwasser) sowie OW048 (Fuhne). Diese in Abbildung 4.11 zusammengefassten Abgleiche ergaben in aller Regel sehr gute Übereinstimmungen, wobei Differenzen meist auf im Vergleich zur Bilanzierung der Zuflüsse geringfügig niedrigere gemessene Durchflüsse zurückzuführen sind, was wiederum durch untergeordnete weitere Zuflüsse, z. B. aus Gräben und dem Grundwasser erklärlich ist. Größere

Differenzen Ende Juni 2012 und Mitte Januar 2013 sind auf ein starkes Regenereignis (Oberflächenablauf) und die Folgen des Hochwasserereignisses (Entwässerung von während des Hochwasserdurchgangs im Grundwasserleiter oder in Reservoirs wie Altarmstrukturen gespeichertem Wasser) zurückzuführen.
Insgesamt sind die Fehler bei der Durchflussmessung unter Normalabflussbedingungen entsprechend der ausgeführten Überprüfung auf maximal den untersten einstelligen Prozentbereich abzuschätzen.

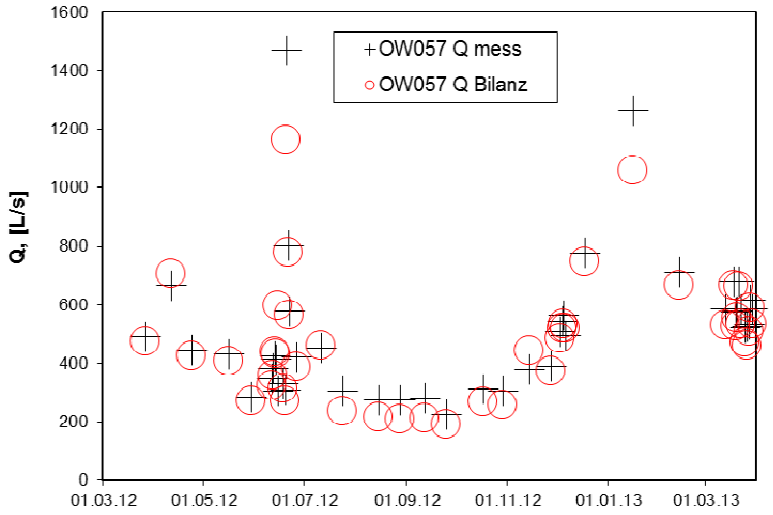


Abbildung 4.11 Durchflussmesswerte an der Messsstelle OW057 im Vergleich zu den rechnerisch aus der Summe der Zuflüsse (OW0506, OW054, OW055, OW048) ermittelten Durchflusswerten.

4.1.4 Ermittlung von Durchflussdaten aus Drucksondendaten

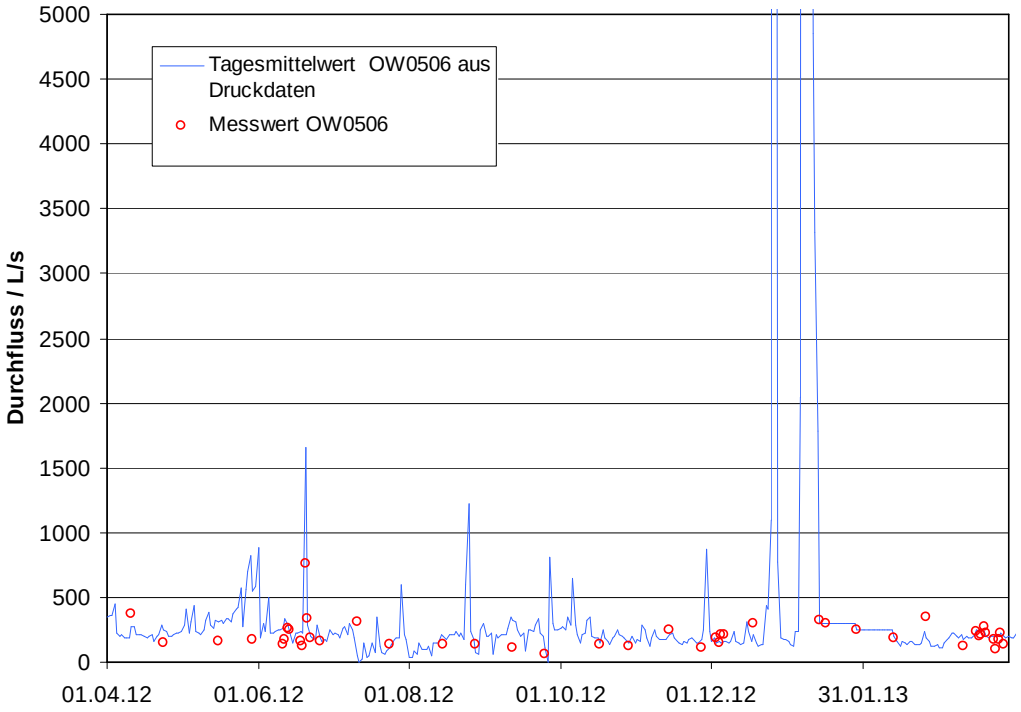


Abbildung 4.12 Aus Druckdaten ermittelte Durchflusswerte (Tagesmittelwerte) und händische Einzelwerte an OW0506.

Die kontinuierlich bestimmten Druckdaten an den Messstellen wurden genutzt, um die Durchflüsse in hoher zeitlicher Auflösung (stündlich) zu ermitteln. Für die Umrechnung wurde die in Abschnitt 3.2.4 dargestellte Beziehung zwischen Druckdaten und Durchfluss verwendet.
Für die infolge Verkrautung erhöhten Wasserstände von Mitte Juli bis Mitte Oktober 2012 wurde eine entsprechende rechnerische Korrektur verwendet.
Für die Hochwasserdaten wurden jeweils die realen Messwerte aus dem Ereignisprogramm verwendet und keine Berechnung vorgenommen, da diese Durchflüsse außerhalb des Geltungsbereichs der Beziehung liegen.
Für den Zeitraum zwischen Ereignisprogramm (14. Januar 2013) und dem 23. Februar 2013 wurden jeweils die Einzelwerte des Basismessprogramms verwendet, da aufgrund der Beschädigung der Technik durch das Hochwasser keine Druckdaten ermittelt worden waren.

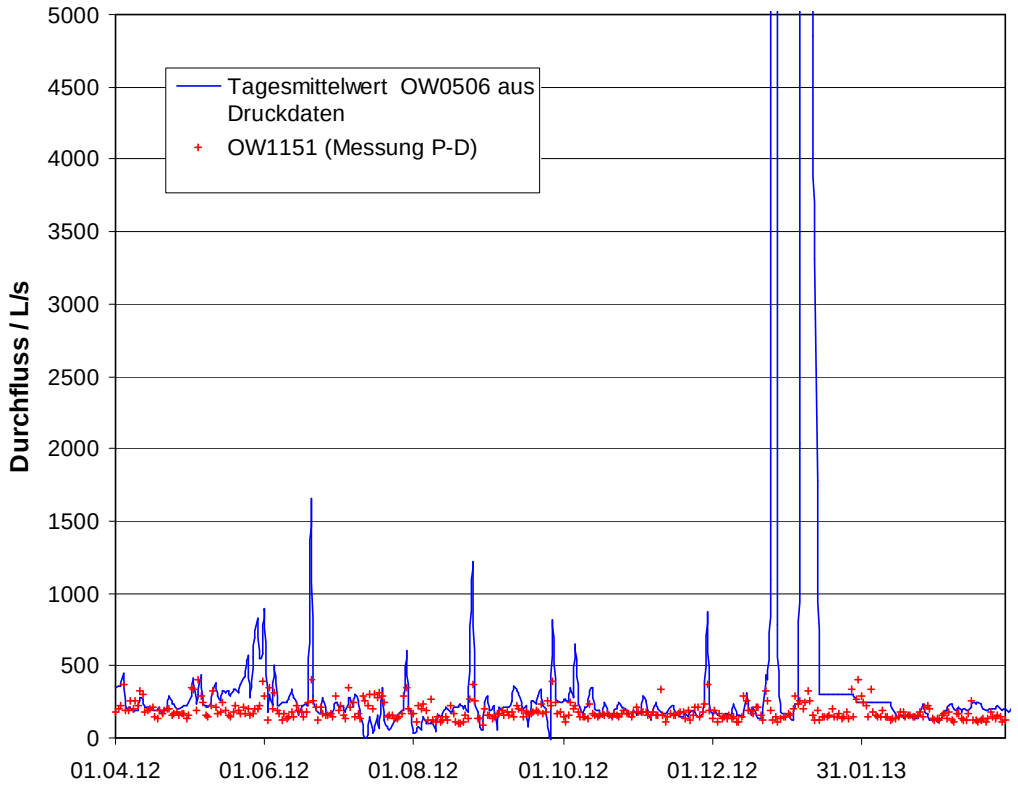
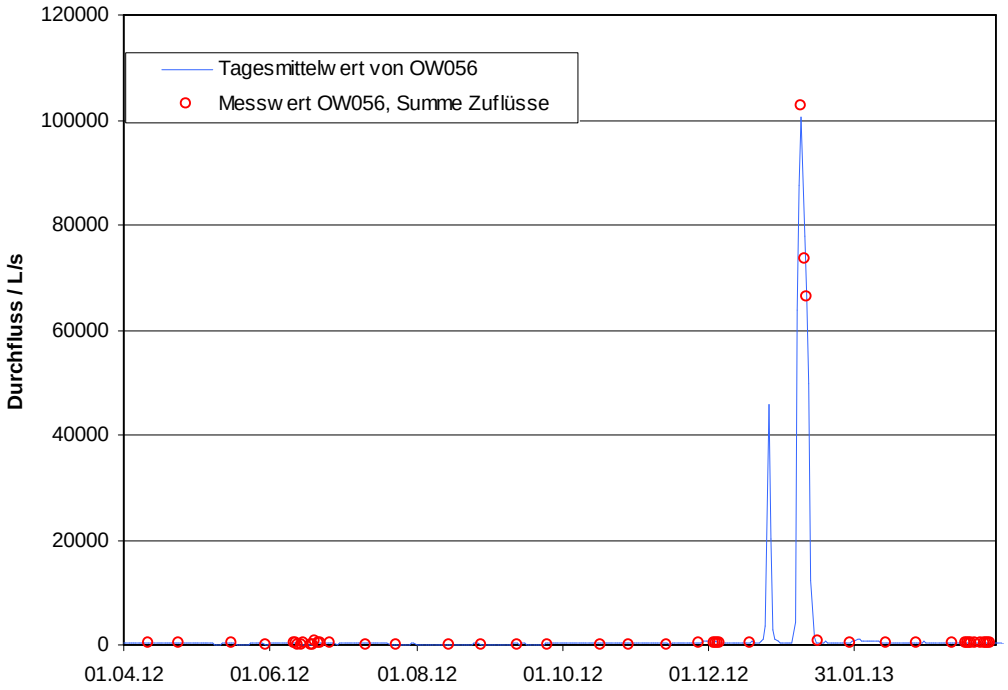


Abbildung 4.13 Aus Druckdaten ermittelte Durchflusswerte (Tagesmittelwerte) an OW0506 und Durchflussdaten von OW1151 (SCR, Daten P-D).

Die auf der Grundlage der Druckdaten von OW0506 ermittelten Werte zeigen eine gute Übereinstimmung mit den händischen Durchflussmessungen an OW0506 (Abbildung 4.12) sowie den Daten der oberstromig gelegenen Messstelle OW1151 (SCR). Im Vergleich zu SCR fällt jedoch auf, dass an dieser Messstelle, die den Übergabepunkt vom Chemiepark zum Schachtgraben darstellt, die Auswirkungen von Hochwässern (Ende Dezember 2012, Anfang Januar 2013) kaum ausgeprägt sind.

Insgesamt werden die aus den Druckdaten ermittelten Werte für die Tagesdurchflüsse als am besten geeignete Grundlage für die Berechnung von Volumen- und Massenströmen in den jeweiligen Bilanzräumen angesehen. Diese Daten werden allen Frachtbetrachtungen zugrunde gelegt.



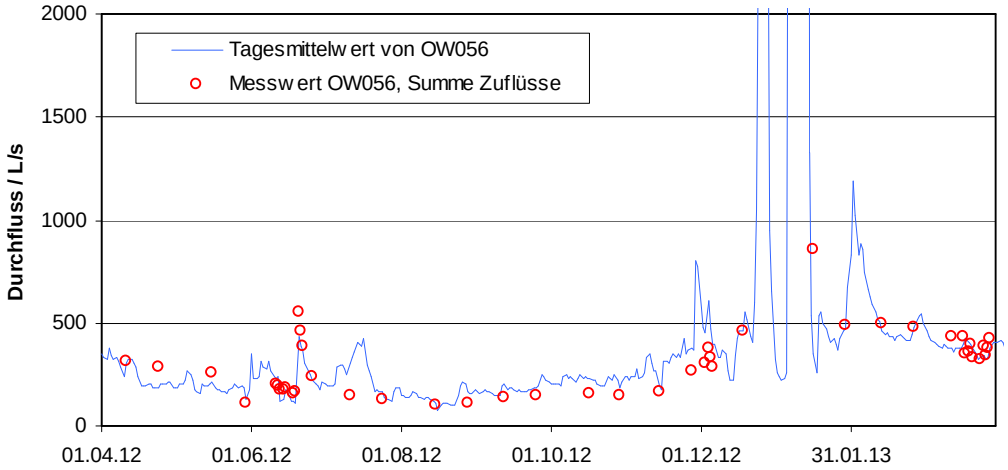


Abbildung 4.14 Aus Druckdaten ermittelte Durchflusswerte (Tagesmittelwerte) und händische Einzelwerte an OW0506. Oben: Basis-, Intensiv- und Ereignismessprogramm. Unten: ohne Ereignismessprogramm.

Für die Messstelle OW056 (Straßenbrücke Jeßnitz) wurden ebenfalls die kontinuierlich bestimmten Druckdaten an der Messstelle genutzt, um die Durchflüsse in hoher zeitlicher Auflösung (stündlich) an dieser Messstelle zu ermitteln. Für die Umrechnung wurde die in Abschnitt 3.2.4 dargestellte Beziehung zwischen Druckdaten und Durchfluss verwendet. Die Daten nach dem Hochwasserdurchgang Januar 2013 wurden entsprechend der Ausführungen in Abschnitt 3.2.4 korrigiert. In Abbildung 4.14 sind die auf der Grundlage dieser Daten berechneten Tagesmittelwerte dargestellt. Zum Vergleich sind die Durchflussdaten aus dem Basis- und Intensivprogramm dargestellt, welche rechnerisch aus der Summierung der Zuflüsse zu OW056 bestimmt wurden (Abschnitt 3.2) sowie die an der Messstelle gemessenen Werte des Ereignisprogramms. Die Daten zeigen eine sehr gute Übereinstimmung.

Eine weitere Überprüfung der Messdaten durch Abgleich mit der Summe der auf Druckdaten basierenden Durchflusskurven der Zuflüsse (OW054, OW055, OW048) wird als nicht sinnvoll betrachtet, da die W-Q-Beziehungen dieser Zuflüsse eine geringere Korrelationsgüte aufweisen als die OW056. Insbesondere sind auch die Wasserstandsmessungen an den Messstellen OW054 und OW055 aufgrund der geringen Variationen und in Verbindung mit den sehr geringen Durchflusswerten mit vergleichsweise hohen Fehlern behaftet. Ebenso kann keine Rückrechnung durch Subtraktion der auf Druckdaten basierenden Durchflusskurven von OW0506 von der entsprechenden Kurve von der unterhalb OW056 am Spittelwasser gelegenen Messstelle OW057 durchgeführt werden, da an Letzterer keine verwertbare W-Q-Beziehung abgeleitet werden konnte.

Insgesamt werden die aus den Druckdaten ermittelten Werte für die Tagesdurchflüsse als am besten geeignete Grundlage für die Berechnung von Volumen- und Massenströmen in den jeweiligen Bilanzräumen angesehen. Diese Daten werden allen Frachtbetrachtungen zugrunde gelegt.

Aus der Betrachtung dieser Daten ergibt sich, dass die zeitlich hoch aufgelösten Durchflusswerte für OW057 aus Summierung der Daten von OW0506 und OW056 ermittelt werden können, da diese die beiden Zuflüsse zum unteren Spittelwasser darstellen (Abschnitt 4.1.3).

Entsprechend sollen auch für die Messstellen OW054 und OW055 die aus den Druckwerten berechneten Durchflussdaten verwendet werden. Die W-Q-Beziehungen weisen hier zwar eine deutlich geringere Korrelationsgüte auf, so dass der relative Fehler der Einzelwerte höher einzuschätzen ist, jedoch ist insgesamt der Kontaminations-Frachtanteil über diese Gewässerbereiche unter Normalabflussbedingungen so gering, dass die Fehler für die Systembetrachtung nicht relevant sind.

4.2 Analytik Wasserproben

In den nachfolgenden Abschnitten 4.2.1 bis 4.2.8 werden die gewonnenen Analytikdaten für jeden Messpunkt einzeln dargestellt. Die auf das Fließgeschehen bezogene Interpretation für die jeweiligen Bilanzräume bzw. -ebenen mit Bezug zum Gesamtsystem Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde findet sich im Abschnitt 5.
In den grafischen Ergebnisdarstellungen der nachfolgenden Abschnitte sind jeweils neben den ggf. gültigen Umweltqualitätsnormen für den jeweiligen Parameter die analytischen Bestimmungsgrenzen als Linien dargestellt, um die gemessenen Konzentrationsniveaus einordnen zu können. Bei allen Darstellungen und Summenparameterberechnungen gehen Einzelparameter, für die vom Labor Konzentrationswerte unterhalb der Bestimmungsgrenze ausgewiesen wurden, mit dem halben Zahlenwert der Bestimmungsgrenze in die kumulativen Darstellungen sowie in die Summenbildungen ein. Dies stimmt mit der FGG-Methodik für die Frachtermittlung überein (Abschnitt 5.1).

4.2.1 Messstelle OW1151

Wie in Abschnitt 3.1.1 dargestellt, wurden an der Messstelle OW1151, die den Übergabepunkt vom Chemiepark in den Schachtgraben darstellt, mithilfe eines automatischen Probensammlers Tagesmischproben gewonnen. Diese wurden im Regelfall zu Wochenmischproben zusammengefasst und auf die relevanten Parameter (Abschnitt 3.5) analysiert. Lediglich in wenigen Fällen wurden Tagesproben einzeln analysiert. Im Zeitraum 2. bis 6. Oktober 2012 und im Zeitraum 27. bis 30. November wurden Einzelproben analysiert, da angesichts starker Regenfälle ein möglicher Einfluss des erhöhten Abflussgeschehens auf die Gewässergüte untersucht werden sollte.
Im Zeitraum 8. bis 11. Januar wurden zusätzlich händische Einzelproben entnommen, da aufgrund des Hochwassers an mehreren Messstellen die Probensammler nicht aktiv waren. Die Analysendaten für die Einzelparameter α-, β-, γ- und δ-HCH sind in Abbildung 4.15 dargestellt, die Summe dieser Einzelparameter ergibt sich durch die kumulativ aufgetragenen Werte. Die Konzentration von ε-HCH wurde vom Beginn der Messreihe bis einschließlich September 2012 nicht mitbestimmt, Werte liegen erst ab Oktober 2012 vor. In den rechnerisch bestimmten Parameter „Summe-HCH“ gehen auch nachfolgend immer nur die Parameter α- bis δ-HCH ein. Die Konzentrationswerte, die an OW1151 für die HCH-Einzelparameter ermittelt wurden, liegen stets deutlich oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/L. Die Konzentrationsschwankungen sind geringfügig und lassen sich nicht mit hydrologischen oder meteorologischen Ereignissen verknüpfen. Lediglich ein Anstieg der γ-HCH-Konzentration am 3. Oktober 2012 lässt sich mit dem zeitgleichen Niederschlagsereignis in Verbindung bringen. Der Effekt ist jedoch nur kurzzeitig und geringfügig.

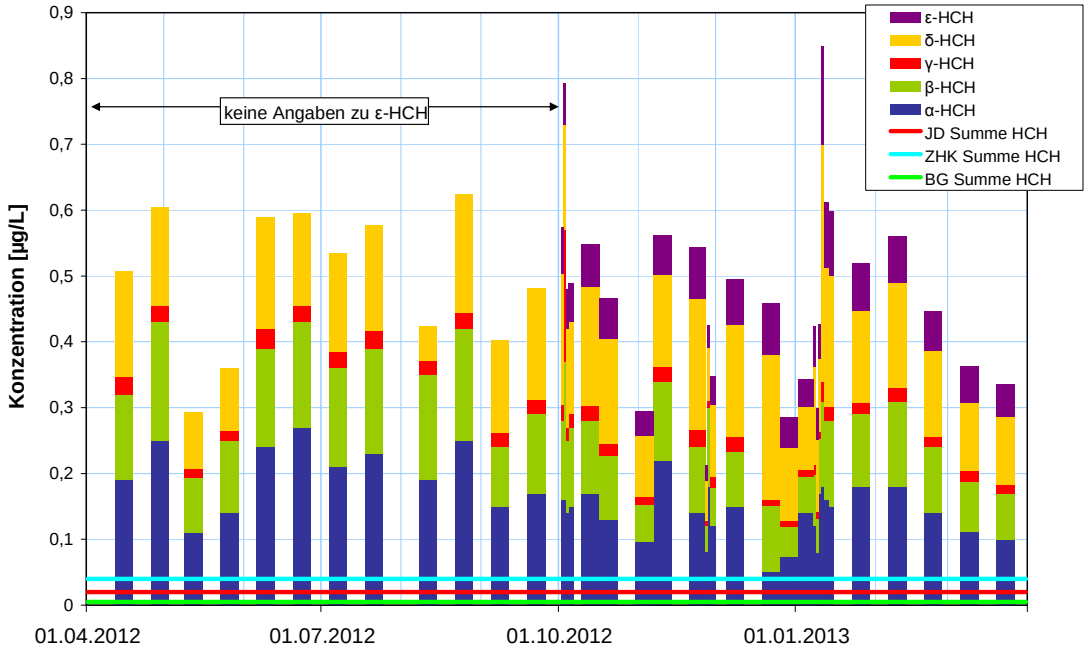


Abbildung 4.15 HCH-Isomere an OW1151 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,02 µg/L für Summe HCH, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,04 µg/L für Summe HCH, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Bei den Einzelparametern zeigt sich, dass das Spektrum durch α-, β- und δ-HCH dominiert wird, die in etwa dasselbe mittlere Konzentrationsniveau im Bereich 0,1 bis 0,15 µg/L aufweisen. Auch ε-HCH trägt mit Konzentrationen von durchschnittlich 0,06µg/L einen nicht unerheblichen Teil (ca. 15%) zur Gesamtkonzentration bei. Dagegen liegen die Konzentrationen von γ- HCH durchweg niedriger, im Mittel bei etwa 0,025 µg/L (ca. 5%). Diese Isomeren-Verteilung stimmt mit den Erwartungen überein, da während der Lindanproduktion vor allem die nicht verwendbaren α- und β-Isomere, die auch im technischen Gemisch ohnehin bereits dominieren, als Abfallstoffe in die Umwelt freigesetzt wurden.
Das über den gesamten Beobachtungszeitraum relativ konstante Konzentrationsniveau der Summe HCH lag weitgehend im Intervall zwischen ca. 0,3 und 0,6 µg/L. Dieser Wert liegt deutlich über den Umweltqualitätsnormen (UQN), deren Einhaltung im nachfolgenden Schachtgraben für die Einstufung des chemischen Gewässerzustands als „guter Zustand“ erforderlich ist.

Im Vergleich zu Altdaten für den SCR (OW1151) stellt das aktuelle Konzentrationsniveau in der Größenordnung von 0,5 µg/L die Fortsetzung des Hintergrundniveaus nach Durchgang der

Belastungsspitze in den Jahren 2004 bis 2006 dar (Abbildung 4.16), welche um 1 bis 2 Größenordnungen höhere Konzentrationswerte aufwies.

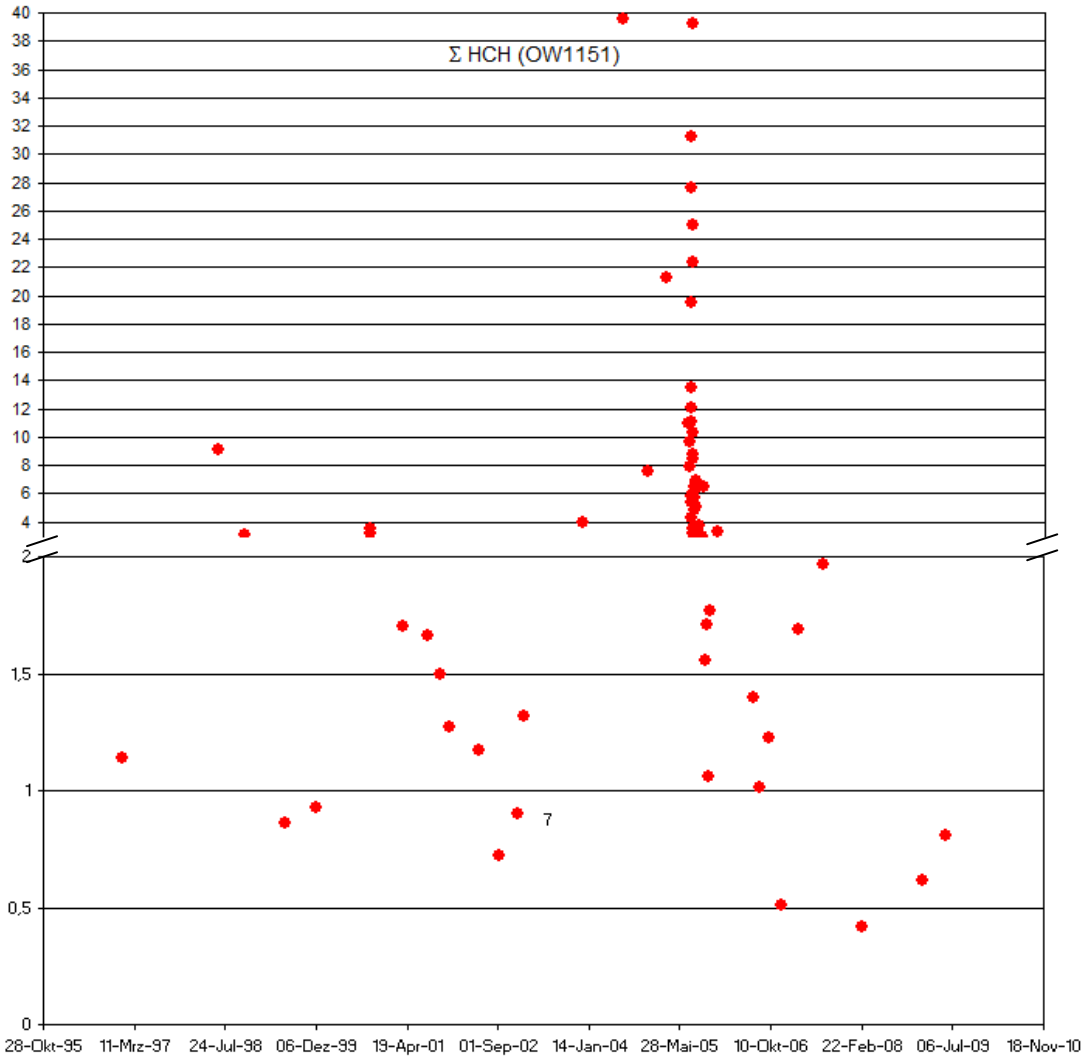


Abbildung 4.16 HCH-Konzentrationen an OW1151 in der langjährigen Betrachtung (aus der Datenbank „Gewässermanagement des ÖGP Bi-Wo“).

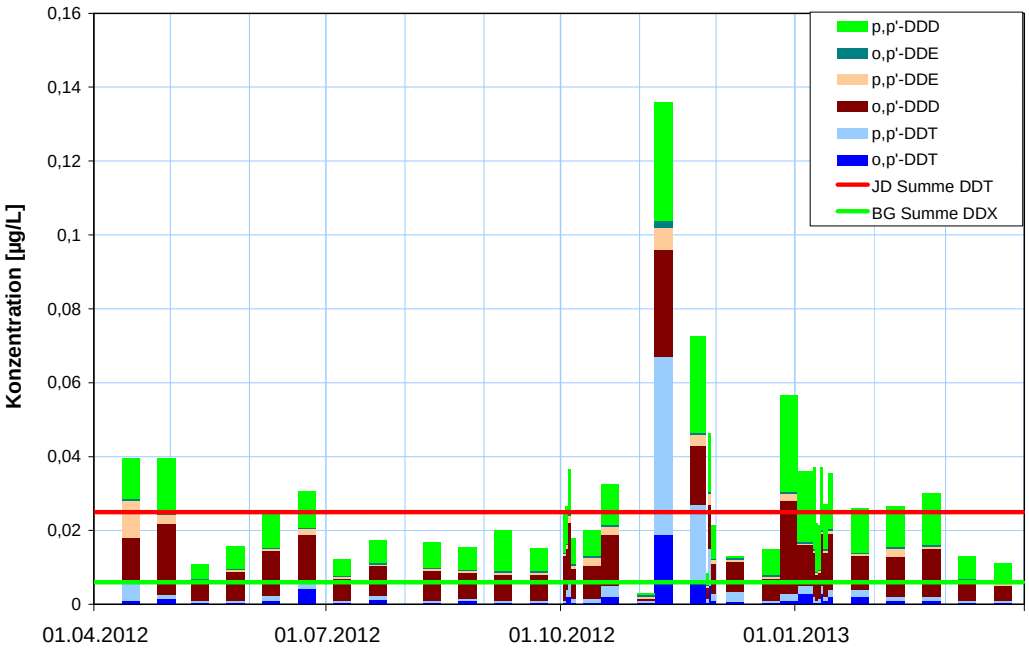


Abbildung 4.17 Summe DDX an OW1151 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,025 µg/L für Summe DDT, rot) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Auch die DDX-Konzentrationen weisen über den Beobachtungszeitraum von April 2012 bis März 2013 nur relativ geringfügige Variationen auf. Eine gegenüber dem mittleren Niveau auffällig hohe Konzentration wurde für die Wochenmischprobe vom 7. bis 13. November festgestellt (Abbildung 4.17), die mit einem Wert von ca. 0,14 µg/L das mittlere Konzentrationsniveau um ein Mehrfaches überschreitet. Die Konzentrationsspitze lässt sich für alle Einzelparameter in unterschiedlich starker Ausprägung feststellen. Da sich in demselben Zeitintervall auch erhöhte DDX-Konzentrationen in den unterstromig gelegenen Messstellen auftreten, ist dieser Wert als plausibel anzunehmen, eine Ursache ließ sich jedoch nicht ermitteln.

Der Mittelwert der Konzentrationen über das gesamte Untersuchungsjahr wurde zeitproportional gewichtet ermittelt. Das heißt, Wochenmischproben gehen gegenüber Tagesmischproben siebenfach in die Mittelwertbildung ein. Einzelproben wurden als repräsentative Tagesproben betrachtet. Der hieraus erhaltene Jahresdurchschnitt von 0,029 µg/L liegt, wenngleich geringfügig, oberhalb der JD-UQN gemäß EU-Richtlinie 2008/105/EG von 0,025 µg/L.

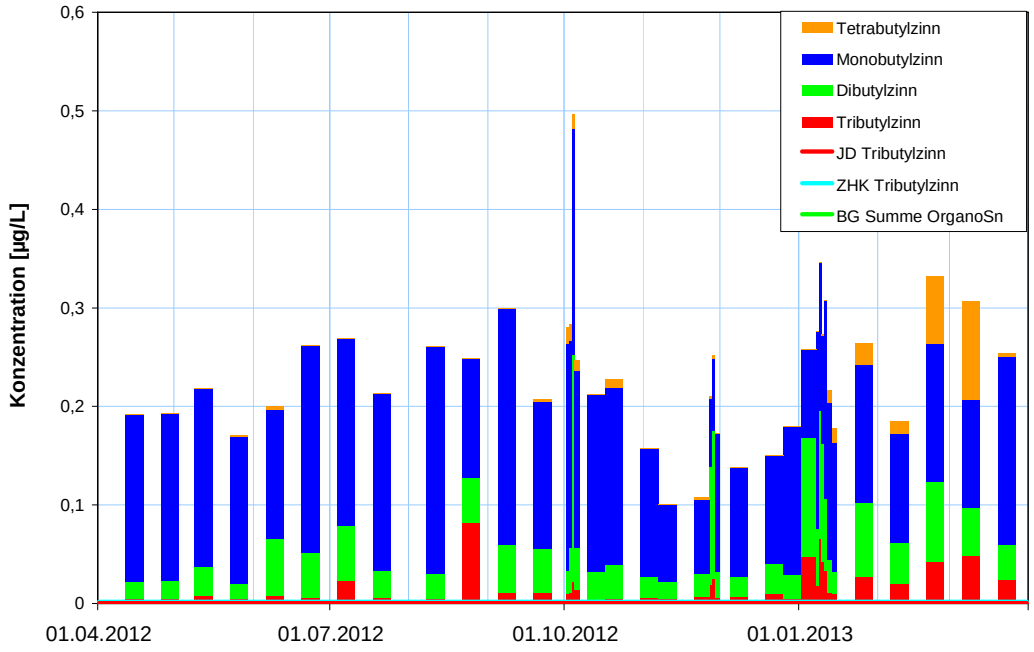


Abbildung 4.18 Butylzinnspezies an OW1151 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,0001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,0002 µg/L, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,0015 µg/L, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Über den Untersuchungszeitraum wurden die Butylzinnspezies an den Gesamtwasserproben untersucht. Die Ergebnisse für Mono-, Di-, Tri- und Tetrabutylzinn sind in Abbildung 4.18 dargestellt. Die Ergebnisse veranschaulichen, dass Monobutylzinn die dominierende Spezies an der Messstelle OW1151 darstellt. Bereits die Dibutylzinnkonzentrationen liegen im Mittel um ein Mehrfaches niedriger. Die Tributylzinnkonzentrationen liegen um etwa eine Größenordnung unter den Monobutylzinnwerten und die Tetrabutylzinnkonzentrationen um nahezu zwei Größenordnungen. Dennoch werden die Umweltqualitätsnormen für Tributylzinn sowohl Jahresdurchschnitt (JD) als auch zulässige Höchstkonzentrationen (ZHK) deutlich überschritten.

Abbildung 4.19 zeigt die Konzentration der suspendierten Feststoffe im Verlauf des Messjahres, wobei der Mittelwert der Konzentration bei 46 mg/L liegt. Diese Werte sind als verhältnismäßig hoch einzuschätzen und sind zu einem erheblichen Anteil auf die Einträge von Eisenoxidhydratflocken aus der Grubenentwässerung zurückzuführen, die dem Schachtgraben eine charakteristische rote Färbung verleihen und in den Sedimentkasten an OW1151 sowie OW0506 wiedergefunden werden.

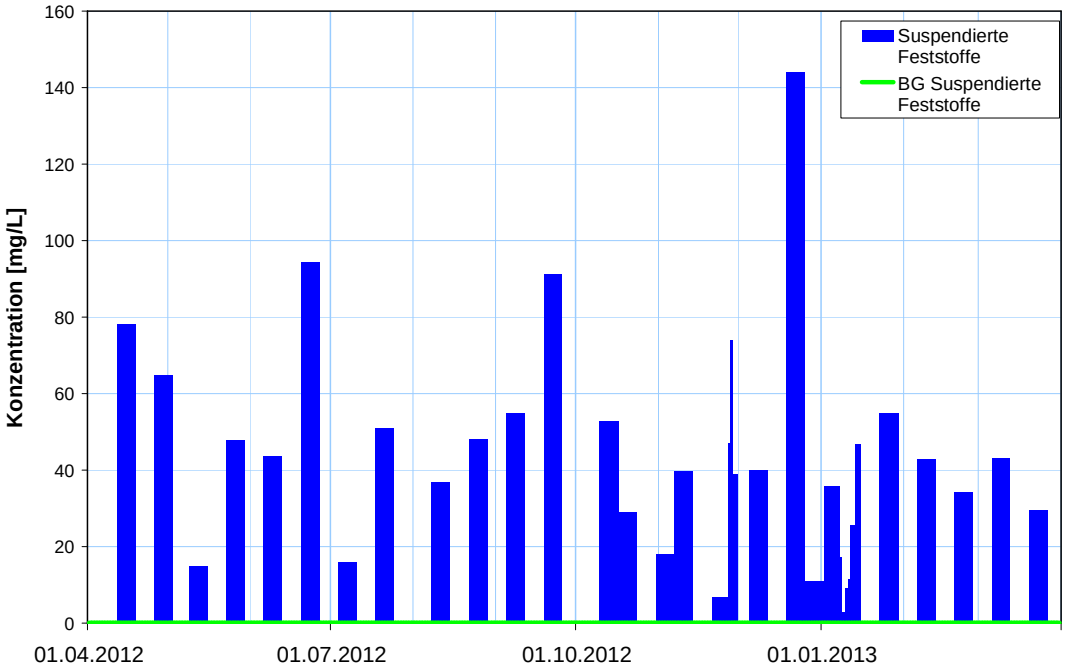


Abbildung 4.19 Konzentration der suspendierten Feststoffe an OW1151 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Balken symbolisieren die Konzentration der suspendierten Feststoffe in mg/L. Die Linie stellt die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,1 mg/L, grün) dar.

4.2.2 Messstelle OW0506

Analog zur Messstelle OW1151 am Übergabepunkt Chemiepark - Schachtgraben wurden im Schachtgraben an der Messstelle OW0506 vor der Einmündung ins Spittelwasser Tagesmischproben mittels automatischem Probenehmer gesammelt. Die täglich gesammelten Proben wurden im Regelfall zu Wochenmischproben zusammengefasst und auf die relevanten Parameter (Abschnitt 3.5) analysiert. Auch wurden im Mai und Oktober 2012 zusätzliche Einzelproben analysiert. Angesichts starker Regenfälle sollte auch für die Messstelle OW0506 ein möglicher Einfluss des erhöhten Abflussgeschehens auf die Gewässergüte untersucht werden. Aufgrund des Hochwassers im Zeitraum 8. bis 11. Januar 2013 musste an der Messstelle OW0506 der Probensammler außer Betrieb genommen werden, und es wurden ersatzweise händische Einzelproben entnommen. Aufgrund einer Beschädigung konnte der Probensammler erst Mitte Februar 2013 wieder in Betrieb genommen werden, aber aufgrund der langen Frostperiode konnten bis zum Ende des Probenahmezeitraums keine Wochenmischproben mehr gewonnen werden. Die automatische Beprobung entfiel damit für Januar, Februar und März und es erfolgten lediglich händische Einzelbeprobungen bis zum Abschluss der Beprobungskampagne am 27.März. Aufgrund der ruhigen hydraulischen Situation und der geringen Schwankung der in diesem Zeitraum in den Einzelproben gemessenen Konzentrationswerte sind die Einzelwerte jedoch geeignet, die Wasserqualitätsbedingungen zu beschreiben.
Die Analysendaten für die Einzelparameter α-, β-, γ- und δ-HCH sind in Abbildung 4.20 kumulativ aufgetragen. Die Konzentration von ε-HCH wurde bis einschließlich September 2012 nicht bestimmt und wird somit erst ab Oktober 2012 kumulativ summiert. In den rechnerisch bestimmten Summenparameter HCH wurden für den gesamten Messzeitraum ausschließlich die Parameter α- bis δ-HCH eingerechnet.

Alle ermittelten Konzentrationswerte für die HCH-Einzelparameter liegen am OW0506 stets deutlich oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/L. Die Konzentrationsschwankungen sind gering und lassen kaum einen Rückschluss auf die hydrologischen oder meteorologischen Ereignisse zu. Im Gegensatz zu dem beobachteten Anstieg der γ-HCH-Konzentration am 3. Oktober 2012 an der Messstelle OW1151 lässt sich für OW0506 nur ein schwacher Anstieg zu den zeitgleichen Niederschlagsereignissen beobachten.

In Analogie zum HCH-Spektrum an OW1151 zeigt sich, dass dieses auch am OW0506 durch α-, β- und δ-HCH dominiert wird. Diese weisen im Jahresmittel Konzentrationen im Bereich 0,1 µg/L auf. Dagegen liegen die Konzentrationen von γ- HCH durchweg niedriger, im Mittel bei etwa 0,01 µg/L.

Über den gesamten Beobachtungszeitraum wurden HCH-Summenkonzentrationen zwischen etwa 0,1 und 0,6 µg/L ermittelt, die damit tendenziell niedriger sind als am SCR (Abschnitt 4.2.1).

Abgesehen von 3 Einzelproben im Januar 2013, die infolge des Hochwasserereignisses einen Verdünnungseffekt aufweisen, werden für alle Proben die auf den Jahresdurchschnitt sowie auf die zulässigen Höchstkonzentrationen von 0,04 µg/L bezogenen Umweltqualitätsnormen und somit die Ziele zur Erreichung eines guten chemischen Zustands ca. um das 5-fache überschritten.
Mit Blick auf die in Abschnitt 4.2.1 beschriebenen HCH-Konzentrationen, die über den SCR (OW1151) in den Schachtgraben gelangen, sind die Konzentrationen an der Messstelle OW0506 vollständig über diesen Eintrag erklärbar. Auf die Konzentrationsabnahme zwischen diesen beiden Messstellen soll im Abschnitt 5 im Zuge der Frachtbetrachtungen näher eingegangen werden

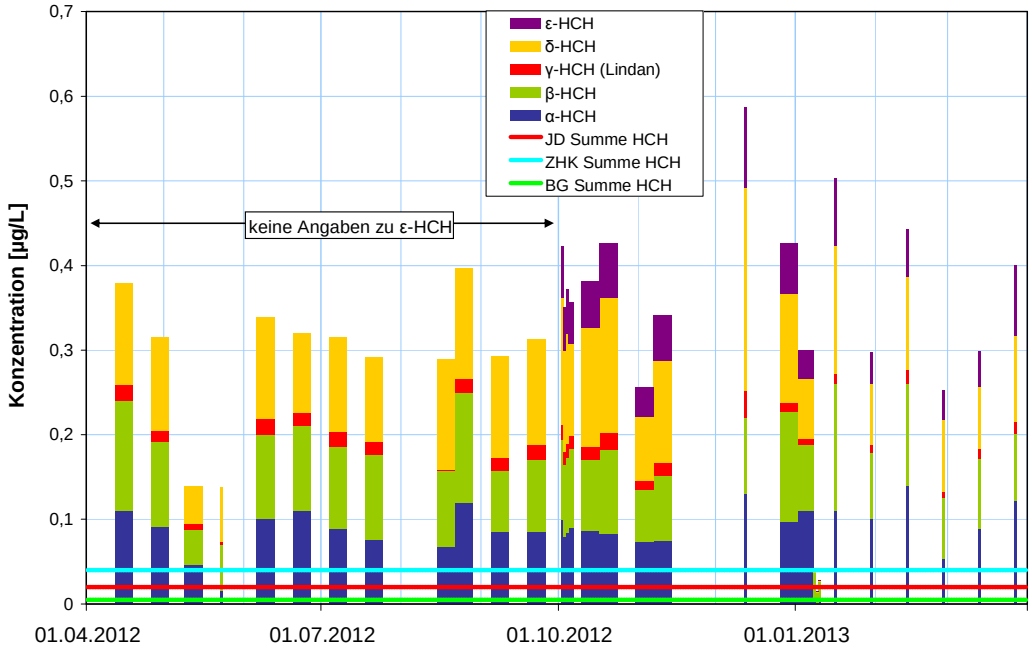


Abbildung 4.20 HCH-Isomere an OW0506 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,02 µg/L für Summe HCH, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,04 µg/L für Summe HCH, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

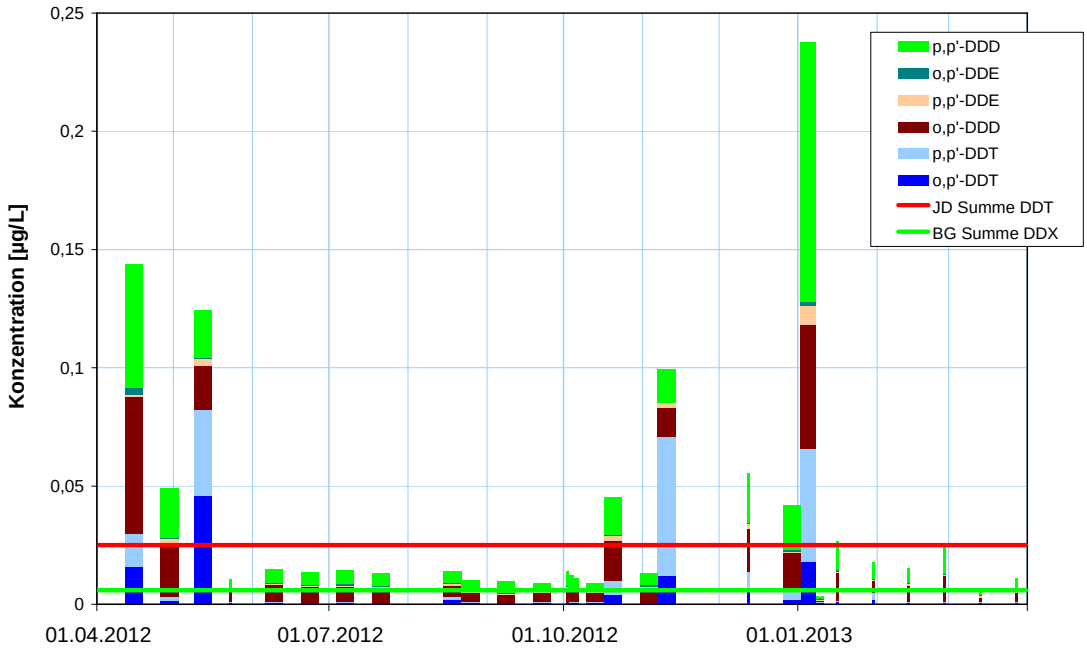


Abbildung 4.21 Summe DDX an OW0506 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,025 µg/L für Summe DDT, blau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Die DDX-Werte zeigen mit ca. 0,04 µg/L im Jahresdurchschnitt ebenfalls eine Überschreitung der relevanten UQN auf (Abbildung 4.21). Auffällig sind hierbei erhöhte Werte im April und Mai 2012, im November 2012 sowie vor dem Durchgang des Hochwassers im Januar 2013. Während der November-Wert mit den Befunden vom SCR korrelierbar ist, haben die anderen Konzentrationsspitzen keine Entsprechung am SCR. Ebenso wenig finden die DDX-Spitzen Entsprechungen bei den anderen gemessenen Parametern HCH und Zinnorganik. Auffällig ist jedoch, dass zum Zeitpunkt der DDX-Peaks oder kurz zuvor deutliche Maxima der Schwebstoffkonzentrationen aufgetreten sind (Abbildung 4.23). Möglicherweise handelt es sich hierbei um eine Remobilisierung schwebstoffgebundener DDX im Verlauf des Schachtgrabens. Auffällige Niederschlagesereignisse waren in diesen Zeiträumen jedoch ebenso wenig zu verzeichnen wie erhöhte Wasserstände.

Die Daten der Zinnorganika (Summe Mono- bis Tetrabutylzinn) zeigen im Schachtgraben an OW0506 nur geringfügige Schwankungen um ca. 0,2 µg/L. Der auffällig hohe Wert im Oktober

2012 (17.-23.10.2012) ist auf den erhöhten Wert von Tetrabutylzinn zurückzuführen. Der ebenfalls erhöhte Einzelwert am 13. März 2013 weist daneben auch auffällig hohe Werte von Tributylzinn auf. Auch diese Spitzen sind nicht auf hydrologische oder meteorologische Ereignisse zurückzuführen.
Die Entwicklung der Konzentration der suspendierten Feststoffe ist in Abbildung 4.23 dargestellt.

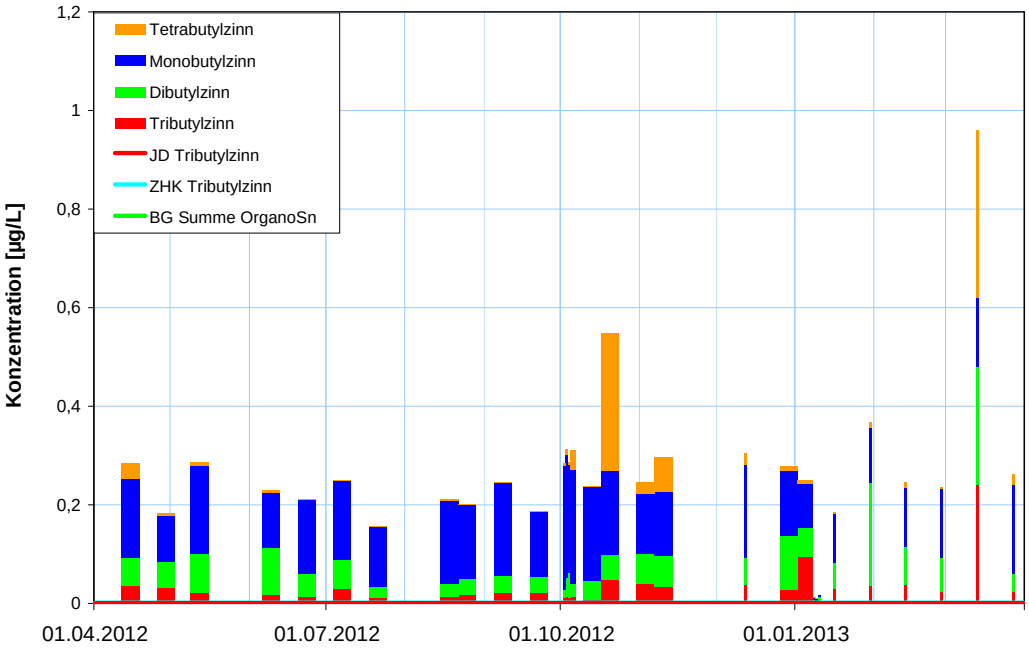


Abbildung 4.22 Butylzinnspezies an OW0506 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Die Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,0001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,0002 µg/L, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,0015 µg/L, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

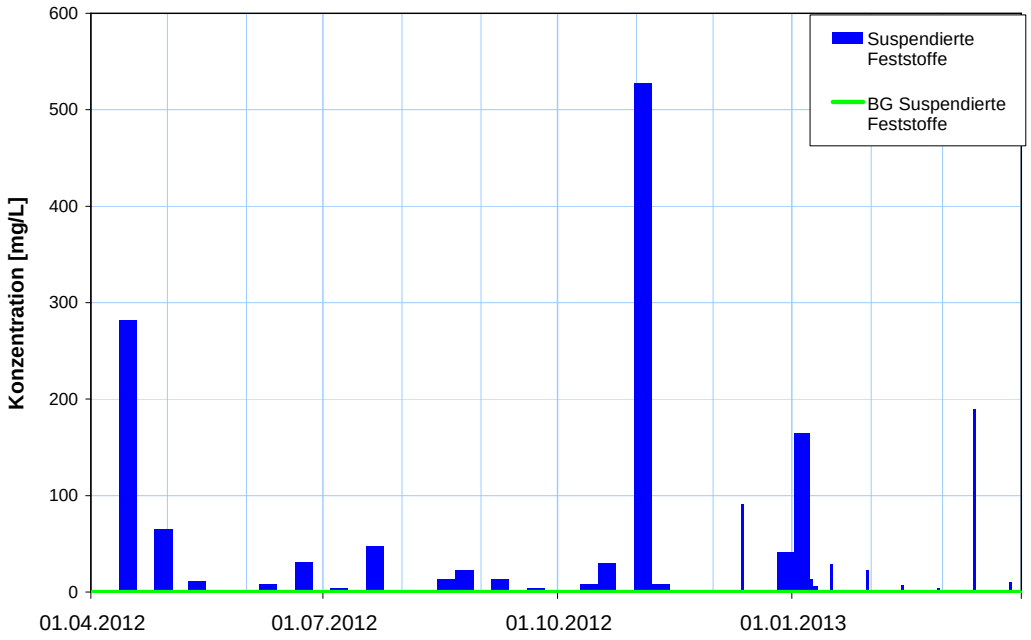


Abbildung 4.23 Konzentration der suspendierten Feststoffe an OW0506 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Balken symbolisieren die Konzentration der suspendierten Feststoffe in mg/L. Die Linie stellt die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,1 mg/L, grün) dar.

4.2.3 Messstelle OW054

Die Messstelle OW054 stellt, neben OW055, die oberste Bilanzebene für das obere Spittelwasser dar und gibt den Zustrom über den Salegaster Forst wieder. Die Entnahme und Analyse von Einzelproben erfolgte durch händische Probenahme aus dem Oberflächengewässer. Im Gegensatz zu den Messstellen mit automatischer Probenahme erfolgte für OW054 die Einzelbeprobung den gesamten Untersuchungszeitraum hindurch im 2-Wochen Takt.
Die Analysendaten für die Einzelparameter α-, β-, γ- und δ-HCH sind in Abbildung 4.24 kumulativ aufgetragen. Die Konzentration von ε-HCH wurde bis einschließlich September 2012 nicht mitbestimmt und wird auch hier erst ab Oktober 2012 kumulativ aufgetragen. Alle ermittelten Konzentrationswerte für die HCH-Einzelparameter liegen am OW054 stets deutlich oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/L. Die Gesamtkonzentration der gesammelten Einzelproben schwankt im Intervall von 0,01 bis 0,15 µg/L und liegt damit niedriger als im Schachtgraben. Die Konzentrationsschwankungen sind gering.

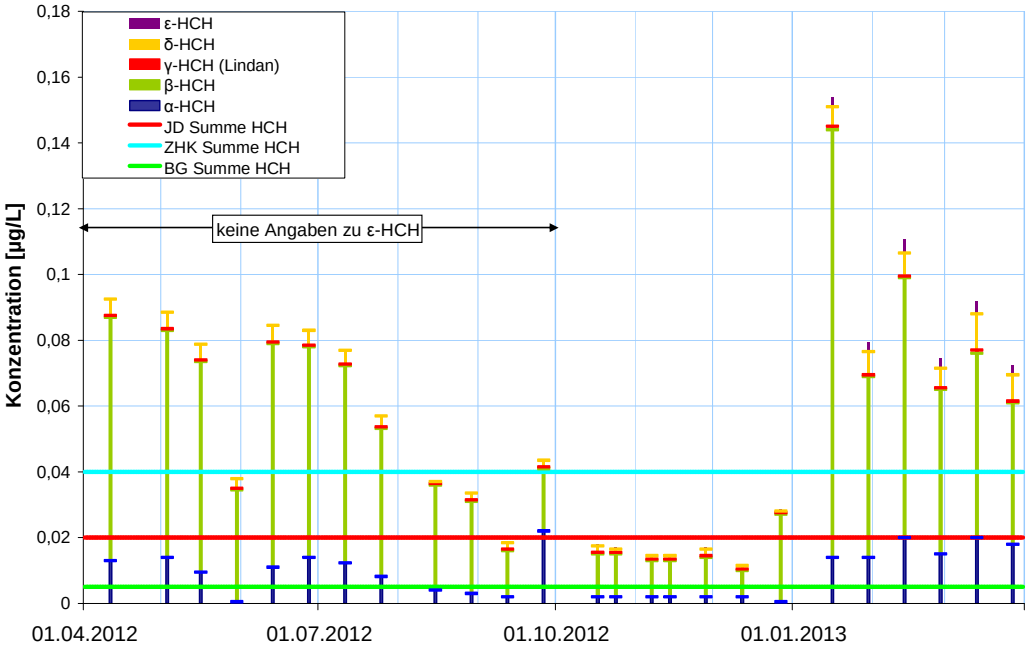


Abbildung 4.24 HCH-Isomere an OW054 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,02 µg/L für Summe HCH, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,04 µg/L für Summe HCH, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Während des Januarhochwassers konnten an dieser Messstelle keine Oberflächenwasserproben entnommen werden, so dass eine Bewertung des Einflusses des Einzugsgebiets Salegaster Forst im Hochwasserfall nur über die Messstation OW056 erfolgen kann. Auffällig ist, dass im Nachgang des Hochwassers (Messung ab 16.01.13) generell höhere Konzentrationen gemessen werden, was möglicherweise auf Mobilisierungen aus den überfluteten Flächen zurückzuführen ist. Ein solcher Mobilisierungseffekt wird auch bei den Zinnorganika angetroffen (Abbildung 4.26), jedoch weder über eine Zunahme der abfiltrierbaren Stoffe in diesem Zeitraum (Abbildung 4.27) noch über höhere HCH-Konzentrationen am frischen schwebstoffbürtigen Sediment (Abbildung 4.57) bestätigt.

Neben der geringeren HCH-Gesamtkonzentration aus dem Einzugsgebiet des Salegaster Forsts, weicht auch das HCH-Spektrum am OW054 im Vergleich zum Schachtgraben (OW1151 und OW0506) deutlich ab.

Im Vergleich zu den oben aufgeführten Konzentrationen für den Übergangsbereich Chemiepark-Schachtgraben (OW1151) und Schachtgraben (OW0506) liegen die ermittelten HCH-

Konzentrationen an OW054 deutlich niedriger. Bei einer gemittelten Jahresdurchschnitts-konzentration von 0,05 µg/L finden allerdings eine deutliche Überschreitung des zulässigen Jahresdurchschnittswerts (JD-UQN) von 0,02 µg/L sowie auch eine regelmäßige Überschreitung der ZHK-UQN (bis zu 3-fache Überschreitung z.B. am 16.01.13) statt.

Die ermittelten DDX-Konzentrationen liegen in der Regel unter den Bestimmungsgrenzen der Einzelparameter und die Summe DDX damit im Jahresdurchschnitt unter der entsprechenden UQN. Damit unterschreiten die Konzentrationen der DDX, analog der HCH, die gemessenen Konzentrationen im Schachtgraben um ein Vielfaches. Entscheidende Konzentrations-schwankungen aufgrund der hydrologischen Ereignisse im Januar 2013 oder November 2012 sind nicht ersichtlich.

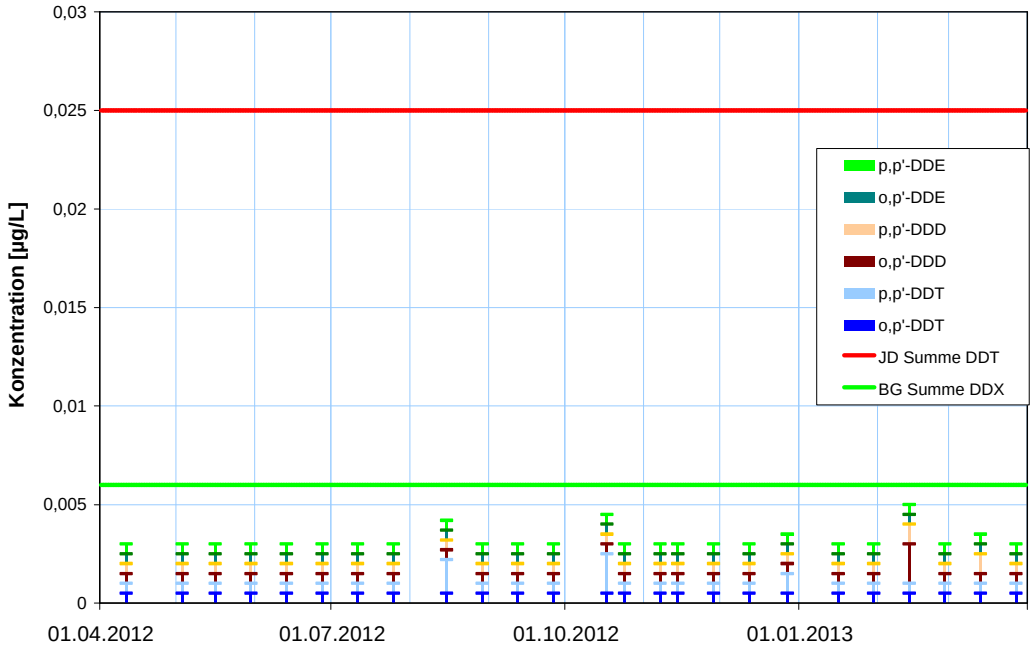


Abbildung 4.25 Summe DDX an OW054 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,025 µg/L für Summe DDT, rot) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Ebenso liegen die Konzentrationen der Zinnorganik im oberen Spittelwasser mit Gesamtkonzentrationen von durchschnittlich 0,01µg/L deutlich unter den ermittelten Konzentrationen im Schachtgraben.
Die Konzentrationsschwankungen sind wenig ausgeprägt. Leicht erhöhte Werte werden im 1.Quartal 2013 angetroffen, korrelieren aber nicht mit erhöhten Durchflüssen oder erhöhten Schwebstoffkonzentrationen (Abbildung 4.27).
Tributylzinn überschreitet die zulässige Höchstkonzentration im Dezember 2012 deutlich. Daneben kommt es zu zwei weiteren, geringfügigeren Überschreitungen.

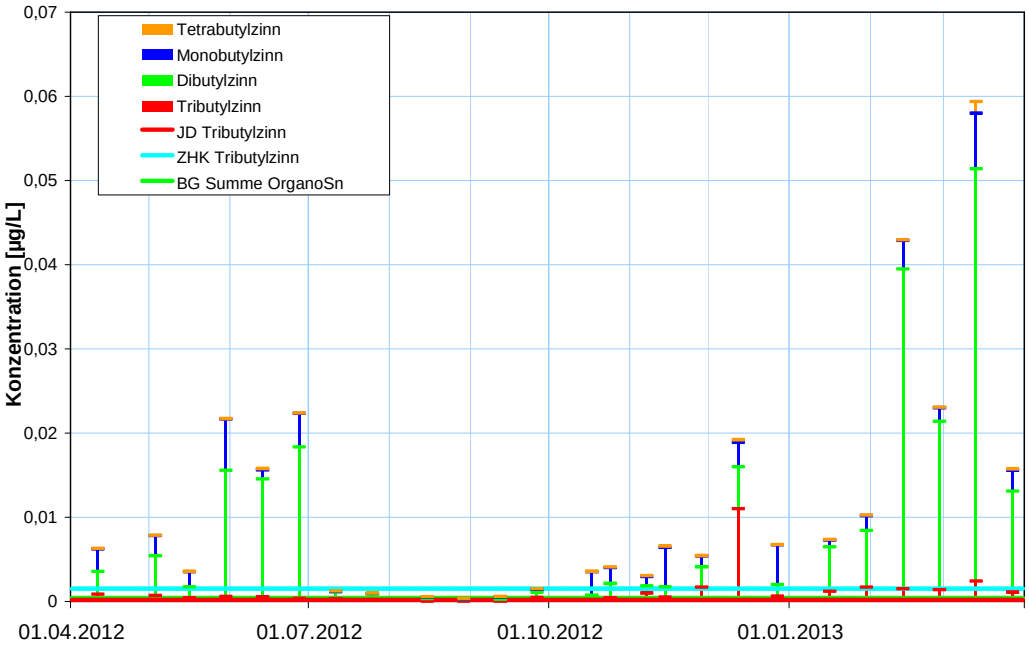


Abbildung 4.26 Butylzinnspezies an OW054 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Balken symbolisieren den jeweiligen Einzelparameter. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,0001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,0002 µg/L, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,0015 µg/L, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Die Schwebstoffkonzentrationen weisen leichte jahreszeitlich bedingte Schwankungen auf, wobei die höchsten Konzentrationen im Zeitraum April und Mai 2012 lagen. Insgesamt wurden im oberen Spittelwasser Schwebstoffkonzentrationen von maximal 44 mg/L nachgewiesen, in der Regel lagen die Werte aber eine Größenordnung darunter.

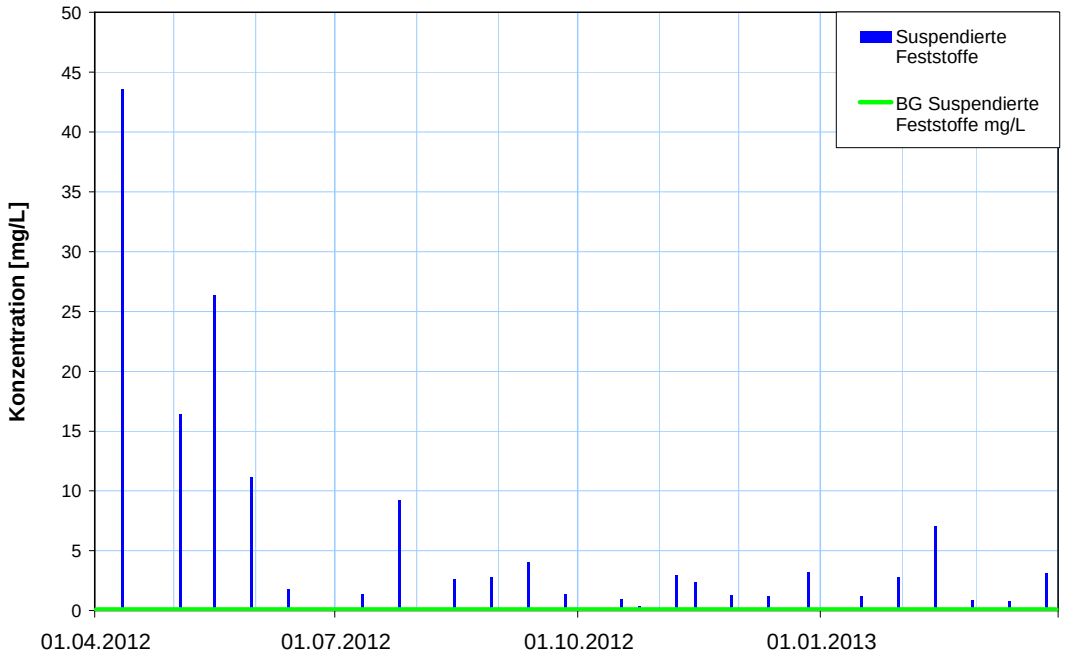


Abbildung 4.27 Konzentration der suspendierten Feststoffe an OW054 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Balken symbolisieren die Konzentration der suspendierten Feststoffe in mg/L. Die Linie stellt die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,1 mg/L, grün) dar.

4.2.4 Messstelle OW055

Ebenfalls mit Blick auf den Eintrag aus dem System Salegaster Forst erfolgte die Evaluation des Zuflusses aus der Lobber an der Messstelle OW055. Entsprechend dem Beprobungsumfang an der Messstelle OW054 erfolgte für die Messstelle OW055 die Entnahme und Analyse von Einzelproben durch händische Probenahme aus dem Oberflächengewässer. Im Gegensatz zu anderen Messstellen erfolgte auch für OW055 die Einzelbeprobung über den gesamten Untersuchungszeitraum hindurch im 2-Wochen Takt. Während des Hochwasserereignisses im Januar konnten hier, wie auch an OW054, aufgrund der Überflutung der gesamten Fläche keine Proben entnommen werden.

Die Analysendaten für die Einzelparameter α-, β-, γ- und δ-HCH sind in Abbildung 4.28 kumulativ aufgetragen. Konzentration von ε-HCH wurde bis einschließlich September 2012 nicht mitbestimmt und wird auch hier erst ab Oktober 2012 kumulativ dargestellt. Alle ermittelten Konzentrationswerte für die HCH-Einzelparameter liegen am OW055 stets deutlich oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/L. Die Gesamtkonzentration der gesammelten Einzelproben

schwankt im Intervall von 0,01 bis 0,20 µg/L und entspricht in guter Näherung den gemessenen Konzentrationen in der Lobber (OW054).
Neben ähnlichen HCH-Konzentrationen bestätigt auch das HCH-Spektrum die Herkunft des Zufluss aus dem Einzugsgebiet des Salegaster Forst. So entfällt auch für OW055 der Großteil der bis zu 0,2 µg/L HCH-Gesamtkonzentration auf die Konzentration der β-Isomere (bis zu 99% am 30.05.12).
Im Vergleich zu den oben aufgeführten Konzentrationen für den Übergangsbereich Chemiepark-Schachtgraben (OW1151) und Schachtgraben (OW0506) liegen die ermittelten HCH-Konzentrationen auch am OW055 deutlich niedriger und überschreiten an 13 von 27 Beprobungstagen nicht die zulässigen Höchstkonzentrationen der UQN von 0,04 µg/L. Bei einer gemittelten Jahresdurchschnittskonzentration von 0,05 µg/L findet analog zur OW054 eine Überschreitung des maximal zulässigen Jahresdurchschnittswerts (JD-UQN) von 0,02 µg/L statt.

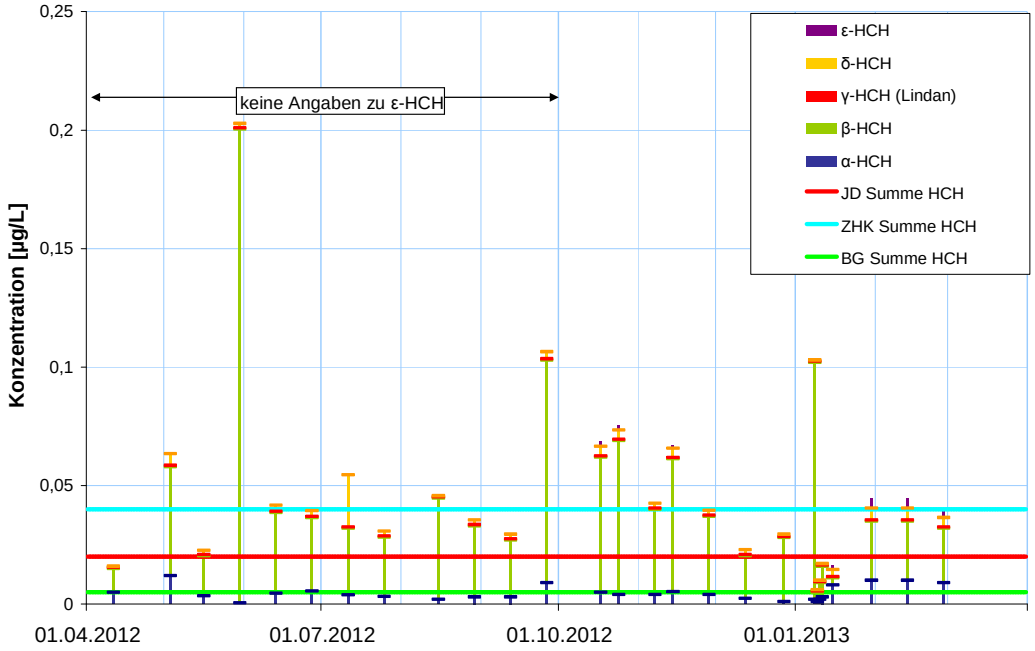


Abbildung 4.28 HCH-Isomere an OW055 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,02 µg/L für Summe HCH, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,04 µg/L für Summe HCH, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Analog den Ergebnissen der DDX-Analytik an OW054 liegen die DDX-Konzentrationen für OW055 in aller Regel unterhalb der BG. Insgesamt ergeben sich keine relevanten Einträge von DDX aus dem Einzugsgebiet Salegaster Forst.

Im Gegensatz dazu liegen die Einzelkonzentrationen für die verschiedenen Zinnverbindungen bei bis zu 0,03 µg/L. Wie am OW054 beobachtet, sind die höchsten Werte dabei zumeist auf das Dibutylzinn zurückzuführen. Die Konzentrationen des Tributylzinns im Zufluss der Lobber überschreiten zwar für keinen Beprobungstag die ZHK, jedoch liegen die Tributylkonzentrationen im Jahresmittel mit 0,0003 µg/L noch deutlich über den geforderten JD der UQN.

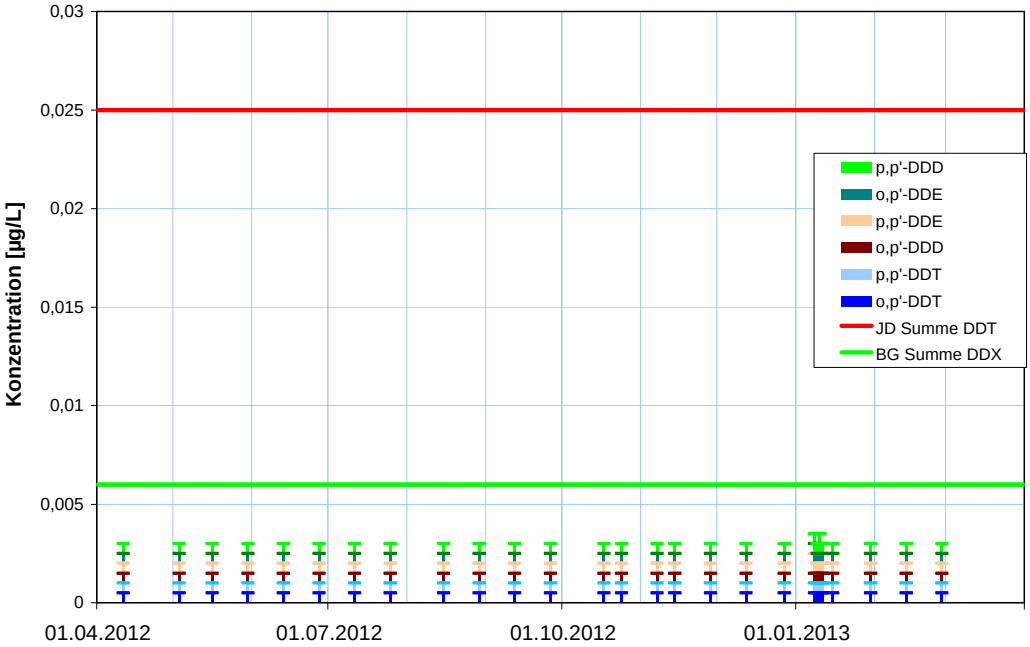


Abbildung 4.29 Summe DDX an OW055 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,025 µg/L für Summe DDT, rot) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Die jährliche Verteilung der Höchstkonzentrationen von HCH und Zinnorganikverbindungen korreliert beim Vergleich mit Abbildung 4.30 deutlich mit den Konzentrationen an suspendierten Feststoffen. Während geringere Schwebstoffkonzentrationen im Sommer 2012 gemessen wurden, steigen die Feststoffkonzentrationen bei Regen- und Hochwasserereignissen im November 2012 und Januar 2013 an. Mit Bezug darauf sind die erhöhten HCH- und Butylzinn-Konzentrationen beispielsweise vom 8. Januar auf die maximalen Schwebstoffkonzentrationen von 15 mg/L zurückzuführen.

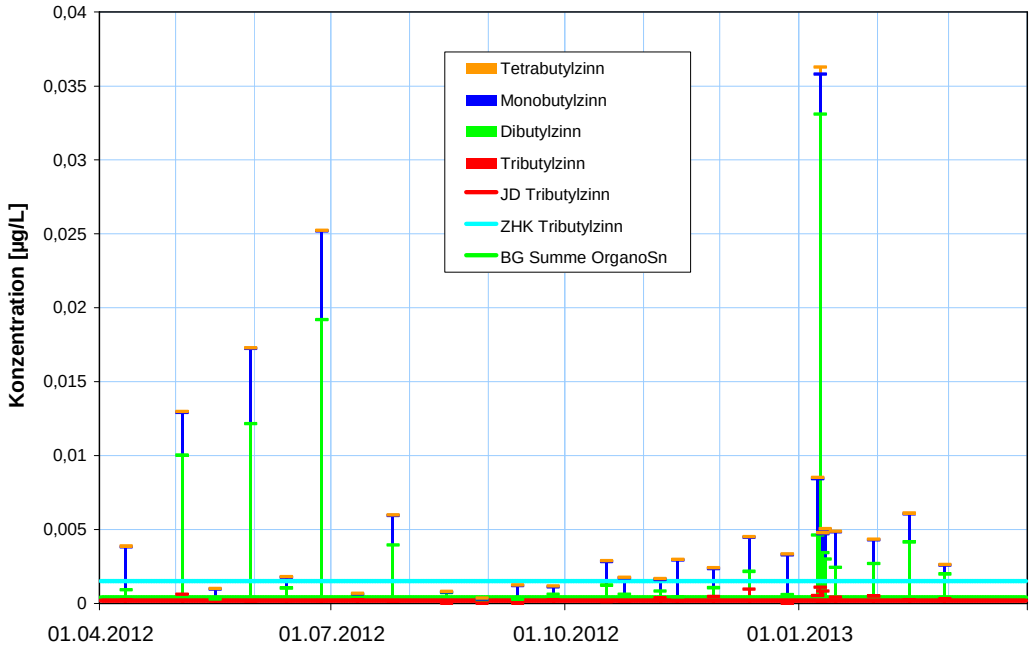


Abbildung 4.30 Butylzinnspezies an OW055 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysenmethode (BG=0,0001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,0002 µg/L, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,0015 µg/L, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

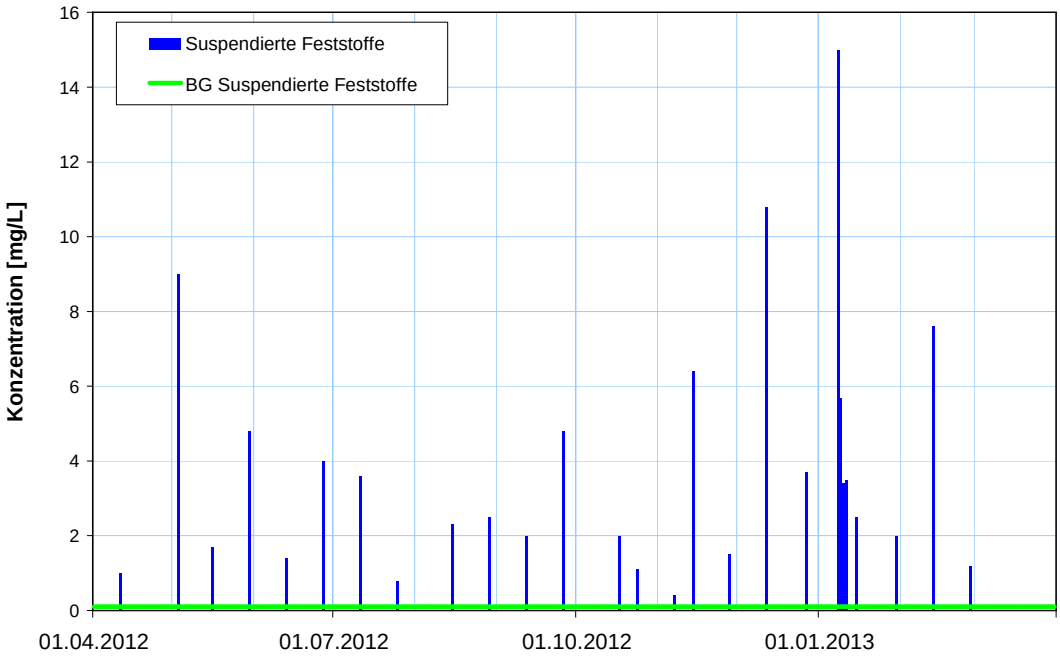


Abbildung 4.31 Konzentration der suspendierten Feststoffe an OW055 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Balken symbolisieren die Konzentration der suspendierten Feststoffe in mg/L. Die Linie stellt die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,1 mg/L, grün) dar.

4.2.5 Messstelle OW056

Die Messstelle OW056 befindet sich im oberen Spittelwasser vor der Einmündung des Schachtgrabens ins Spittelwasser. Für die Wasserprobenahme wurde ein automatischer Probensammler Typ MAXX verwendet, der auf die Entnahme von Tagesmischproben programmiert war. Analog zur Messstelle OW1151 am Übergabepunkt Chemiepark - Schachtgraben wurden die Tagesmischproben im Regelfall zu Wochenmischproben zusammengefasst und auf die relevanten Parameter (Abschnitt 3.5) analysiert. Angesichts starker Regenfälle wurden im Oktober und November 2012 zur Prüfung etwaiger Einflüsse der Regenfälle und damit verbundener hydrologischer Effekte auf den Schadstofftransport Tagesmischproben einzeln analysiert. aufgrund des Hochwassers im Zeitraum 8. bis 11. Januar 2013 wurden auch am OW056 im oberen Spittelwasser zusätzlich händisch Einzelproben entnommen.

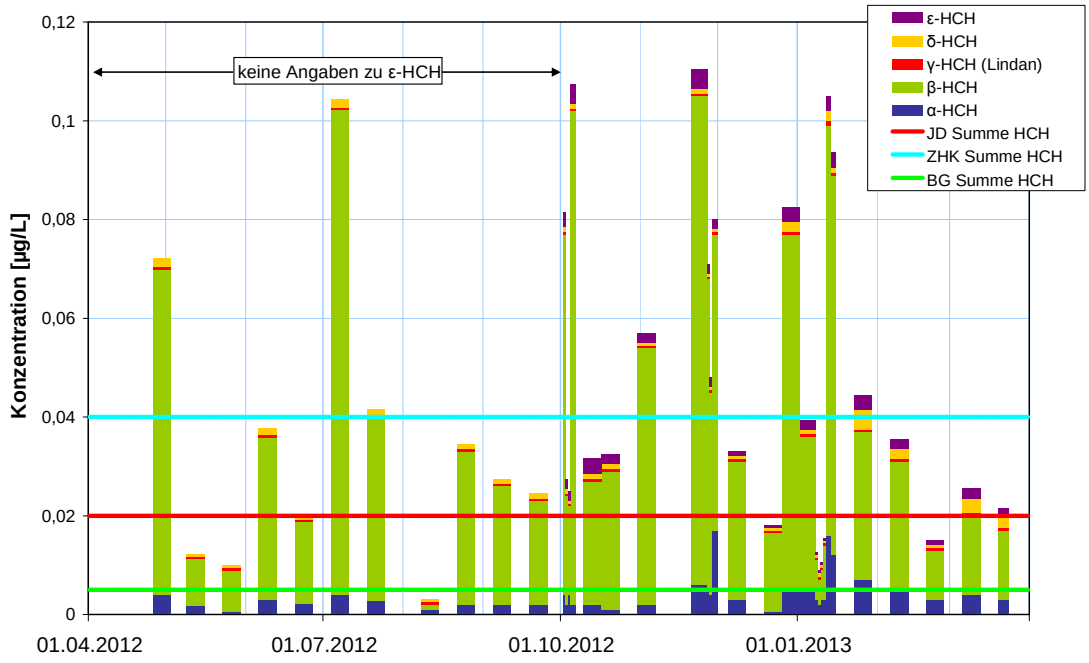


Abbildung 4.32 HCH-Isomere an OW056 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,02 µg/L für Summe HCH, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,04 µg/L für Summe HCH, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Die Analysendaten für die Einzelparameter α-, β-, γ- und δ-HCH sind in Abbildung 4.32 kumulativ aufgetragen. Die Konzentration von ε-HCH wurde auch hier bis einschließlich September 2012 nicht mitbestimmt und erst ab Oktober 2012 kumulativ aufgetragen. Bis auf einzelne ermittelte Konzentrationswerte im August 2012 liegen alle HCH-Einzelparameterwerte am OW056 deutlich oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/L. Die Gesamtkonzentration der gesammelten Einzelproben schwankt im Intervall von 0,01 bis 0,10 µg/L und ist konsistent mit den Messwerten der oberstromigen Messstellen (OW054 und OW055).
Neben ähnlichen HCH-Konzentrationen bestätigt auch das HCH-Spektrum die Herkunft des Zuflusses aus dem Einzugsgebiet des Salegaster Forst. Auch im Bereich des oberen Spittelwassers dominiert die β-HCH Konzentration mit durchschnittlich 0,04 µg/L die HCH Konzentration.

Im Vergleich zu den ermittelten HCH Konzentrationen am OW054 und OW055 sind die Konzentrationshöhe und -zusammensetzung auf die Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet Salegaster Forst zurückzuführen. Damit geht auch die regelmäßige Überschreitung der zulässigen

Höchstkonzentrationen von 0,04 µg/L sowie dem gemittelten Jahresdurchschnitt von 0,02 µg/L der UQN einher.

Entsprechend den Messwerten der oberstromigen Messstellen OW054 und OW055 sind für die meisten Proben an OW056 DDX Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze ermittelt worden. Der ermittelte Jahresdurchschnitt von 0,003 µg/L im oberen Spittelwasser liegt damit deutlich unter dem geforderten Jahresdurchschnitt von 0,025 µg/L laut UQN.
Die einzelnen erhöhten DDX-Werte für den 2. Oktober 2012, den 30.November 2012 und 12. Januar 2013 sind zum einen auf die starken Regenfälle im November sowie auf das beobachtete Hochwasser in der 2. Kalenderwoche 2013 zurückzuführen.

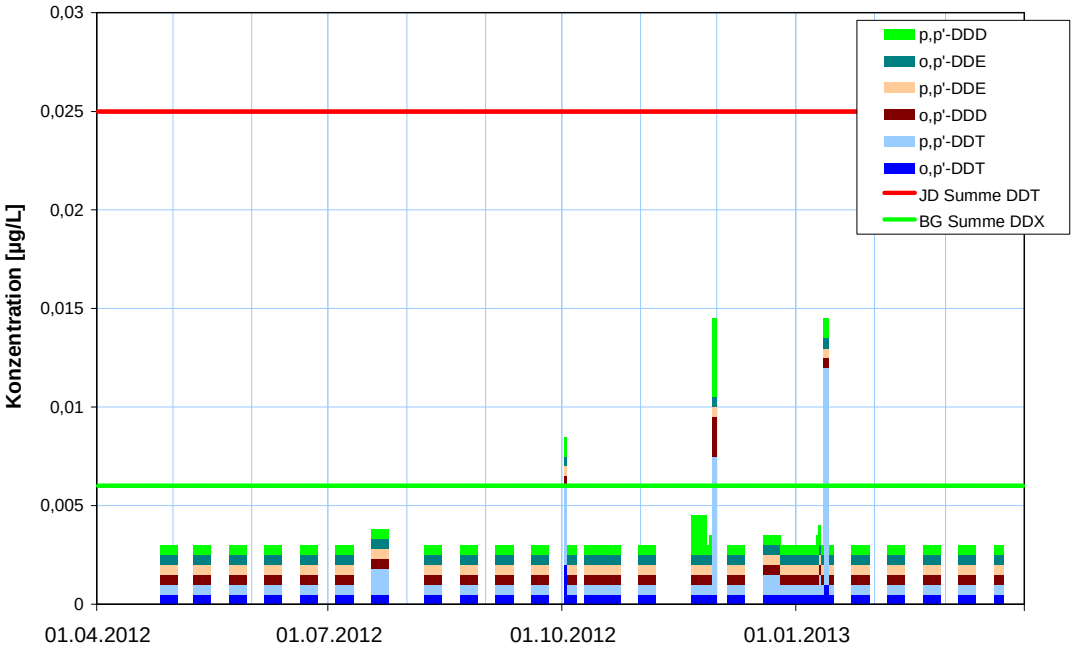


Abbildung 4.33 Summe DDX an OW056 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,025 µg/L für Summe DDT, rot) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Wie in Abbildung 4.34 dargestellt, unterliegen auch die Konzentrationen der Organozinnverbindungen den jahreszeitlichen Schwankungen, die u. a. auf die Veränderungen des hydraulischen Durchflusses in Folge von Niederschlagsereignissen (November 2012 und Januar 2013) zurückzuführen sind.

Trotz der geringeren Konzentrationen, besonders in den Sommermonaten, treten für Tributylzinn mit Konzentrationen von bis über 0,004 µg/L regelmäßig Überschreitungen der ZHK-UQN auf. Die Summe der vier Zinnorganikverbindungen liegt bei durchschnittlich 0,005 µg/L.

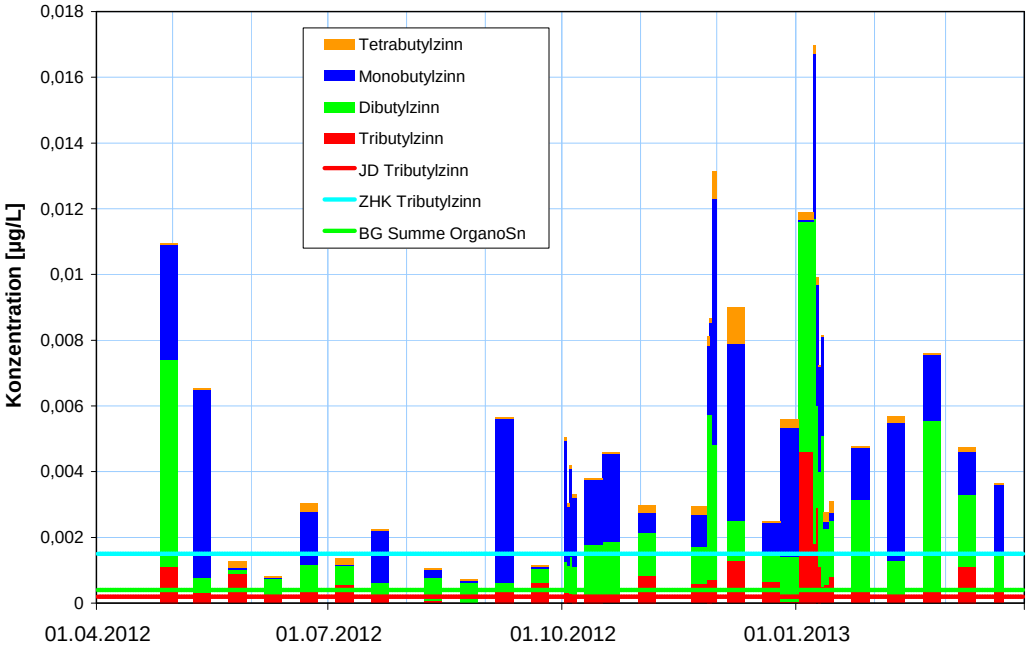


Abbildung 4.34 Butylzinnspezies an OW056 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,0001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,0002 µg/L, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,0015 µg/L, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Des Weiteren ähnelt der Verlauf der Konzentrationen für HCH, DDX und Butylzinnverbindungen vielfach dem Verlauf der Schwebstoffkonzentrationen in den Proben. So wurden für den 29. November 2012 die höchsten Schwebstoffkonzentrationen von 92 mg/L (Abbildung 4.35) ermittelt. Gleichzeitig wurden erhöhte Konzentrationen an HCH, DDX und Zinnverbindungen in den Proben vom 29. und 30.November 2012 nachgewiesen. Auch die jahreszeitlichen Schwankungen von geringen Feststoffkonzentrationen in den Sommermonaten und erhöhten Werten im Herbst/ Winter und insbesondere bei Niederschlagsereignissen spiegeln sich im Konzentrationsverlauf der einzelnen Stoffkonzentrationen. Dies ist hauptsächlich auf den überwiegend schwebstoffgebundenen Transport dieser Parameter im Oberflächenwasser zurückzuführen.

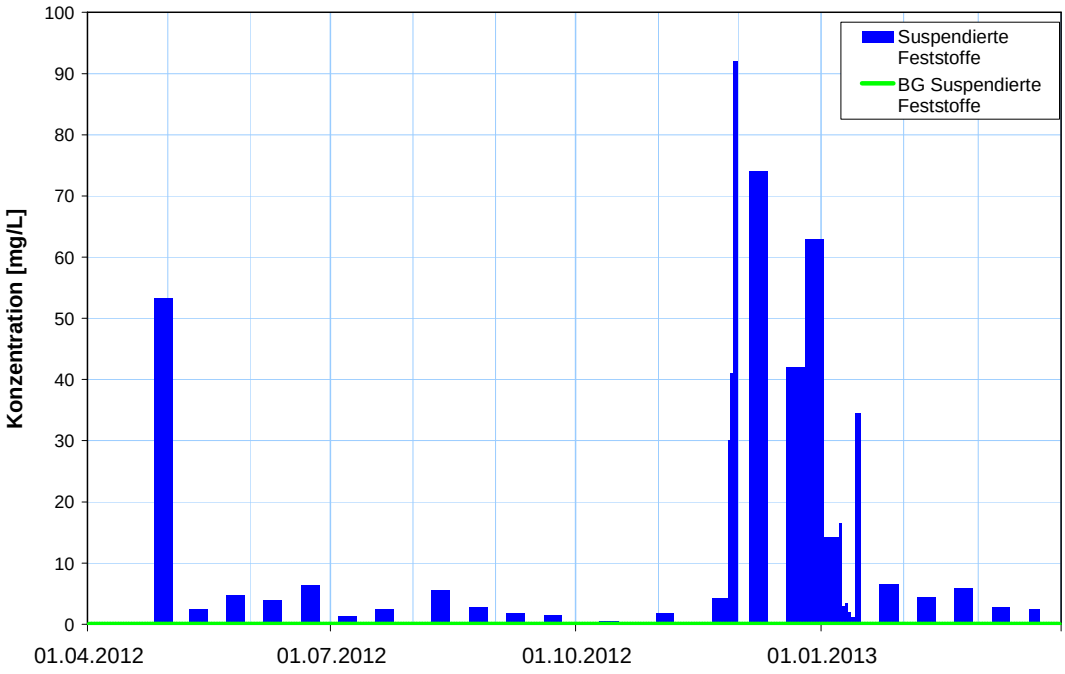


Abbildung 4.35 Konzentration der suspendierte Feststoffe an OW056 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Die Linie stellt die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,1 mg/L, grün) dar.

4.2.6 Messstelle OW057

Wie in Abschnitt 3.1.7 dargestellt, befindet sich der automatische Probenehmer der Messstelle OW057 im mittleren Spittelwasser außerhalb von Jeßnitz. Die hier gesammelten Tagesmischproben wurden ebenfalls im Anschluss zu Wochenmischproben zusammengefasst und auf die relevanten Parameter (Abschnitt 3.5) analysiert. Im Zeitraum 2. bis 6. Oktober 2012 und im Zeitraum 27. bis 30. November 2012 wurden Tagesproben einzeln analysiert, da auch hier angesichts starker Regenfälle ein möglicher Einfluss des erhöhten Abflussgeschehens auf die Gewässergüte untersucht werden sollte. Seit Dezember 2012 entfiel die automatische Beprobung und es erfolgten händische Einzelbeprobungen, insbesondere während des Hochwassers im Zeitraum 8. bis 11. Januar 2013 bis zum Abschluss der Beprobungskampagne am 27. März 2013.

Die Analysendaten für HCH, DDX, Zinnorganik und Schwebstoffe sind in den folgenden Abbildungen dargestellt. Die Summe der Einzelparameter ergibt sich durch die kumulativ aufgetragenen Werte. Die Konzentration von ε-HCH liegt erst ab Oktober 2012 vor.

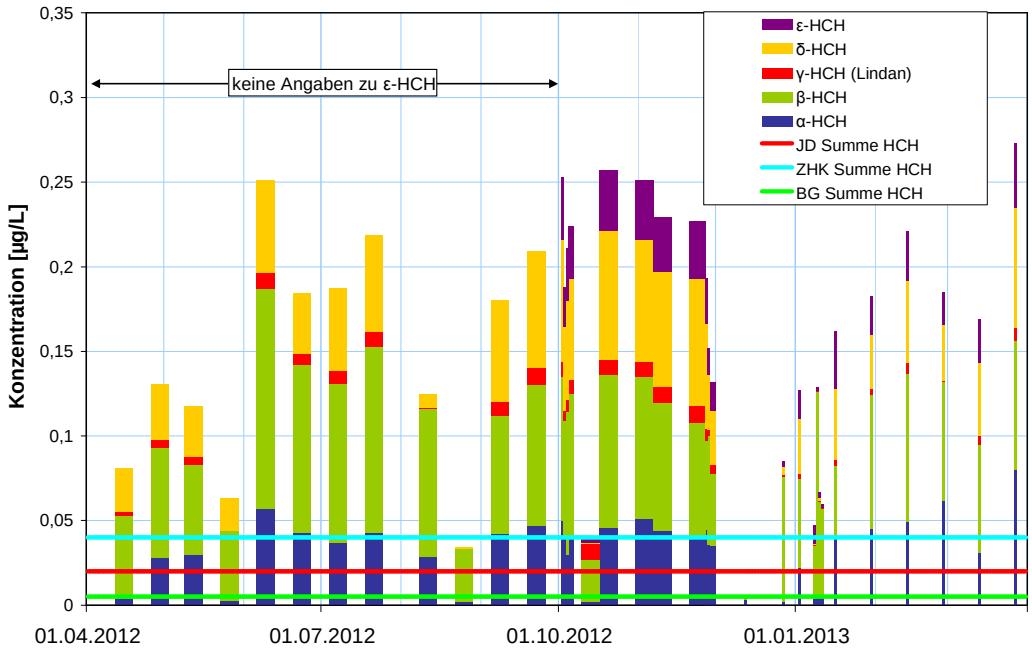


Abbildung 4.36 HCH-Isomere an OW057 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,02 µg/L für Summe HCH, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,04 µg/L für Summe HCH, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Die Konzentrationswerte, die an OW057 für die HCH-Einzelparameter ermittelt wurden, liegen deutlich oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/L. Im Gegensatz zu den oberstromig angeordneten Messstellen OW054 bis OW056 werden im mittleren Spittelwasser höhere HCH-Konzentrationen von bis zu 0,25 µg/L gemessen. Dies ist insbesondere auf den Zufluss aus dem Schachtgraben mit HCH-Konzentrationen von bis zu 0,5 µg/L am OW0506 zurückzuführen. Die allgemeinen Konzentrationsschwankungen sind gering und entsprechen den beobachteten Schwankungen an den Messstellen OW0506 und OW056.

Im Gegensatz zum HCH-Spektrum an den oberstromigen Messstellen OW054 und OW056 mit einem hohen Konzentrationsanteil durch die β-Isomere, zeigt Abbildung 4.36 für die Messstelle OW057 nach der Einmündung des Schachtgrabens auch eine deutliche Verschiebung der Isomerenverteilung in Richtung der beobachteten Spektren für OW0506. So wurden insbesondere α- und δ-Isomerkonzentrationen von bis zu 0,08 µg/L nachgewiesen. Zu berücksichtigen ist auch der Anstieg der ε-Isomeren auf Konzentration von bis zu 0,04 µg/L. Der Anstieg der HCH-Gesamtkonzentration sowie die Verschiebung der Isomerenverteilung sind

hauptsächlich auf den dominierenden Zufluss aus dem Schachtgraben (OW1151) zurückzuführen.
Der sich für das mittlere Spittelwasser ergebende Jahresdurchschnitt für die Summe der HCH-Konzentration liegt mit 0,15 µg/L deutlich über der Umweltqualitätsnorm (UQN).

Trotz des Zuflusses vom Schachtgraben konnte an OW057 bisher keine wesentliche Erhöhung der DDX-Konzentrationen verzeichnet werden. Entsprechend den Messwerten der oberstromigen Messstelle OW056 liegt die DDX Konzentration für die meisten Proben im Bereich der Bestimmungsgrenze. Trotz einzelner, erhöhter Messwerte u. a. für den 23. November 2012 liegt der ermittelte Jahresdurchschnitt von 0,015 µg/L im mittleren Spittelwasser noch unter dem der Umweltqualitätsnorm für den Jahresdurchschnitt von 0,025 µg/L.

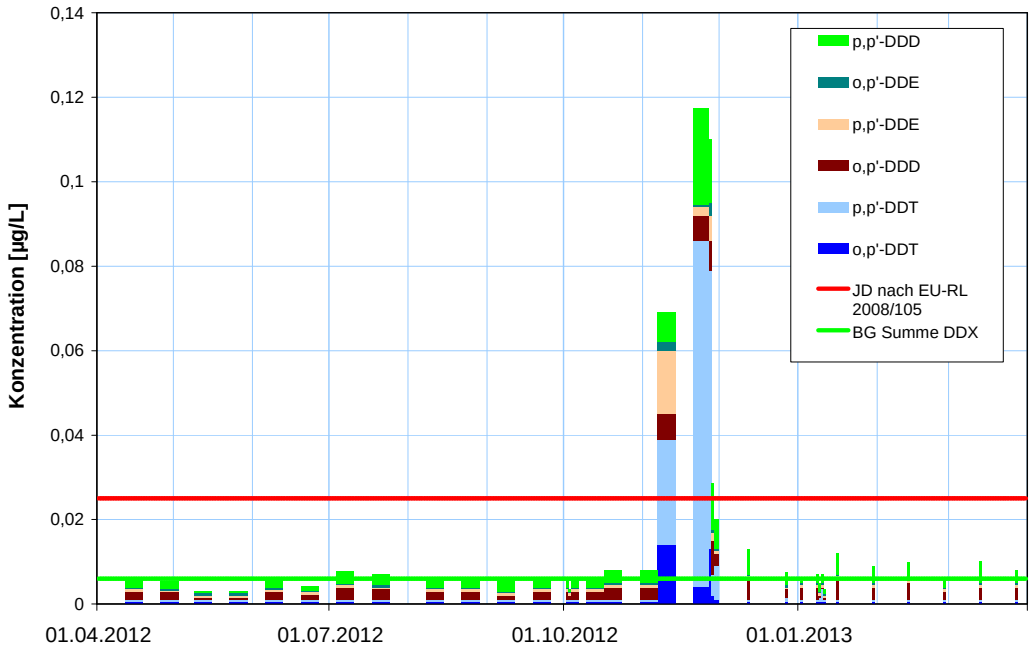


Abbildung 4.37 Summe DDX an OW057 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,025 µg/L für Summe DDT, rot) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Die Daten der Zinnorganika (Summe Mono- bis Tetrabutylzinn) zeigen im mittleren Spittelwasser nur geringfügige Schwankungen und liegen im Durchschnitt bei 0,1 µg/L. Im Gegensatz zur den DDX-Konzentrationen ergibt sich aus den Konzentrationen von Tributylzinn im Jahresdurchschnitt eine deutliche Überschreitung der relevanten UQN (Abbildung 4.38).

In Anlehnung an die hohen Schwebstoffkonzentrationen (Abbildung 4.39) wurden die höchsten Konzentrationen an Butylzinnverbindungen in den Proben vom 28. November 2012 ermittelt.

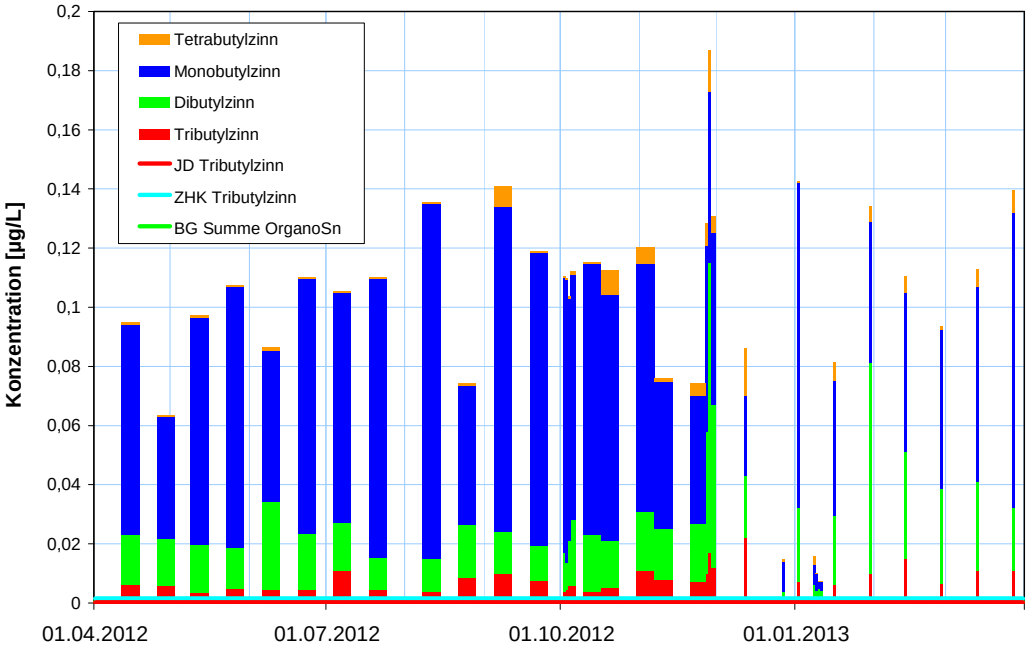


Abbildung 4.38 Butylzinnspezies an OW057 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,0001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,0002 µg/L, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,0015 µg/L, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Im Rahmen der Schwebstoffuntersuchungen ist zu beachten, dass speziell bei erhöhten Abflussraten vermehrt Feststoffe mobilisiert werden. Wie aus Abbildung 4.39 ersichtlich, sind insbesondere während der starken Niederschläge im November sowie dem Hochwasser im Januar hohe Schwebstoffkonzentrationen von bis zu 56 mg/L gemessen worden.

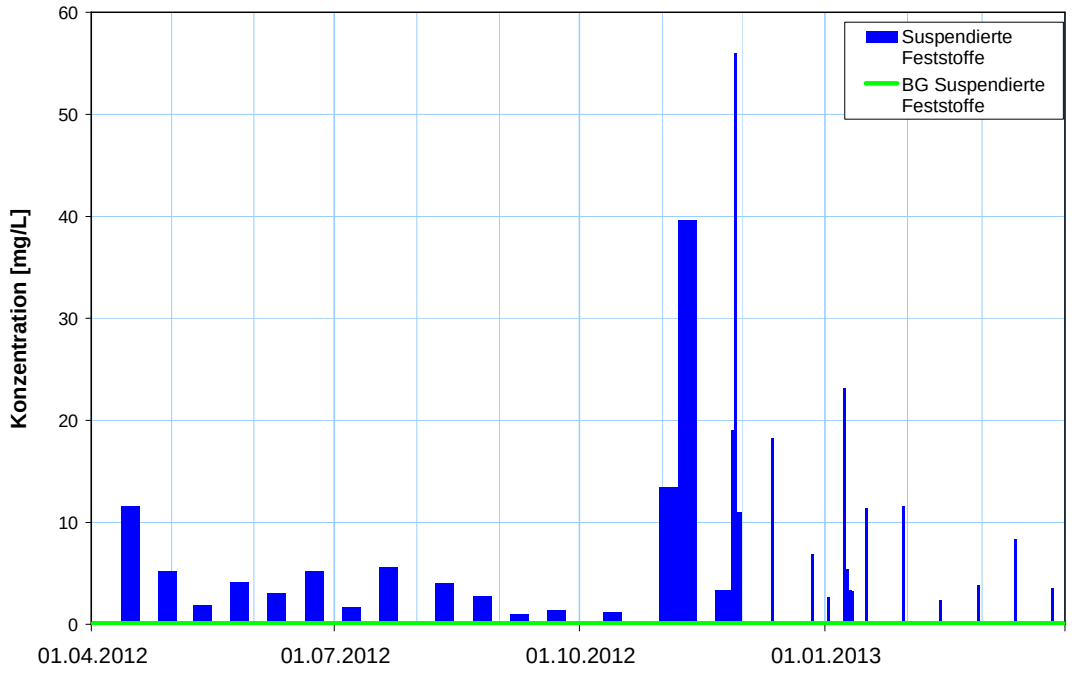


Abbildung 4.39 Konzentration der suspendierten Feststoffe an OW057 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Balken symbolisieren die Konzentration der suspendierten Feststoffe in mg/L. Die Linie stellt die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,1 mg/L, grün) dar.

4.2.7 Messstelle OW0172

Die Messstelle OW0172 befindet sich an der Mulde oberhalb der Einmündung des Spittelwassers. Die Entnahme und Analyse von Einzelproben aus dem Oberflächengewässer erfolgte hier händisch. Für die Messstelle OW0172 erfolgte die Einzelbeprobung den gesamten Untersuchungszeitraum hindurch alle zwei Wochen.

Die Analysendaten für die Einzelparameter α-, β-, γ- und δ-HCH sind in Abbildung 4.40 kumulativ aufgetragen. Die Konzentration von ε-HCH wurde wie bisher erst ab Oktober 2012 kumulativ aufgetragen. Im Gegensatz zu den bisherigen Messstellen liegen die ermittelten Konzentrationswerte für die HCH-Einzelparameter an OW0172 in aller Regel nur geringfügig oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/L. Vereinzelt liegen die Konzentrationen von Einzelparametern unter der BG und werden dann konventionsgemäß mit dem Wert der halben Bestimmungsgrenze (0,5*BG = 0,0005 µg/L) angegeben. Die Gesamtkonzentration der gesammelten Einzelproben schwankt im Intervall von 0,002 bis einmalig > 0,1 µg/L und stellt die Hintergrundbelastung der Mulde dar. Die Konzentrationsschwankungen sind über weite Strecken gering. Für den Peak am

30.01.13 lässt sich keine Ursache in hydrologischen oder meteorologischen Ereignissen ableiten. Neben den wesentlich geringeren HCH-Konzentrationen weicht auch das HCH-Isomerenspektrum am OW0172 von dem an den Messstellen des Systems Schachtgraben-Spittelwasser deutlich ab. Dies lässt den Rückschluss zu, dass die HCH-Hintergrundbelastung der Mulde auf andere Einträge bzw. Eintragsbereiche zurückzuführen ist als die Belastung in Schachtgraben und Spittelwasser. Zur detaillierten Erfassung dieser Thematik wurden im ersten Quartal 2013 zusätzliche Messstellen zwischen der OW0172 und dem Muldestausee beprobt. Die Ergebnisse der entsprechenden Analytik sind in Abschnitt 4.2.9 zusammengefasst.

Mit Ausnahmen am 11.04.12 und 30.01.13 liegen die ermittelten HCH Konzentrationen deutlich unter der zulässigen Höchstkonzentration der UQN von 0,04 µg/L. Der geforderte Jahresdurchschnitt von 0,02 µg/L wird in der Mulde oberhalb des Zuflusses des Spittelwassers unterschritten.

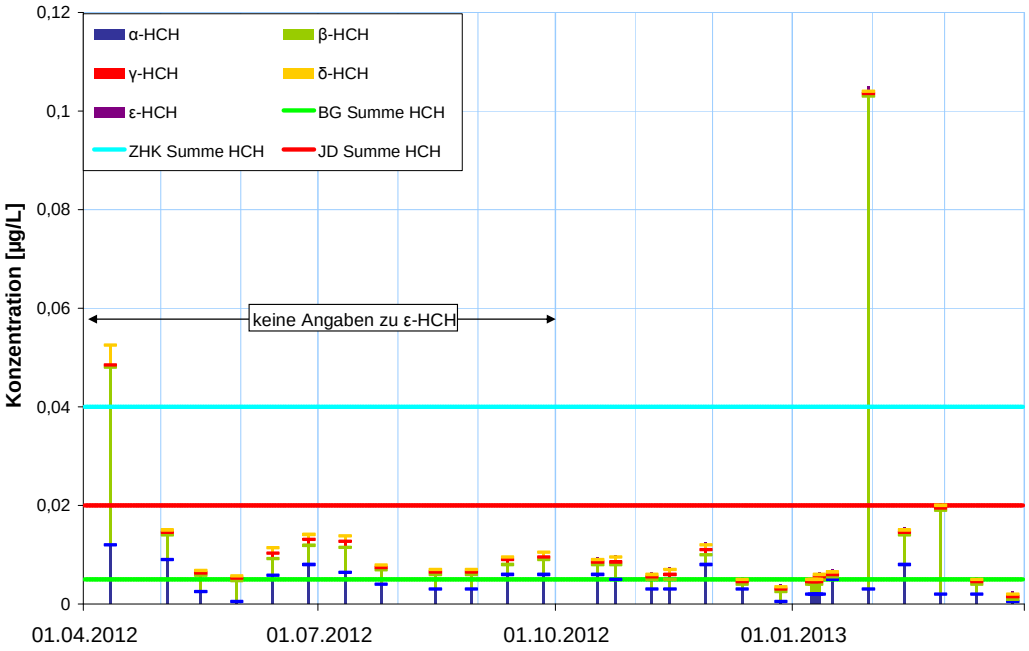


Abbildung 4.40 HCH-Isomere an OW0172 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,02 µg/L für Summe HCH, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,04 µg/L für Summe HCH, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Die gemessenen DDX-Konzentrationen an OW0172 (Abbildung 4.41) liegen in aller Regel unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Mit maximal 0,005 µg/L ergeben sich in der Mulde oberhalb der Einmündung des Spittelwassers für DDX keine bezüglich der Belastungssituation des Gewässersystems relevanten Konzentrationen.

Auch die Einzelkonzentrationen für die verschiedenen Butylzinnverbindungen sind in der Mulde oberhalb der Spittelwassereinmündung erwartungsgemäß deutlich geringer als im System Schachtgraben-Spittelwasser. Wie bereits beobachtet, sind die höchsten Werte dabei zumeist auf das Dibutylzinn zurückzuführen. Die Konzentrationen des Tributylzinns in der Mulde (**Abbildung 4.42**) überschreiten für einzelne Beprobungstage die ZHK und auch das Jahresmittel der Tributylzinnkonzentration liegt mit 0,0004 µg/L klar über dem Grenzwert der der UQN von 0,0002 µg/L.

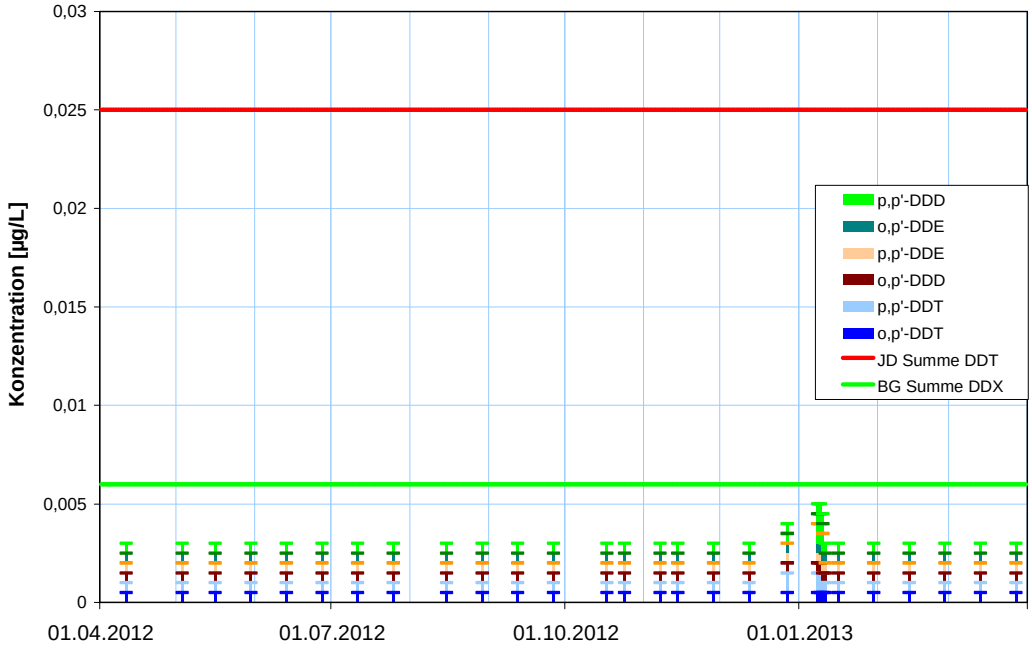


Abbildung 4.41 Summe DDX an OW0172 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,025 µg/L für Summe DDT, rot) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

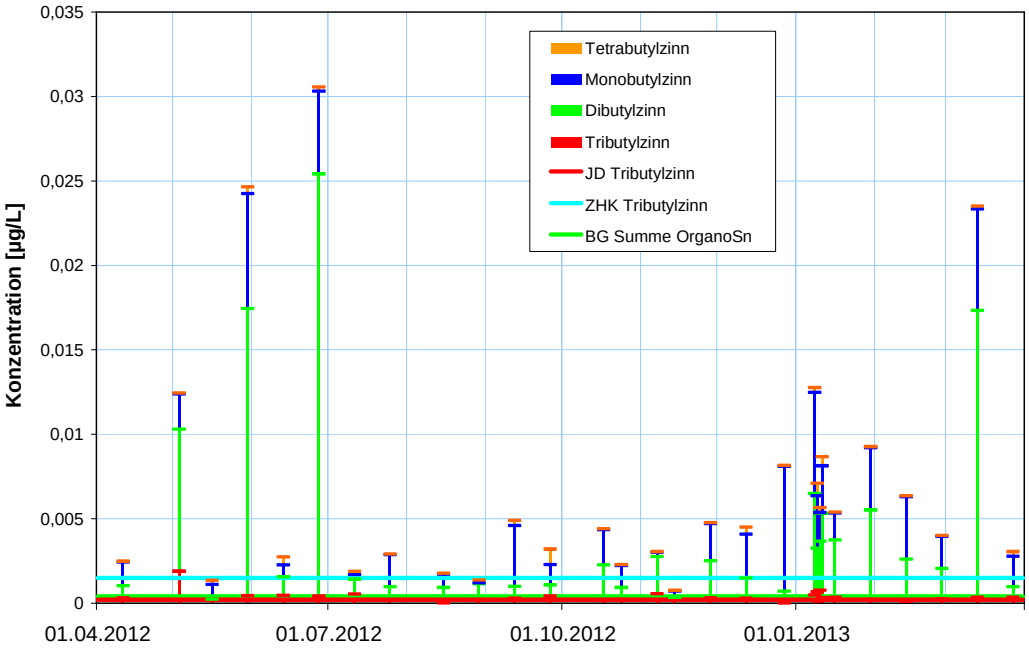


Abbildung 4.42 Butylzinnspezies an OW0172 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,0001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,0002 µg/L, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,0015 µg/L, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Die gemessenen Schwebstoffkonzentrationen an OW0172 (Abbildung 4.43) liegen im Regelfall deutlich niedriger als im Zufluss aus dem Spittelwasser. Abgesehen von einem extrem hohen Wert von 251 mg/L im September, liegen die durchschnittlichen Feststoffkonzentrationen bei 4 mg/L. Eine Ursache für den auffällig hohen Wert für den 26. September 2012 konnte nicht aufgeklärt werden, da auffällige Niederschlagsereignisse oder erhöhte Wasserstände in diesem Zeitraum nicht zu verzeichnen waren.

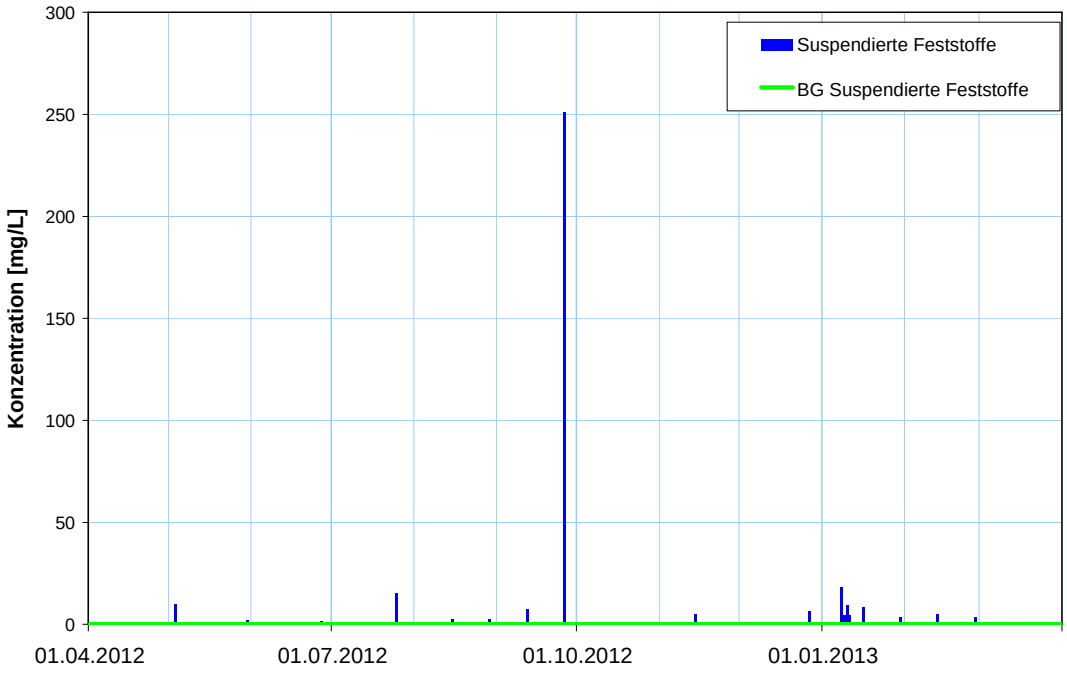


Abbildung 4.43 Konzentration der suspendierten Feststoffe an OW0172 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Balken symbolisieren die Konzentration der suspendierten Feststoffe in mg/L. Die Linie stellt die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,1 mg/L, grün) dar.

4.2.8 Messstelle OW018

Die Messstelle OW018 liegt im Bereich der Mulde unterhalb der Einmündung des Spittelwassers. Für die Wasserprobenahme wurde ein automatischer Probensammler Typ MAXX verwendet, der auf die Entnahme von Tagesmischproben programmiert war. Diese Tagesmischproben wurden in der Regel zu Wochenmischproben zusammengefasst und auf die relevanten Parameter (Abschnitt 3.5) analysiert. Des Weiteren wurden im Oktober und November 2012, wie an den anderen Messstellen mit automatisierten Probenahmen, Tagesmischproben einzeln analysiert. Angesichts starker Regenfälle sollte auch für die Messstelle OW018 ein möglicher Einfluss des erhöhten Abflussgeschehens auf die Gewässergüte untersucht werden.
Aufgrund des Hochwassers im Zeitraum 8. bis 11. Januar 2013 wurden auch am OW018 in der unteren Mulde zusätzlich händisch Einzelproben entnommen.
Die Analysendaten für die Einzelparameter α-, β-, γ- und δ-HCH sind in Abbildung 4.44 in dargestellt, die Summe dieser Einzelparameter ergibt sich durch die kumulativ aufgetragenen Werte. Die Konzentrationen von ε-HCH liegen erst für die Messwerte ab Oktober 2012 vor. Die Konzentrationswerte, die an OW018 für die HCH-Einzelparameter ermittelt wurden, liegen zumeist über der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/L. Vereinzelt sind Konzentrationen von Einzelparametern unter der BG und werden mit dem halben Zahlenwert der BG (0,0005 µg/L) angegeben.

Erwartungsgemäß steigen die HCH-Konzentrationen in der Mulde mit dem Zufluss des Spittelwassers an. Die HCH-Konzentrationszunahme, bezogen auf das Jahresmittel, ist jedoch aufgrund der relevanten Hintergrundbelastung (Abschnitt 4.2.7) und des starken Verdünnungseffekts des Spittelwasserzuflusses durch die Mulde mit ca. 11% nur schwach ausgeprägt. In absoluten Zahlen nimmt die mittlere Jahreskonzentration von OW0172 zu OW018 von 0,0133 µg/L auf 0,0148 µg/L zu.

Im Vergleich zu den Zulaufkonzentrationen vom Chemiepark zum Schachtgraben stellt die Konzentration an OW018 eine Abnahme um 95% oder in absoluten Zahlen von 0,44 µg/L auf 0,02µg/L dar, die primär auf die hohe Verdünnung durch den Zusammenfluss der Gewässer zurückzuführen ist.
Die gering ausgeprägten Konzentrationsschwankungen entsprechen den beobachteten Schwankungen an den Messstellen OW057 und OW0172 und deuten auf keine konkreten Einflüsse durch hydrologische oder meteorologische Ereignisse hin.
Der Anstieg der HCH-Gesamtkonzentration von OW0172 zu OW018 sowie die Verschiebung der Isomerenverteilung sind hauptsächlich auf den dominierenden Zufluss aus dem Spittelwasser (OW057) zurückzuführen. Näher betrachtet werden diese Zusammenhänge im Abschnitt 5, Frachtbetrachtungen.
Der sich für die untere Mulde ergebende Jahresdurchschnitt für die Summe der HCH-Konzentration von 0,014 µg/L liegt noch deutlich unterhalb der Umweltqualitätsnorm (JD-UQN). Allerdings

wurde in Einzelfällen, wie auch an der oberstromigen OW0172, eine Überschreitung der zulässigen Höchstkonzentrationen von max. 0,04 µg/L (ZHK-UQN) beobachtet. Die Konzentrations-Peaks in OW0172 und OW018 sind jedoch singuläre Ereignisse, deren Ursache nicht zu erkennen ist. Zudem sind die Peaks nicht zeitgleich aufgetreten, sondern einer im Mai 2012 (OW018) und der andere im Februar 2013 (OW0172). Auffällig ist, dass diese Peaks keinerlei Entsprechung an der jeweils anderen Messstelle finden, sodass ein größer-skaliges Ereignis offensichtlich auszuschließen ist.

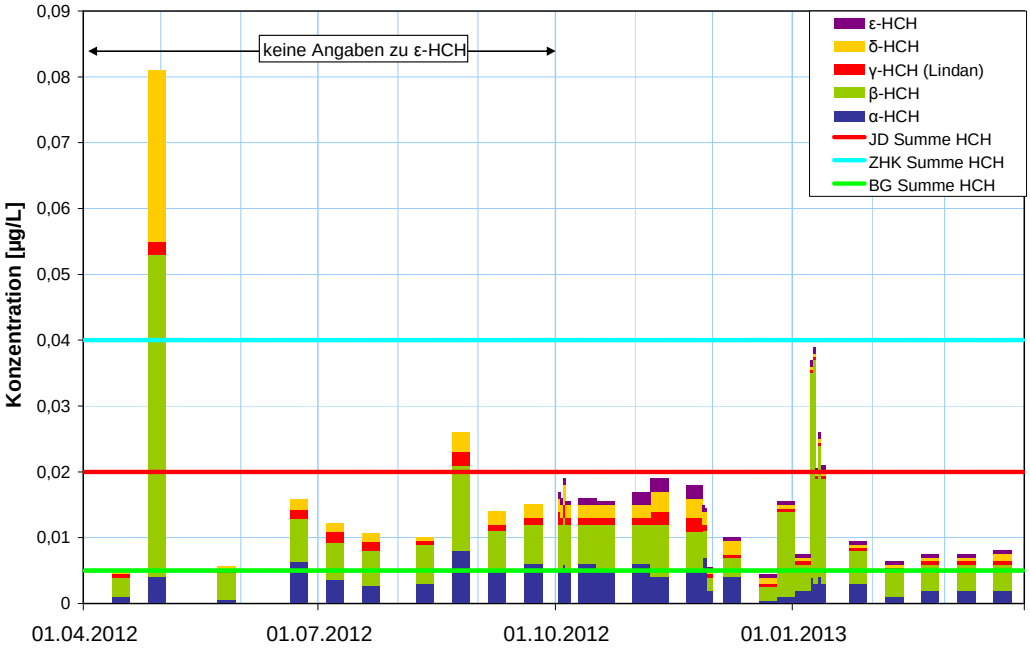


Abbildung 4.44 HCH-Isomere an OW018 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,02 µg/L für Summe HCH, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,04 µg/L für Summe HCH, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

In Übereinstimmung mit der bereits zuvor beobachteten geringen Belastung mit DDX in Mulde und Spittelwasser, liegen die gemessenen DDX-Konzentrationen auch an der Messstelle OW018 in der Regel unterhalb der Bestimmungsgrenzen (Abbildung 4.45). Mit maximal 0,005 µg/L ergeben sich auch nach Einmündung des Spittelwassers in der Regel keine bzgl. der Umweltqualitätsnormen relevanten Konzentrationen an DDX in der Mulde. Der einzelne stark erhöhte Wert im November 2012 lässt sich weder größerskaligen Frachtphänomenen mit Entsprechungen im Oberstrom noch meteorologischen oder hydrologischen Ereignissen zuordnen. Da die Überprüfung im Analysenlabor keine Fehlerquellen identifizieren konnte, ist der Einzelwert nicht erklärlich. Zu einer Überschreitung der Umweltqualitätsnorm durch die Jahresmittelkonzentration für DDX kommt es jedoch auch bei Einbeziehung dieses Einzelwerts nicht.

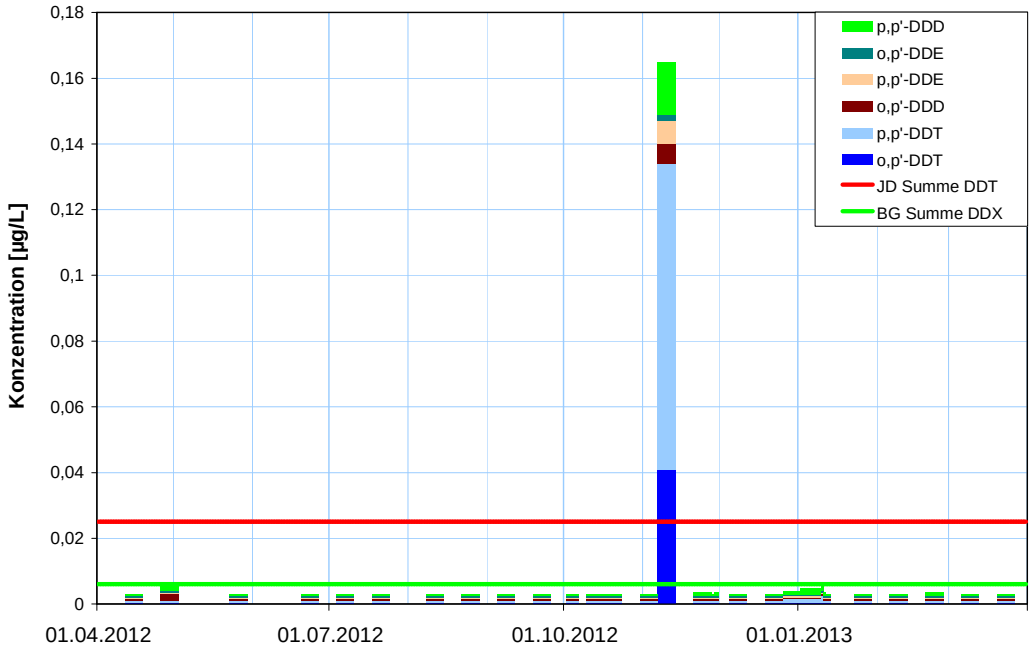


Abbildung 4.45 Summe DDX an OW018 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,025 µg/L für Summe DDT, rot) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Wie bereits in der Mulde oberhalb des Spittelwassers (OW0172) beobachtet, kommt es im Gegensatz zu den DDX-Verbindungen bei den Butylzinnverbindungen zu Überschreitungen der UQN-Grenzwerte. Für Tributylzinn wurden für die Mischproben Konzentrationen von bis zu ca. 0,006 µg/L nachgewiesen und die Umweltqualitätsnormen für sowohl im Jahresdurchschnitt (JD-UQN), als auch die zulässige Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN), werden deutlich überschritten.

Die Ergebnisse für Mono-, Di-, Tri- und Tetrabutylzinn sind in Abbildung 4.46 dargestellt. Die Ergebnisse veranschaulichen, dass Dibutylzinn in den meisten Fällen die dominierende Spezies an der Messstelle OW018 darstellt.

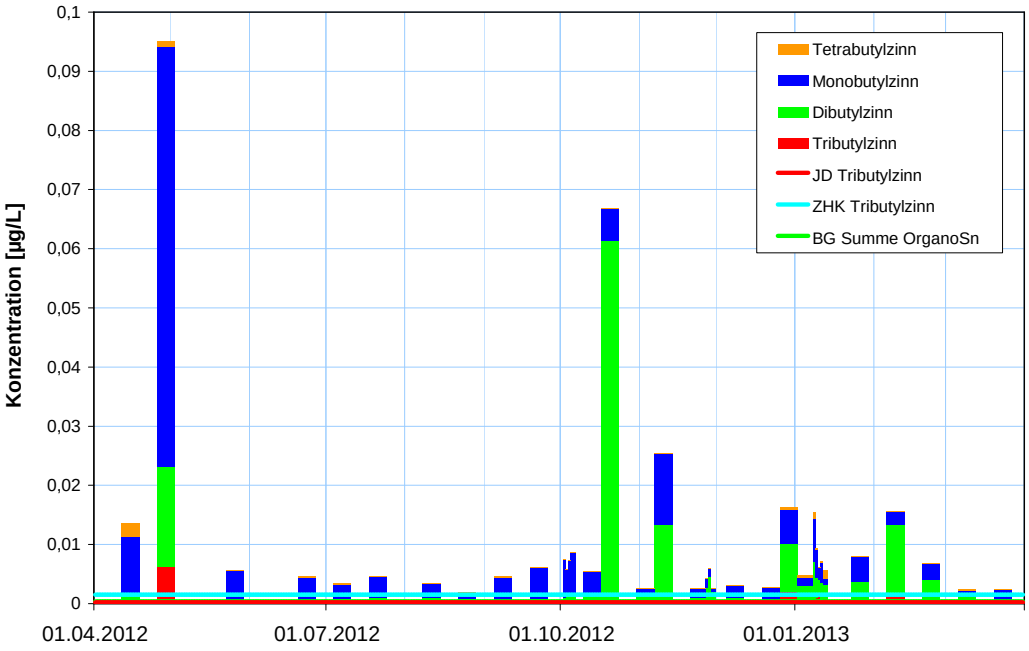


Abbildung 4.46 Butylzinnspezies an OW018 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Linien stellen die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,0001 µg/L je Einzelparameter, grün) sowie den Jahresdurchschnitt (JD=0,0002 µg/L, rot) und die zulässige Höchstkonzentration (ZHK=0,0015 µg/L, hellblau) der Umweltqualitätsnorm 2008/105/EG für prioritäre Stoffe und Schadstoffe dar.

Die im Vergleich zu den oberhalb Spittelwassereinmündung (OW0172) gemessenen Werten höheren Schwebstoffkonzentrationen an OW018 sind ggf. auf den Zufluss aus dem System Schachtgraben-Spittelwasser (OW057) zurückführen. So zeigt sich, dass die Spitzenbelastungen im unteren Spittelwasser von bis zu 56 mg/L im November 2012 ggf. den Konzentrationsanstieg auf bis zu 26 mg/L am 27. November 2012 in der Mulde erklären können (Abbildung 4.47).

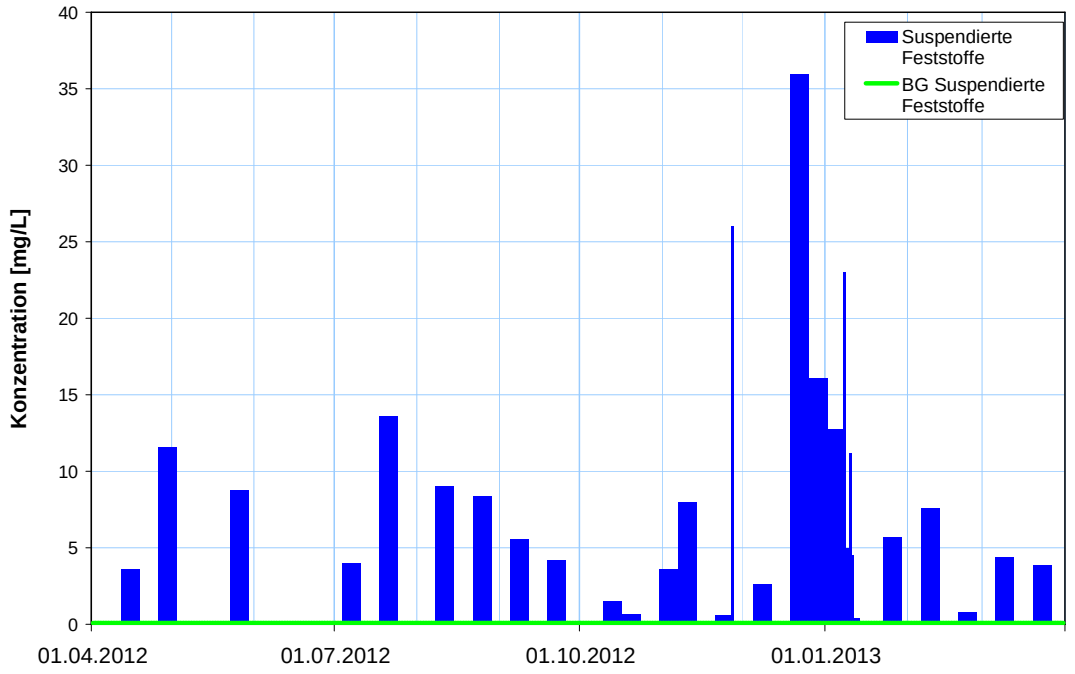


Abbildung 4.47 Konzentration der suspendierten Feststoffe an OW018 im Verlauf des Überwachungsprogramms April 2012 bis März 2013. Die Breite der Balken entspricht dem Probenzeitraum. Balken symbolisieren die Konzentration der suspendierten Feststoffe in mg/L. Die Linie stellt die Bestimmungsgrenze der Analysemethode (BG=0,1 mg/L, grün) dar.

4.2.9 Messstellen der Mulde zwischen Spittelwasser und Muldestausee

Die Analyseergebnisse von Wasserproben der Mulde an 5 Messpunkten zwischen dem Muldestausee und dem Wehr Jeßnitz, die an 3 Terminen im ersten Quartal 2013 (KW 9, 11 und 13) als Schöpfproben entnommen wurden, sind in Abbildung 4.48 bis Abbildung 4.51 dargestellt. Die Messstellen entlang der Mulde sind in Abbildung 4.48, Abbildung 4.50 und Abbildung 4.51 in Strömungsrichtung dunkler werdend dargestellt. Neben den zusätzlichen Messstellen sind die Muldemessstellen OW0172 vor Einmündung des Spittelwassers und OW018 in Priorau in dunkelblau angegeben.

In Abbildung 4.48 sind die HCH-Gehalte im Längsprofil gezeigt. Während die Konzentrationen oberhalb OW0172 bei der ersten Kampagne unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, zeigten sich ab der zweiten Kampagne bereits unterhalb des Stausees Konzentrationen in einer Größenordnung entsprechend den an OW018 gemessenen Konzentrationen. Die Konzentrationsverhältnisse variieren zwar mit der Zeit, es zeichnet sich jedoch ab, dass die

Hintergrundbelastung der Mulde, die in OW0172 festgestellt wurde, zu einem nicht unwesentlichen Anteil aus Quellen oberhalb des Stausees stammt.

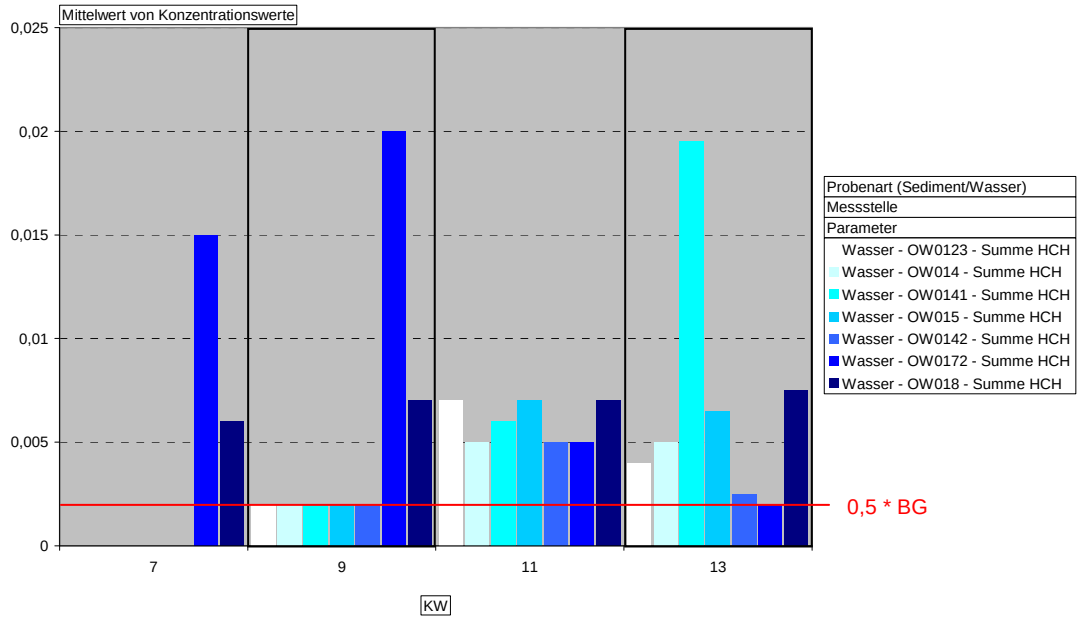


Abbildung 4.48 Sonderbeprobung Mulde: Konzentrationsdaten Wasseranalytik HCH [µg/L] für die Messzeitpunkte der Kalenderwochen 7, 9, 11 und 13 des Jahres 2013. Messwert OW018 = Wochenmischprobe, alle anderen Einzelproben.

Die Isomerenverteilung für die Kalenderwoche 11 zeigt, dass die Messstellen unterhalb des Stausees (Abbildung 4.49) zunächst α-HCH als dominierenden Einzelstoff enthalten. β-HCH tritt untergeordnet auf und die weiteren Isomere sind jeweils nicht bestimmbar. Interessanterweise tritt bereits in der Messstelle OW0172 eine signifikante Zunahme des Parameters β-HCH auf. Unterhalb der Spittelwassereinmündung (OW018) ist dieser Einfluss noch verstärkt. β-HCH ist auch in den Gewässern, die den Salegaster Forst entwässern (Lobber und Schlangengraben), der deutlich dominierende Parameter. Die Verschiebung der Isomerenverteilung liefert somit ein Anzeichen, dass es zu einer Wechselwirkung des Muldewassers mit HCH-belasteten Feststoffen aus dem Bereich Salegaster Forst kommen könnte.

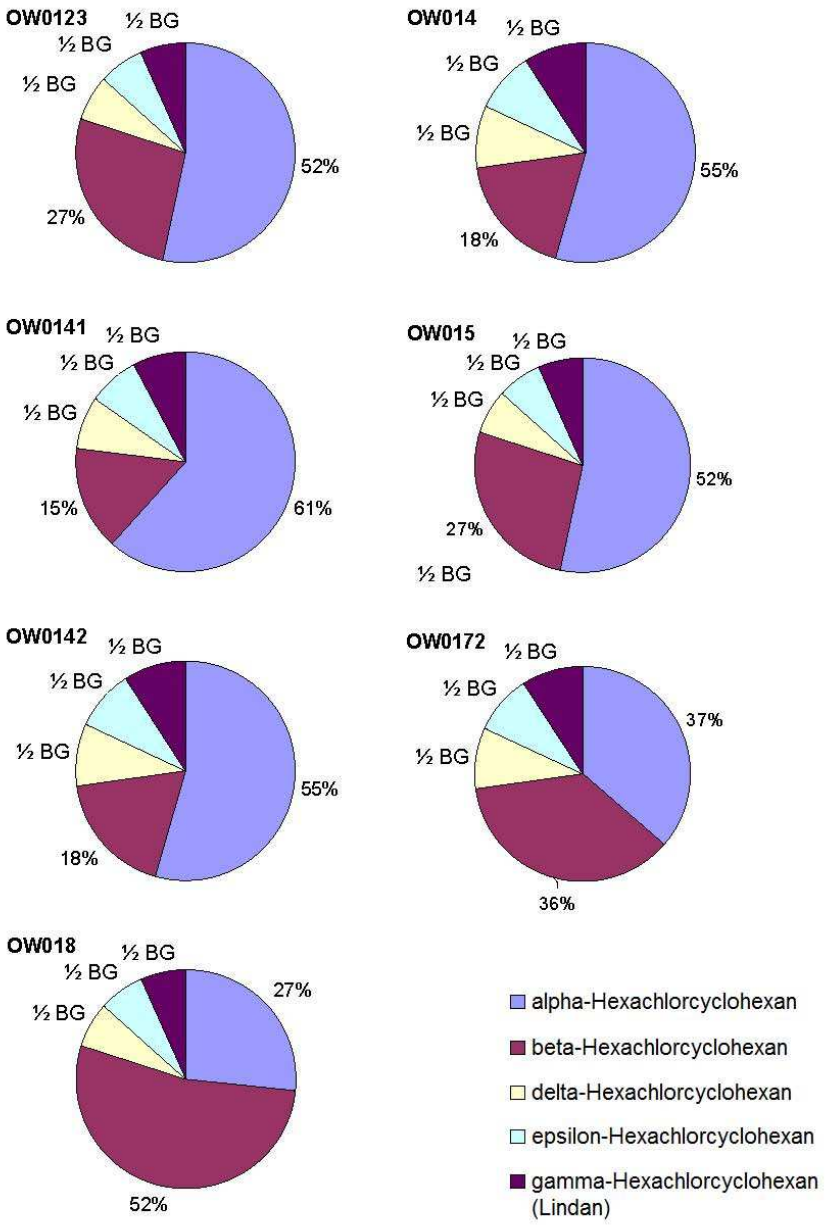


Abbildung 4.49 Sonderbeprobung Mulde: Vergleich Verhältnis der HCH-Einzelparameter in Mulde ober- und unterhalb der Spittelwassereinmündung, KW 11 [µg/L].

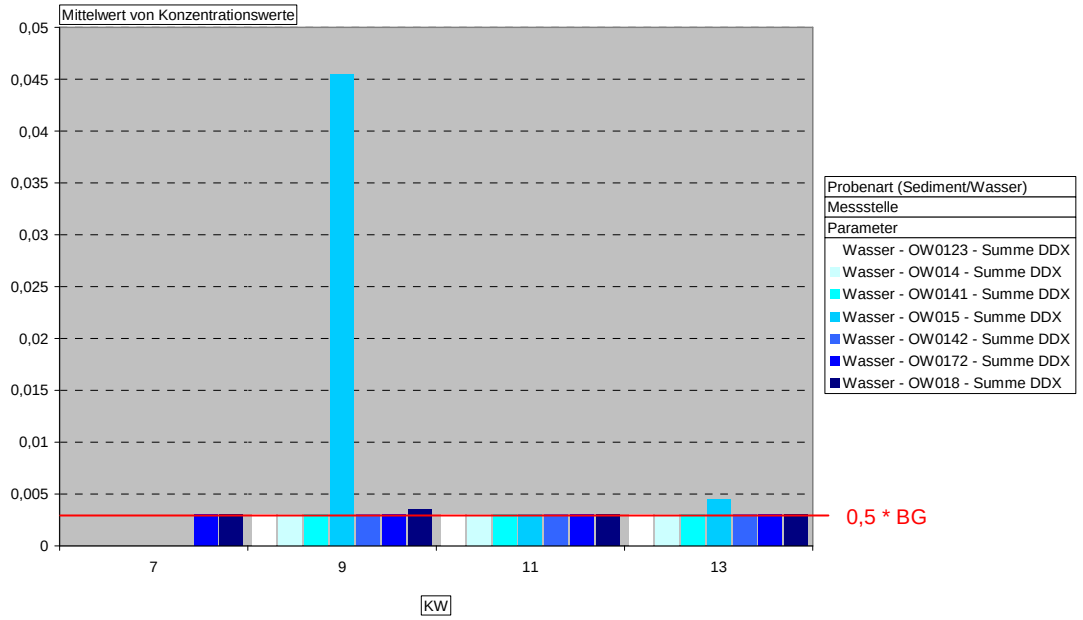


Abbildung 4.50 Sonderbeprobung Mulde: Konzentrationsdaten Wasseranalytik DDX [µg/L].

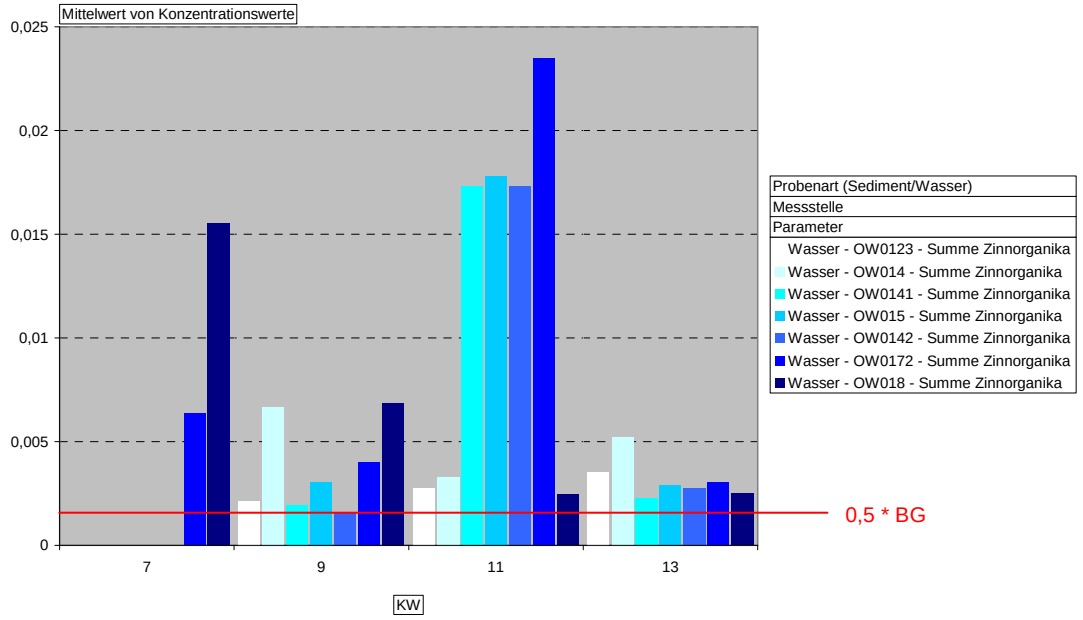


Abbildung 4.51 Sonderbeprobung Mulde: Konzentrationsdaten Wasseranalytik Sn-org. [µg/L].

Die DDX-Gehalte (Abbildung 4.50) sind bis auf einen zu hinterfragenden Wert unauffällig, und in der Regel unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Bei den Organozinnverbindungen (Abbildung 4.51) schwanken die Werte, so dass eine zeitliche Korrelation im Längsprofil erschwert wird. Die in KW 11 an den drei Punkten unterhalb des Leinedurchstichs gemessenen Konzentrationen sind in ihrer Größenordnung zwar mit denen zuvor an OW018 gemessenen vergleichbar, jedoch gilt das nicht für den gleichen Probenahmezeitraum.

4.2.10 Zusammenfassende Konzentrationsbetrachtung

Die Ergebnisse der Wasseranalytik für die Messstellen im System Schachtgraben-Spittelwasser zeigen durchweg Konzentrationswerte an, die die Umweltqualitätsnormen zur Einhaltung des guten chemischen Zustands überschreiten. Dies gilt neben regelmäßiger Überschreitung der HCH-Grenzwerte insbesondere für TBT. Der Parameter DDX stellt im Vergleich dazu eine begrenzte Problematik dar, da außer im Schachtgraben keine UQN-Überschreitungen auftreten.

Alle Mittelwerte, die in Tabelle 4.1 den Umweltqualitätsnormen gegenübergestellt sind, sind aus den Wochenmisch-, Tagesmisch- und Einzelproben berechnet. Die jeweiligen Proben gehen gewichtet nach dem Probenahmeintervall ein. So gehen Wochenmischproben siebenfach ein und Tagesmischproben einfach. Einzelproben werden wie Tagesproben gewichtet.

Die Ergebnisse in Abschnitt 4.1 belegen, dass die Durchflüsse im Spittelwasser unter Normalabflussbedingungen um ca. zwei Größenordnungen geringer sind als die in der Mulde. Aufgrund der entsprechend ausgeprägten Konzentrationsabnahme liegen die Konzentrationen in der Messstelle OW018 für HCH, wie für DDX, bereits klar unterhalb der jeweiligen Umweltqualitätsnorm. Ausnahmen sind Spitzenwerte die, wie die entsprechend hohen Konzentrationen an OW0172 zeigen, durch weitere Quellen und ggf. erhöhte Hintergrundkonzentrationen aus dem Einzugsgebiet des Oberlaufs der Mulde verursacht wurden.

Neben den nachweislichen UQN-Überschreitungen für TBT an OW0172 werden hier auch erhöhte HCH-Konzentrationen oberhalb der UQN-ZHK gemessen. Diesbezüglich zeigen Vergleichswerte aus Bad Düben (oberhalb Muldestausee) insbesondere in den Jahren vor 2012 ähnliche hohe Konzentrationen und lassen auf eine relevante Hintergrundbelastung des Einzugsgebiets der oberen Mulde schließen. Diese Hintergrundwerte sind nicht unplausibel, denn sie können auf historische industrielle Einträge oder flächenhafte Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen sein, auf denen in der Vergangenheit HCH zum Einsatz gekommen ist, welches verzögert in das Gewässersystem gelangt.

Tabelle 4.1 Ergebnisse des Oberflächenwassermonitorings und Umweltqualitätsnormen gemäß EU-Richtlinie 2008/105/EG. Bei Überschreitung der entsprechenden UQN sind die Werte rot hervorgehoben.

Messstelle	Parameter	Durchschnittskonzentration im Messzeitraum (April 2012 bis März 2013) [µg/L]	UQN-JD [µg/L]	Höchstkonzentration im Messzeitraum (April 2012 bis März 2013) [µg/L]	UQN-ZHK [µg/L]
OW1151	Σ HCH	**0,4377**	0,02	**0,73**	0,04
OW0506		**0,3017**		**0,492**	
OW054		**0,0565**		**0,1510**	
OW055		**0,0480**		**0,2028**	
OW056		**0,0399**		**0,1065**	
OW057		**0,1522**		**0,2514**	
OW0172		0,0133		**0,104**	
OW018		0,0148		**0,081**	
OW1151	Σ DDX	**0,0284**	0,025	0,136	nicht anwendbar
OW0506		**0,0451**		0,238	
OW054		0,0032		0,005	
OW055		0,0030		0,0035	
OW056		0,0034		0,0145	
OW057		0,0151		0,1175	
OW0172		0,0032		0,005	
OW018		0,0096		0,165	
OW1151	TBT[1]	**0,0165**	0,0002	**0,082**	0,0015
OW0506		**0,0290**		**0,24**	
OW054		**0,0012**		**0,011**	
OW055		**0,0003**		**0,0011**	
OW056		**0,0006**		**0,0046**	
OW057		**0,0066**		**0,022**	
OW0172		**0,0004**		**0,0019**	
OW018		**0,0006**		**0,0062**	

[1] Tributylzinn-Kation

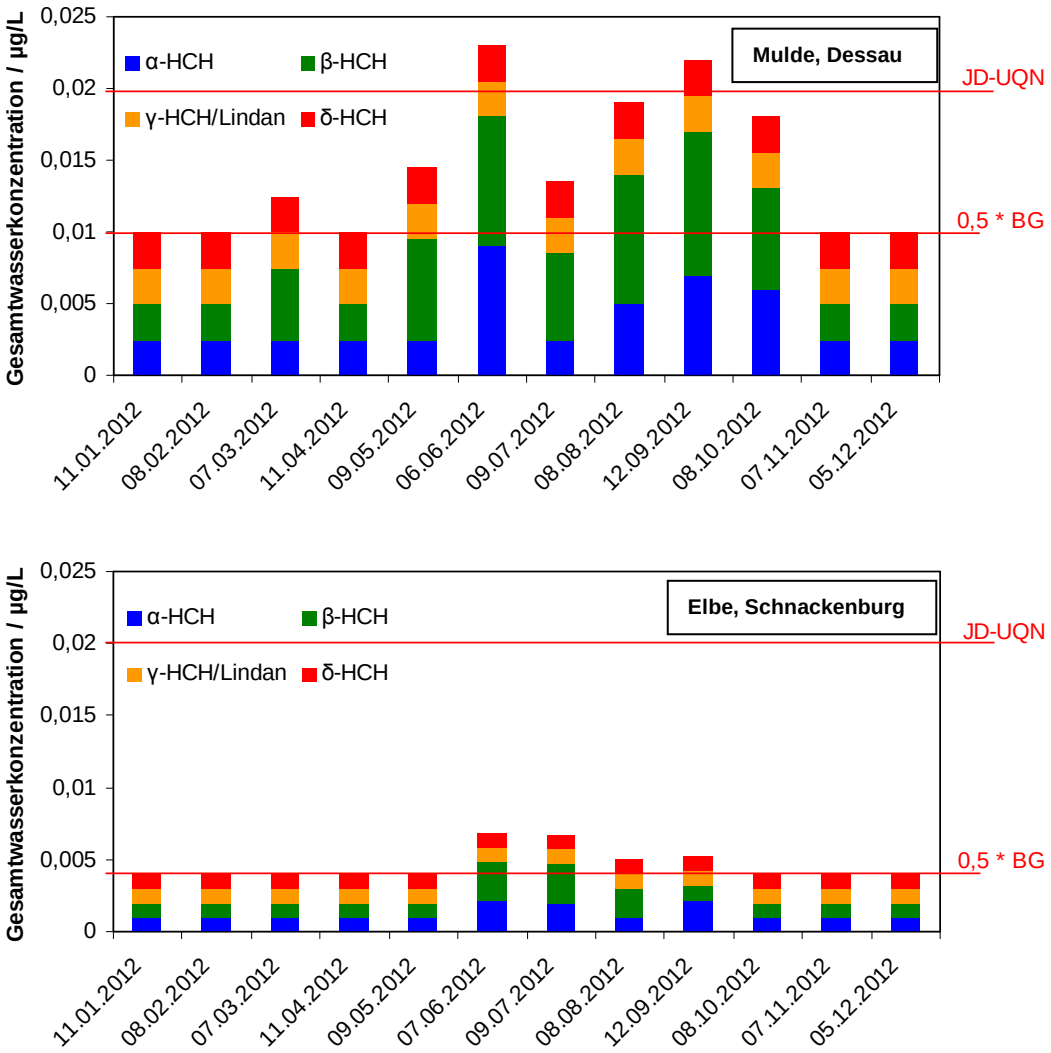


Abbildung 4.52 Konzentrationswerte HCH in Gesamtwasserproben; oben: für Mulde (Dessau); unten Elbe (Schnackenburg); Daten nach FIS der FGG-Elbe für 2012 (Hinweis: Bestimmungsgrenzen (BG) abweichend vom Spittelwassermessprogramm).

Die Daten für die Mulde in Dessau, die für das Jahr 2012 im FIS der FGG Elbe veröffentlicht sind (Abbildung 4.52), zeigen ein ähnliches Konzentrationsniveau auf wie die Messwerte an Messstelle OW018 (Mulde, Priorau). Die Bestimmungsgrenzen im FGG-Messprogramm liegen mit 0,005 µg/L pro Einzelparameter höher als die im hier dargestellten Spittelwassermessprogramm, so dass eine größere Anzahl von Messwerten unterhalb der BG lag. Die Werte sind in der

Abbildung mit der halben Bestimmungsgrenze dargestellt. Die Daten zeigen weder eine Überschreitung der UQN-JD (0,02 µg/L) noch der UQN-ZHK (0,04 µg/L).

In der Elbe bei Magdeburg ist zu keinem Zeitpunkt in 2012 eine Überschreitung der Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/L je HCH-Einzelparameter dokumentiert. Für die Elbe-Messstelle Schnackenburg wurden aufgrund der niedrigeren Bestimmungsgrenzen von 0,002 µg/L für die Einzelparameter für denselben Zeitraum an vier von zwölf Proben geringfügige Überschreitungen der Bestimmungsgrenze durch die Konzentrationen von α- und/oder β-HCH festgestellt. Alle anderen Analysenergebnisse lagen unter der Bestimmungsgrenze (Abbildung 4.52).

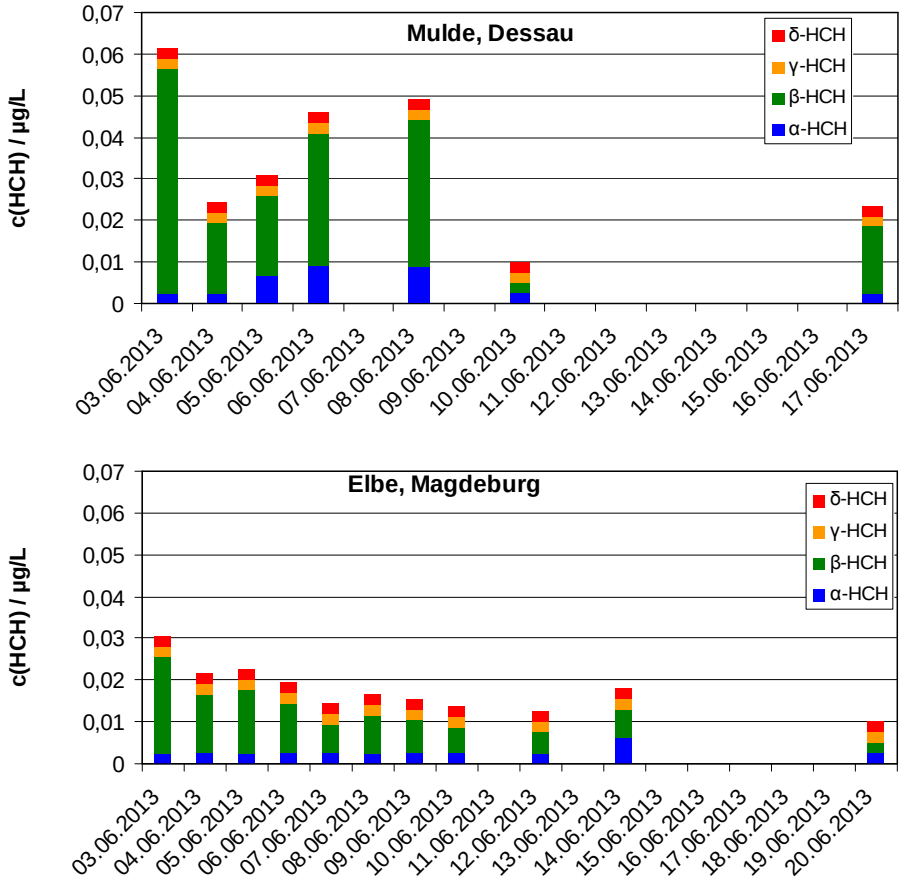


Abbildung 4.53 Messwerte aus dem Elbemessprogramm EXTREME während des Extremhochwassers Juni 2013.

Während des Extremhochwassers Juni 2013 wurden die HCH-Konzentrationen in Dessau und Magdeburg weitgehend täglich gemessen. In Magdeburg zeigen sich vor Durchgang des Flutscheitels (9. Juni) leicht erhöhte HCH-Konzentrationen, die danach wahrscheinlich infolge Verdünnungseffekten stetig zurückgehen. In Dessau ist dieser Trend nicht erkennbar und die Werte schwanken durchweg um ein relativ hohes Konzentrationsniveau.

Mit Verweis auf die Fließbilder in Abbildung 4.54 und Abbildung 4.55 zeigt sich, dass alle Konzentrationen vom Schachtgraben über das Spittelwasser bis zur Einmündung in die Mulde generell sinken. Unabhängig vom Schadstoff, sind die größten Konzentrationen im Zufluss über den Schachtgraben zu beobachten. Die dargestellten Kreisdiagramme sind in ihrer Fläche proportional zur mittleren Jahreskonzentration. Für die Messstellen an Schachtgraben und Spittelwasser sind die Zahlenwerte dieser Jahresmittelkonzentrationen mit angegeben. In Klammern angegeben sind die Jahresmittelwerte der Konzentration, wenn die hochwasser-beeinflussten Konzentrationswerte (26. Dez. 2012 bis 15. Januar 2013) von der Mittelwert-berechnung ausgenommen werden. Es zeigt sich dabei deutlich, dass die Hochwasserabflüsse sich auf den Konzentrationsmittelwert nicht wesentlich auswirken. Der Einfluss des Hochwassers auf die Frachten wird gesondert in Abschnitt 5.2 erörtert.

Bei Betrachtung der Zuströme aus dem Einzugsgebiet Salegaster Forst wird ersichtlich, dass nur ein geringer Anteil der Schadstoffe aus der Lobber bzw. aus dem Schlangengraben ins Spittel-wasser eingetragen wird. So liegen die DDX-Konzentrationen im Bereich der Messstellen OW054 und OW055 ausschließlich unter der Nachweisgrenze. Auch das Belastungsmuster von Zinnverbindungen beeinflusst das System Schlangengraben/ Lobber nur geringfügig. Mit Konzentrationen von max. 0,016 µg/L (OW056) sind die Zuflüsse aus dem oberen Spittelwasser für das Gesamtsystem vernachlässigbar im Vergleich zu der durchschnittlichen DDX-Konzentration von 0,255 µg/L im Schachtgraben (OW0506).
Die bisher geringen Konzentrationen aus dem Einzugsgebiet Salegaster Forst stehen im Gegen-satz zu den teilweise sehr hohen Konzentrationen an HCH, DDX und Zinnverbindungen im Bereich des Schachtgrabens. Der Zufluss aus dem Schachtgraben führt insbesondere für die Summe der HCH-Isomeren und der Zinnorganika zu starken Konzentrationserhöhungen am OW057 gegenüber der bestehenden Hintergrundbelastung aus dem Oberlauf.
Der starke Einfluss des Schachtgrabens zeigt sich auch bei der HCH-Isomeren-Verteilung. So dominiert im Spittelwasser bis Einmündung des Schachtgrabens zunächst β-HCH gefolgt von α-HCH. Der deutlich höhere Anteil von α-HCH sowie die Gegenwart relevanter Konzentrationen von δ-HCH aus dem Schachtgraben zeichnet sich deutlich an Messstelle OW057 ab und lässt sich bis in die Mulde verfolgen. Dennoch lässt sich hier auch der hohe β-HCH-Anteil über die Einmündung des Schachtgrabens hinaus verfolgen. Die Mulde oberhalb des Spittelwassers zeigt, wie auch die Zuflüsse über den Salegaster Forst (OW054, OW055, OW056), eine deutliche Dominanz des Parameters β-HCH. Dies gibt einen Hinweis auf eine von SCR abweichende Eintragssituation. Die Isomerenverteilung in der Mulde und im Bereich des Salegaster Forsts

wäre weder auf eine landwirtschaftliche Verwendung von Lindan (γ-HCH) zurückzuführen noch entspricht sie einem typischen technischen HCH-Gemisch (ca. 60-70% α-HCH, 5-12% β-HCH, 10-15% γ-HCH, 6-10% δ-HCH und 3-4% ε-HCH). Tatsächlich wird aber in Mulde und Elbe generell eine Dominanz von β-HCH in Schwebstoffen und Sedimenten beobachtet, was auf Verteilungsprozess (Feststoff-Wasser) sowie unterschiedliches mikrobielles und abiotisches Abbauverhalten zurückzuführen sein kann (Abschnitt 2.1.2). Eine detaillierte Untersuchung zu diesen bislang nicht vollständig verstandenen Anreicherungsprozessen erfolgt im Rahmen des 2012 begonnenen Projektes I-Hex der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) in Kooperation mit der RWTH Aachen.

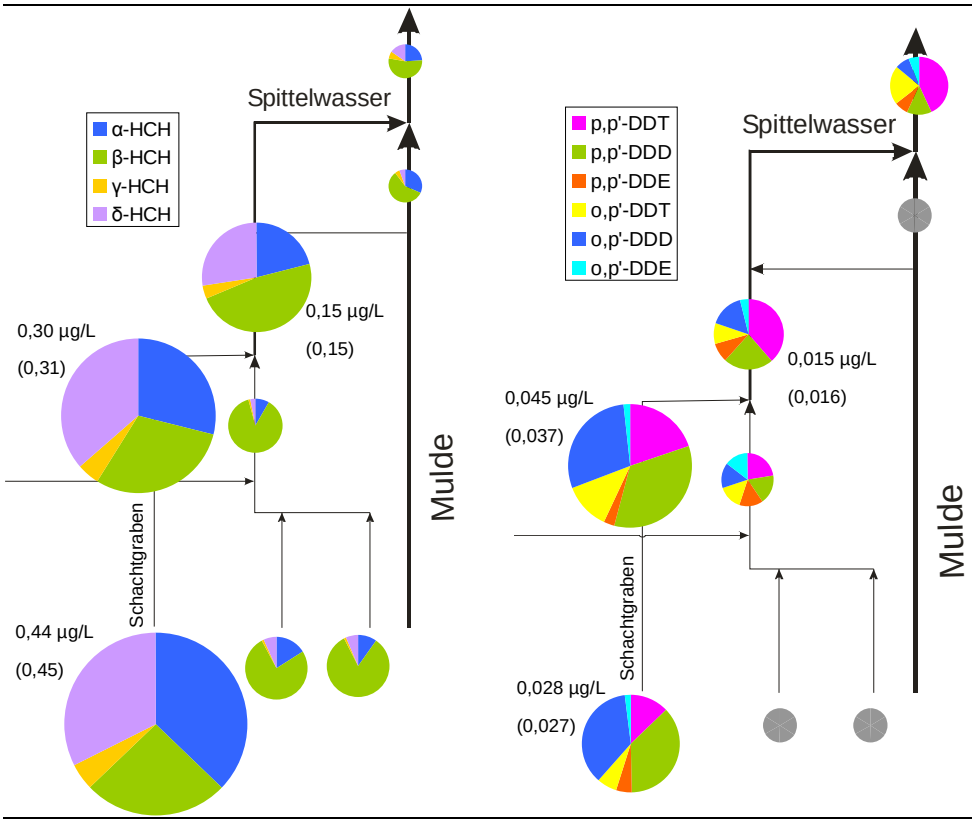


Abbildung 4.54 HCH-Isomerenverteilung (links) und DDX-Verteilung (rechts). Kreisfläche proportional zur Summenkonzentration, Konzentrationsangaben sind Jahresmittelwerte. Angaben in Klammern sind Jahresmittel ohne Hochwasserwerte, Werte < BG gehen mit ½ BG in die Summenbildung ein. Messstellen mit ausschließlich Messwerten <BG sind als graue Punkte dargestellt.

Entsprechend zeigt die Isomerenverteilung der DDX-Parameter abweichende Belastungsmuster für die verschiedenen Bilanzräume. Hier sind die Ergebnisse jedoch z. T. verzerrt, da verschiedene Parameter die Bestimmungsgrenze nicht überschreiten, gemäß Konvention hier

jedoch mit dem Wert der halben Bestimmungsgrenze dargestellt sind. Insbesondere bei den oftmals sehr geringen DDX-Gesamtkonzentrationen beeinflusst dies die Darstellung der Isomerenverteilung. Die Zuläufe des oberen Spittelwassers sowie die Mulde oberhalb des Spittelwassers sind als graue Punkte dargestellt, da alle Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen. Dennoch zeigt sich deutlich, dass das Spektrum im Schachtgraben durch p,p'- / o,p'-DDD dominiert wird, während in der Mulde p,p'- / o,p'-DDT dominieren, was der generellen Verteilung in einem technischen DDT-Gemisch entspricht. Die Verschiebung des Musters setzt dabei bereits in Schachtgraben und Spittelwasser ein.

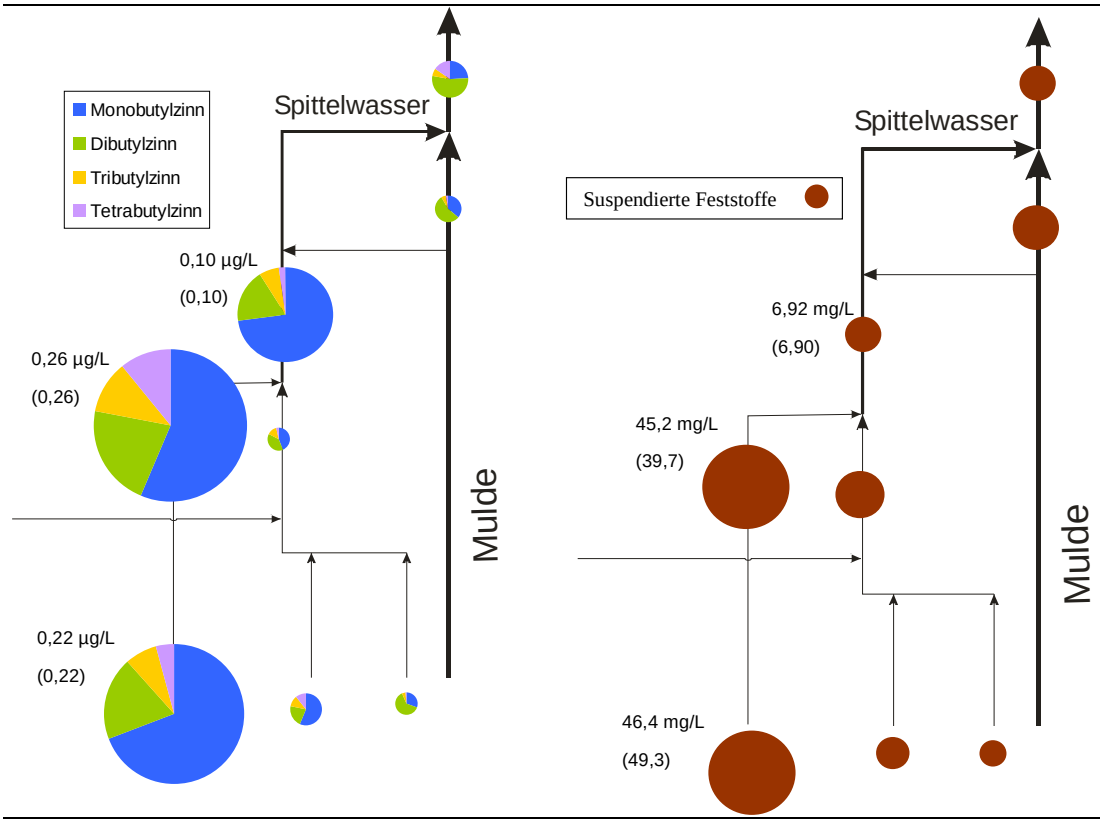


Abbildung 4.55 Konzentrationsverlauf Zinnorganika (links) und suspendierter Feststoffe (rechts). Die Kreisfläche ist proportional zur Summenkonzentration, Konzentrationsangaben sind Jahresmittelwerte. Angaben in Klammern sind Jahresmittel ohne Hochwasserwerte, Werte < BG gehen mit ½ BG in die Summenbildung ein.

Wie bereits für die HCH-Verbindungen nachgewiesen, dominiert der Einfluss des Schachtgrabens auch die Konzentrationsverteilung der Butylzinnverbindungen im unteren Spittelwasser.

Während geringe Konzentrationen im oberen Spittelwasser gemessen werden, steigen die Gesamtkonzentrationen und speziell die Konzentration des Monobutylzinns unterhalb der Schachtgrabeneinmündung stark an. Der höhere Anteil des Dibutylzinns, der im Oberlauf und in den Zuflüssen des Spittelwassers aus dem Salegaster Forst festgestellt wird, tritt dabei in den Hintergrund. In der Mulde ist hingegen zu erkennen, dass der relativ hohe Dibutylzinnanteil, der in OW0172 oberhalb der Spittelwassereinmündung angetroffen wird, sich auch unterhalb der Spittelwassereinmündung (OW018) behauptet, was auf die nicht unerhebliche Grundlast der Mulde von oberhalb zurückzuführen ist. Als Indikator für den Einfluss des Spittelwassers ist hier offenbar das Tetrabutylzinn zu bewerten, dass in der Mulde erst unterhalb der Spittelwasser-einmündung in relevanter Menge auftritt, in Schachtgraben und Spittelwasser jedoch einen nicht unerheblichen, wenngleich variierenden, Anteil am Verteilungsmuster hat. Darüber hinaus geht die Einmündung des Spittelwassers mit einer Konzentrationserhöhung in der Mulde einher. Nähere Betrachtungen zum Anteil des Spittelwassers an der TBT-Belastung der Mulde erfolgen im Abschnitt 5 (Frachtbetrachtungen).

Abschließend kann ein Rückschluss der gemittelten Konzentrationen auf den Schwebstoffanteil im Gewässer gezogen werden. Wie in Abbildung 4.55 dargestellt, sind die höchsten Konzentrationen ebenfalls im System Schachtgraben gemessen worden, während die Konzentrationen zur Mulde hin sinken. Es ist dabei zu berücksichtigen, dass die gemessenen Schwebstoffkonzentrationen erheblichen Schwankungen unterworfen sind und starke Niederschlagsereignisse, insbesondere im November 2012 und Januar 2013, den Schwebstoffanteil in den Gewässern erhöhen.

4.2.11 Fehlerbetrachtung

Generell zeigen die Konzentrationszeitreihen der analysierten organischen Parameter eine geringe Varianz auf. Die Konzentrationsniveaus sind weitestgehend plausibel und mit Bezug zum Gesamtsystem konsistent. Bis auf wenige Ausnahmen lassen sich Konzentrationsschwankungen anhand von meteorologischen und/oder hydrologischen Ereignissen plausibel herleiten.
Die Probenahmevorgänge variieren systematisch zwischen der automatischen Entnahme von Tages- bzw. Wochenmischproben einerseits und der Entnahme von händischen Einzelproben. Hierzu ist grundsätzlich festzuhalten, dass die mittels automatischer Probenahme entnommenen Proben naturgemäß einen erheblich größeren Teil des Beprobungszeitraums abdecken als die Einzelproben, und dass entsprechend Einzelereignisse im Konzentrationsgeschehen mit höherer Wahrscheinlichkeit erfasst werden, sich jedoch weniger stark auf das Jahresmittel auswirken als dies bei einer Erfassung des selben Ereignisses in einer Einzelstichprobe der Fall wäre. Aufgrund der weitestgehenden Stabilität des Konzentrationsgeschehens im Rahmen des Basis-Messprogramms ist dieser Effekt jedoch generell zu vernachlässigen.

Gegenüber den händischen Einzelprobenahmen weist die Probenahme mittels automatischem Probensammler und wöchentlicher Entleerung einen systematischen Unterschied hinsichtlich der

Lagerung und Bearbeitungszeit der Proben auf. Dieser Einfluss ist jedoch aufgrund der stoffspezifischen Persistenz der Analyten des Messprogramms zu vernachlässigen. HCH, DDX, Zinnorganika und PCDD/F sind weder (1) in diesem Zusammenhang relevanten biotischen oder abiotischen Abbauprozessen noch (2) Verlusten über Verflüchtigung in die Gasphase unterworfen, so dass diesbezüglich von keinem relevanten Einfluss auf die Untersuchungsergebnisse auszugehen ist.
Eine Veränderung der Proben durch Verringerung des Probenvolumens durch Evaporation aus dem Probenahmegefäß ist bauartbedingt minimal, da es sich bei den Probensammlern um geschlossene Systeme mit geringem Innenvolumen handelt. Auch in den Sommermonaten wurde entsprechend kein Verlust von Probenvolumen beobachtet. Die Menge des sich im Probensammler niederschlagenden Kondenswassers wird, bezogen auf das Gesamtprobenvolumen, maximal im Promille-Bereich eingeordnet.
Aufgrund dieser Fehlerbetrachtung sind die Datensätze zur Wasseranalytik als in sich konsistent und plausibel zu betrachten.

4.3 Analytik Schwebstoffproben

Die Ergebnisse der Analytik des frischen schwebstoffbürtigen Sediments sind Anlage 3 zu entnehmen. Nachfolgend werden die Ergebnisse für HCH und Dioxine im Detail diskutiert. Der Fokus liegt dabei auf den Dioxinen und Furanen, für die keine Gesamtwasseranalytik vorliegt, da ihre Gesamtwasserkonzentrationen in den meisten der untersuchten Gewässerabschnitten so gering sind, dass eine Gesamtwasseranalytik mit den erforderlichen niedrigen Bestimmungsgrenzen nicht mit verhältnismäßigem Aufwand realisierbar ist.

4.3.1 Hexachlorcyclohexan

Die Ergebnisse der HCH-Analytik an allen Messstellen sind in Abbildung 4.56 und Abbildung 4.57 zusammengefasst. Die Daten zeigen ein überwiegend stabiles Belastungsbild. Die Daten sind in sich konsistent und plausibel. Aufgrund des teilweise geringen Volumens an Sediment, das aus den Sedimentkästen für die Analytik gewonnen werden konnte, sind die Bestimmungsgrenzen teilweise erhöht. Da gemäß Konvention alle Ergebnisse <BG mit dem halben Zahlenwert der Bestimmungsgrenze dargestellt werden, kann dies in der Darstellung der Messstellen mit insgesamt geringem Konzentrationsniveau, das eigentlich deutlich unterhalb der erhöhten Bestimmungsgrenze liegt, zu einer Überbewertung der HCH-Konzentrationen führen. Diese Messwerte sind aus diesem Grund gesondert gekennzeichnet („<BG“).
Für die Messstelle OW1151 ergab die Sedimentprobe aus dem Zeitraum 25.10.12 bis 28.11.12 einen Wert von ΣHCH = 1176 mg/kg. Der Wert wurde sowohl im Labor als auch in der Datenverarbeitung überprüft und bestätigt. Aufgrund des singulären Charakters sowohl in zeitlicher als auch in räumlicher Hinsicht wurde dieser Wert jedoch als nicht repräsentativ angesehen und in der Darstellung nicht berücksichtigt.

In den Zuläufen zum oberen Spittelwasser (OW054, OW055) zeigt sich eine generelle Dominanz von β-HCH. Diese Zuflüsse aus dem Salegaster Forst weisen generell ein niedriges Konzentrationsniveau auf.
Die HCH-Konzentrationen am frischen schwebstoffbürtigen Sediment im Schachtgraben liegen am Beginn des Grabenverlaufs (SCR, OW1151) tendenziell niedriger als an der Messstelle OW0506 unterhalb des SCR, was insbesondere auf die Parameter α- und β-HCH zurückzuführen ist. Grund für diesen Effekt können Übergänge zwischen fester und flüssiger Phase sein, oder auch eine Veränderung der Gewässerschwebstoffe, die mit einer Veränderung des Sedimentationsverhaltens einhergeht. Weiterhin ist auch aufgrund der unterschiedlichen Sedimentprobenahmevorrichtungen (stationäres Sedimentbecken am SCR, Sedimentkasten im Gewässer an OW0506) eine Abweichung nicht auszuschließen. Eine abschließende Beurteilung des Effekts ist aufgrund der vorliegenden Daten nicht möglich, steht allerdings auch nicht im Vordergrund der Untersuchungen.
Die vorhandenen Schwankungen der HCH-Konzentrationen am frischen schwebstoffbürtigen Sediment lassen nicht auf systematische Effekte schließen, da keine übergreifenden Trends im Gewässersystem oder in Teilsystemen zu erkennen sind.

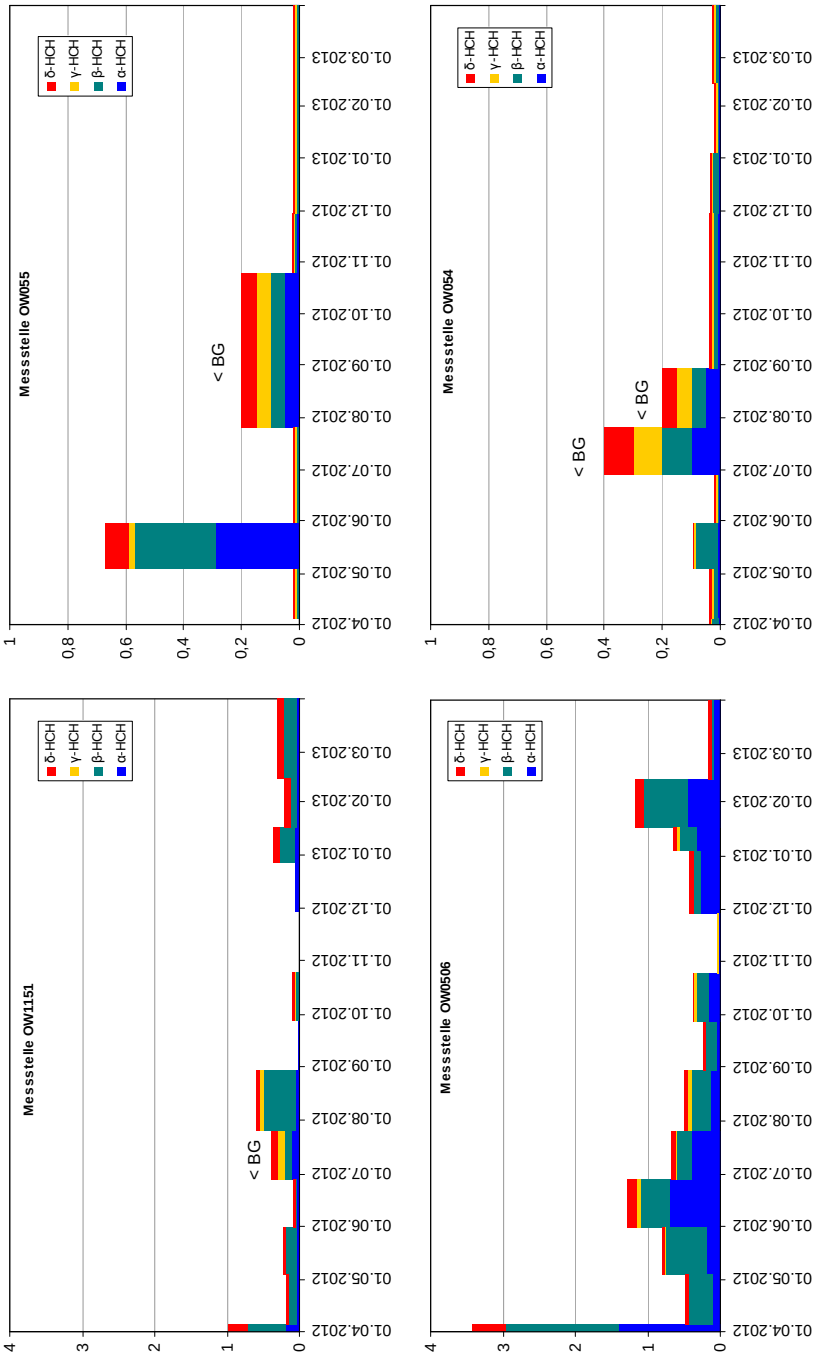


Abbildung 4.56 HCH-Konzentration [mg/kg] im frischen schwebstoffbürtigen Sediment in den Zuläufen zum Spittelwasser.

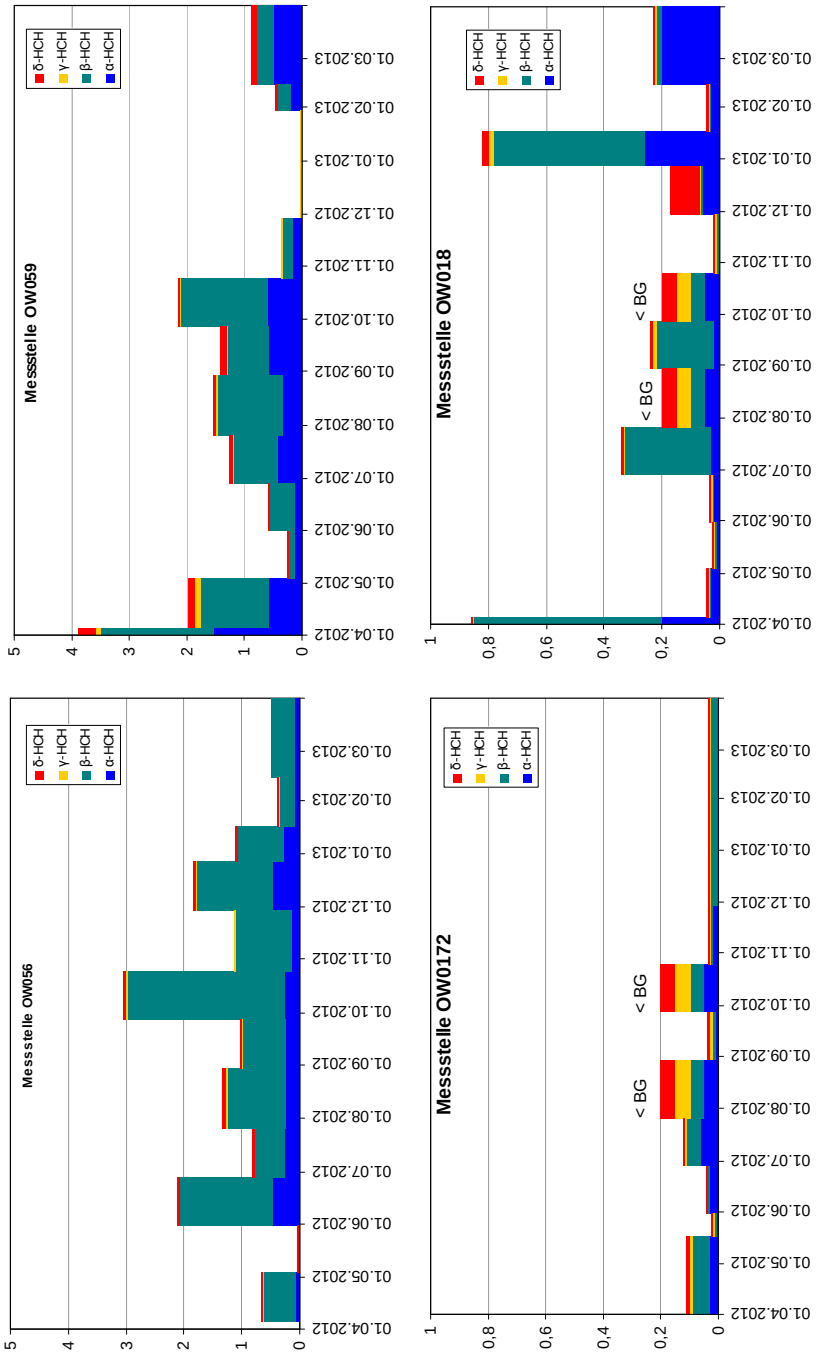


Abbildung 4.57 HCH-Konzentration [mg/kg] im frischen schwebstoffbürtigen Sediment in Spittelwasser und Mulde.

Die Daten aus dem Spittelwasser oberhalb (OW056) und unterhalb (OW059) der Einmündung des Schachtgrabens zeigen ein vergleichbares Bild, wobei der Anteil an β-HCH oberhalb des Schachtgrabens etwas höher liegt, was mit den Ergebnissen der Gesamtwasseranalytik übereinstimmt.
Da im Rahmen des Projekts durchgeführte Vergleichsuntersuchungen gezeigt haben, dass eine Frachtberechnung auf der Basis von Schwebstoffkonzentrationen und HCH-Konzentrationen am schwebstoffbürtigen Sediment gegenüber der Frachtbestimmung über die HCH-Konzentrationen entsprechender Gesamtwasserproben tendenziell eine Unterschätzung der Fracht ergeben, werden in allen frachtbezogenen Bewertungen für HCH jeweils nur die Gesamtwasseranalysen verwendet.

4.3.2 Dioxine und Furane

Neben den organischen Parametern, die auch in den Gesamtwasserproben analysiert worden sind, wurden am frischen schwebstoffbürtigen Sediment die Dioxine und Furane (PCDD/F) untersucht. Auf die Untersuchung dieses Summenparameters in der Gesamtwasserprobe wurde verzichtet, nachdem Prüfungen gezeigt hatten, dass lediglich an wenigen Messstellen Konzentrationsniveaus vorliegen, die mit verhältnismäßigem analytischem Aufwand quantitativ bestimmbar sind. Entsprechend werden alle Angaben zu Konzentrationen und Frachten der Dioxine und Furane über die Konzentrationen am frischen schwebstoffbürtigen Sediment ermittelt. Anhand von Probenmaterial der Messstellen OW0506 und OW056, an dem exemplarisch einzelne parallele Gesamtwasserproben auf PCDD/F analysiert worden waren, konnte gezeigt werden, dass für PCDD/F Minderbefunde der Gesamtfracht, die aus der Berechnung über die Schwebstoffkonzentration resultieren könnten, im Vergleich zu den HCH gering sind.

Die PCDD/F-Konzentrationen am frischen schwebstoffbürtigen Sediment sind für den gesamten Messzeitraum für alle Messstellen in Abbildung 4.58 und Abbildung 4.59 zusammengefasst. Für die Zuflüsse aus dem Salegaster Forst zeigt sich, dass die PCDD/F-Konzentrationen an Messstelle OW055 (Lobber, Mittelwert: 80 ng/kg) um ein Mehrfaches höher liegen als die an der Messstelle OW054 (Schlangengraben, Mittelwert: 13 ng/kg). Dieser Effekt ist durchgehend zu beobachten. Für den Zeitraum des Januarhochwassers zeigt sich an OW055 eine deutliche Abnahme der PCDD/F-Konzentrationen, was in abgeschwächter Form auch an OW054 zu beobachten ist. Grund hierfür ist der Zustrom von Muldewasser mit einem entsprechenden Verdünnungseffekt.
Wie auch für den Summenparameter HCH ist im Schachtgraben vom Beginn des Grabenverlaufs (OW1151, Mittelwert: 83 ng/kg) bis zur Messstelle OW0506 (Mittelwert: 387 ng/kg) eine deutliche Konzentrationszunahme am frischen schwebstoffbürtigen Sediment festzustellen.

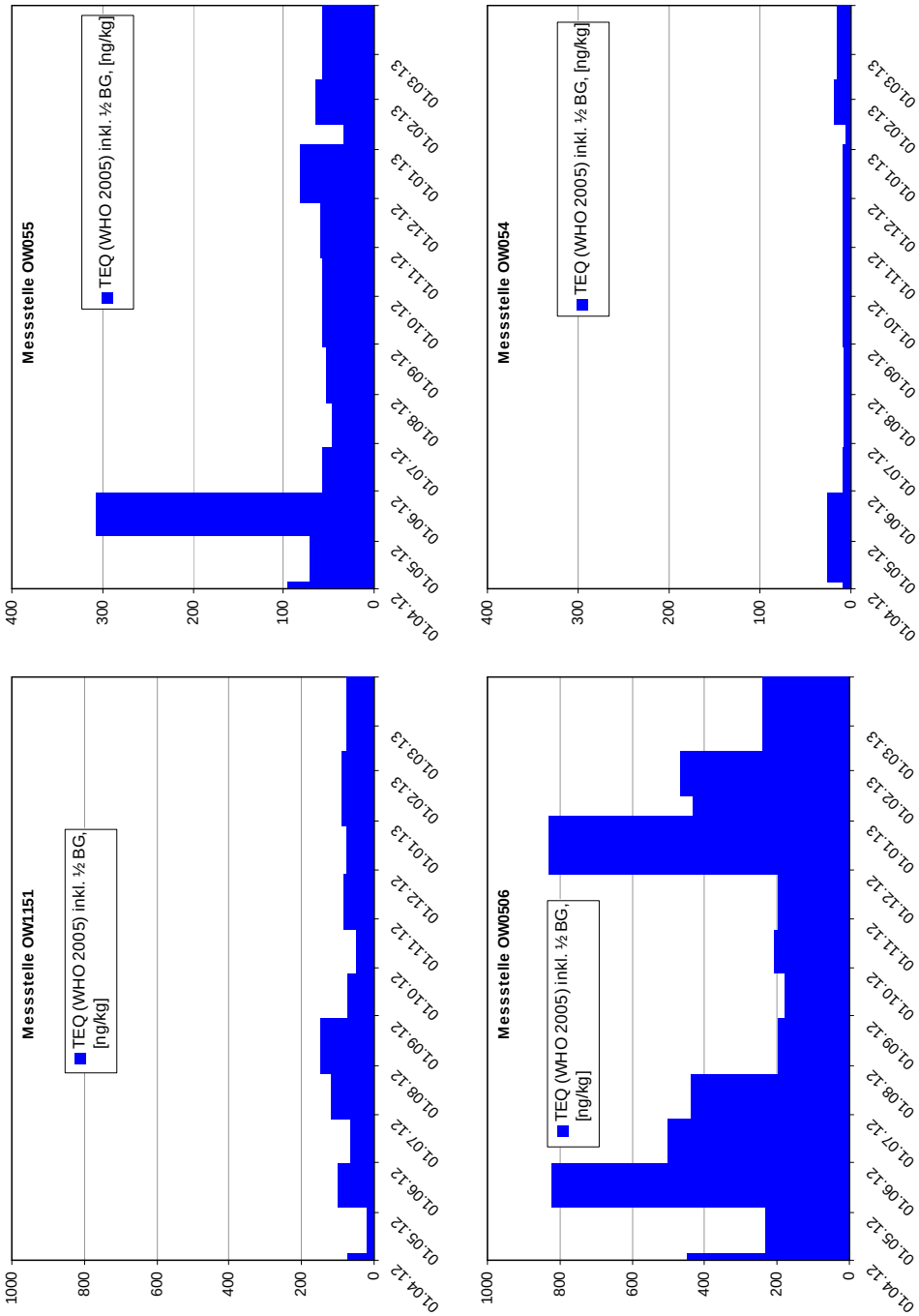


Abbildung 4.58 PCDD/F-Konzentration [TEQ (WHO-2005) ng/kg] im frischen schwebstoffbürtigen Sediment in den Zuläufen zum Spittelwasser.

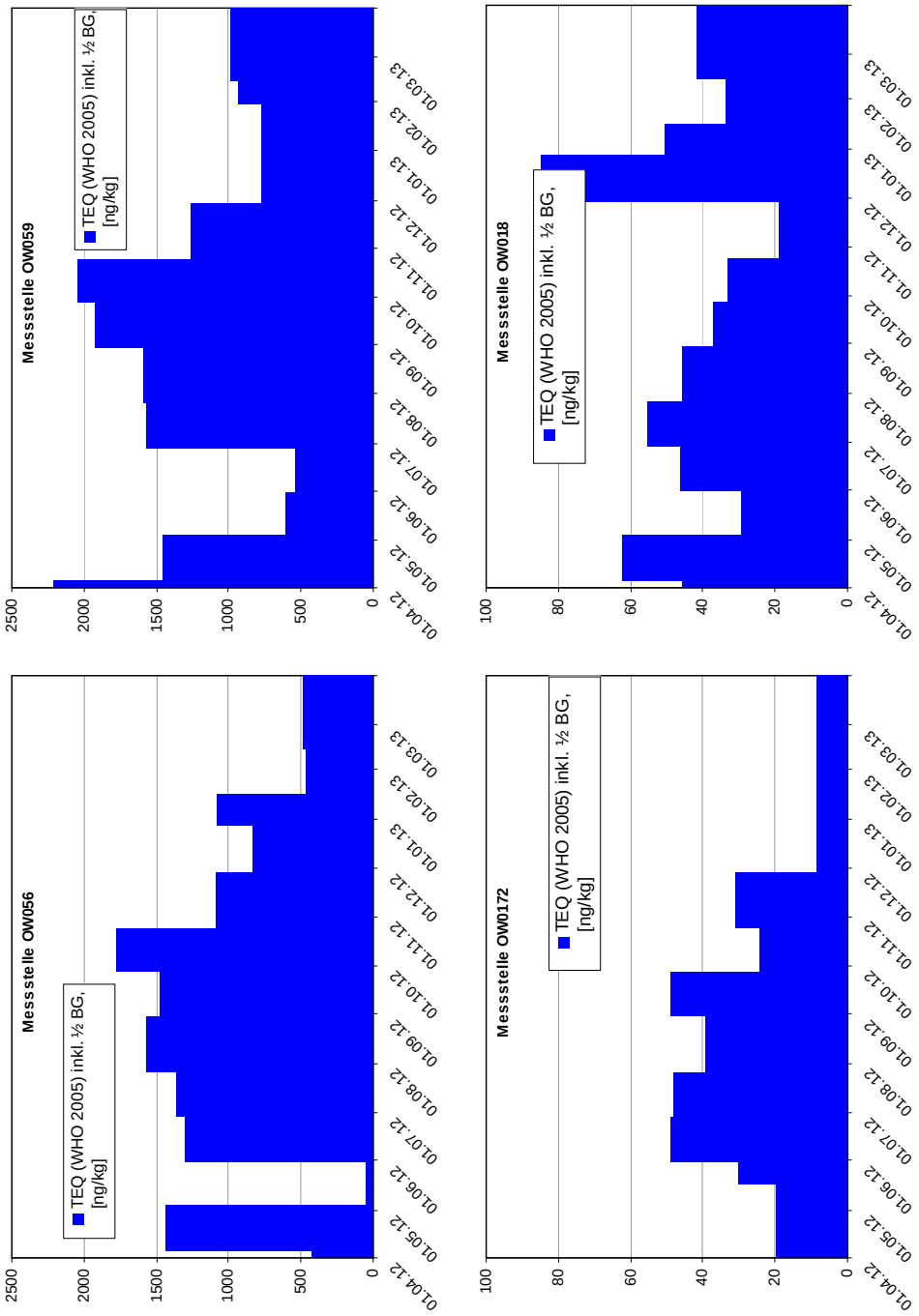


Abbildung 4.59 PCDD/F-Konzentration [TEQ (WHO-2005) ng/kg] im frischen schwebstoffbürtigen Sediment in Spittelwasser und Mulde.

Die PCDD/F-Konzentration am frischen schwebstoffbürtigen Sediment im Spittelwasser oberhalb der Schachtgrabeneinmündung (OW056, Mittelwert: 1053 ng/kg) ist gegenüber den Zuläufen OW054 und OW055 um ca. eine bzw. zwei Größenordnungen erhöht. Damit weist die Messstelle OW056 auch bereits nahezu das maximale Belastungsniveau im Beobachtungsraum auf. Die PCDD/F-Konzentrationen am Schwebstoff nehmen bis zum Muldedurchstich (OW059) nicht mehr substanziell zu. Die Ursache für die relativ hohen Konzentrationen in diesem Gewässerabschnitt ist unklar. Die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen (Abschnitt 6.4.2) zeigen, dass Sedimente des Gewässerschlauchs als dauerhafte Quelle schwebstoffgebundener Schadstoffe für das Gewässer nicht infrage kommen, da die Schadstoffmasse nicht ausreichend ist. Es ist jedoch in Betracht zu ziehen, dass diese Sedimentablagerungen aufgrund zyklischer Ablagerungs- und Erosionsvorgänge eine Art Zwischenspeicher darstellen.
Der Konzentrationsverlauf an der Messstelle OW059 unterhalb der Schachtgrabeneinmündung stimmt mit dem an OW056 sowohl vom Konzentrationsniveau als auch vom zeitlichen Verlauf in guter Näherung überein.

Die PCDD/F-Konzentrationen an den Muldemessstellen oberhalb (OW0172) und unterhalb (OW018) des Spittelwassers bewegen sich bis zum Dezember 2012 auf einem vergleichbaren Niveau, was für eine nicht unerhebliche Grundlast der Mulde auch unabhängig vom Spittelwasser spricht, wie sie auch in früheren Studien bereits festgestellt wurde. Für Dezember 2012 und Januar 2013 zeigt sich dann jedoch eine deutliche Zunahme der PCDD/F-Konzentrationen an den Schwebstoffen unterhalb der Spittelwassereinmündung, die sich bis zum Ende des Messprogramms fortsetzt. Dieser Effekt ist an der Messstelle OW0172 nicht zu beobachten, was darauf hinweisen könnte, dass der Effekt an OW018 auf den Einfluss des Spittelwasserzustroms zurückzuführen ist. Die Schlussfolgerung ist jedoch mit Vorsicht zu ziehen, da für den gesamten Zeitraum November 2012 bis April 2013 an OW0172 lediglich eine einzige Mischprobe gewonnen werden konnte, weil in der Zwischenzeit eine Bergung der Sedimentkästen aufgrund des hohen Wasserstands der Mulde unmöglich gewesen ist. Entsprechend liegt nur ein gemittelter Konzentrationswert vor und Verfälschungen der Probe sind nicht auszuschließen. So zeigt die Mischprobe von November 2012 bis April 2013 im Vergleich zu vorangegangenen Proben an OW0172 und zu zeitlich entsprechenden Proben an OW018 einen deutlich geringeren Feinkornanteil. Dies weist darauf hin, dass die Sedimentation vor allem dem Zeitraum des Hochwasserereignisses mit seinen hohen Strömungsenergien zuzuordnen ist und nachfolgend Feinsedimente kaum noch abgesetzt werden konnten, weil der Kasten bereits weitestgehend gefüllt war. Weiterhin ist auch für den betreffenden Zeitraum des ersten Quartals 2013 im Spittelwasser selbst keine Konzentrationserhöhung am schwebstoffbürtigen Sediment festzustellen.

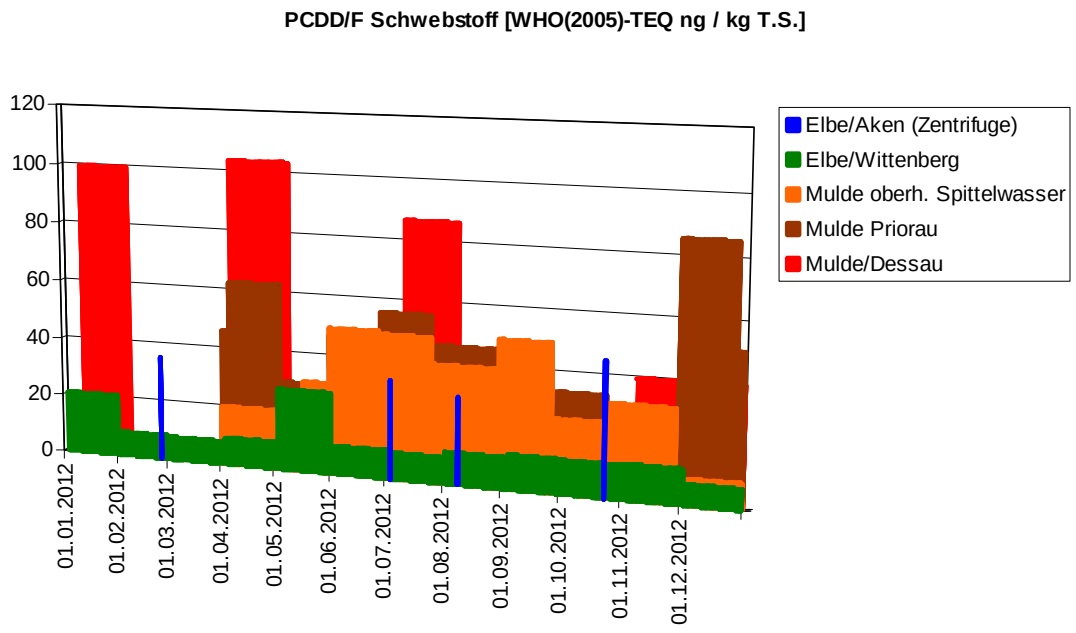


Abbildung 4.60 Vergleich der PCDD/F-Konzentrationen an Schwebstoffen von Mulde und Elbe. (Mulde oberh. Spittelwasser = OW0172, Mulde Priorau = OW018).

Betrachtet man den Zeitraum Jan. - Dez. 2012 für die Mulde und die Elbe (Abbildung 4.60), zeigt sich neben dem weitgehend gleichen Belastungsniveau der Mulde direkt oberhalb und direkt unterhalb der Spittelwassereinmündung (Priorau), dass die mittlere PCDD/F-Konzentration an den Schwebstoffen von Priorau bis Dessau eine Zunahme von ca. 45 ng/kg TEQ / kg auf ca. 82 ng/kg TEQ / kg (n=4, Daten LHW) erfährt. Auf dieser Fließstrecke befinden sich jedoch keine nennenswerten Zuflüsse zur Mulde noch konnten Feinsedimentablagerungen im Gewässerschlauch festgestellt werden, welche ein remobilisierbares Dioxin-Reservoir darstellen könnten. Die Konzentrationszunahme ist damit nur über diffuse Zutritte entlang des Fließwegs, wie z. B. Auswaschungen aus den Überflutungsflächen, erklärlich.
In der Elbe liegen die PCDD/F-Konzentrationen oberhalb der Muldeeinmündung (Station Wittenberg) bei im Mittel ca. 12 ng/kg TEQ / kg (n=12, Daten BfG / LHW) und damit um einen Faktor von ca. 7 niedriger als in der Mulde bei Dessau und um einen Faktor von ca. 4 niedriger als in der Mulde bei Priorau. Unterhalb der Muldeeinmündung stehen keine Daten aus Sedimentbecken oder -kästen zur Verfügung, so dass Zentrifugendaten vom Messpunkt Aken, links, verwendet werden. Die am mittels Zentrifuge gesammelten Material ermittelte PCDD/F-Konzentration beträgt im Mittel 36 ng/kg TEQ / kg (n=4, Daten LHW). Eine entsprechende Verdreifachung der Dioxinkonzentrationen an den Schwebstoffen ist jedoch nicht durch die in

demselben Zeitraum über die Mulde zuströmenden Schwebstoffe erklärbar, da die Schwebstofffracht der Mulde im Verhältnis zur Elbe sehr gering ist. Der Anteil der aus der Mulde stammenden Schwebstoffe an der Bilanzebene Aken liegt im einstelligen Prozentbereich. Dieser Sachverhalt wird im Zuge der Frachtermittlungen näher betrachtet (Abschnitt 5.2.5).
Ein direkter bilanzierender Vergleich zwischen den verschiedenen Bilanzebenen ist nur bedingt möglich, da die Probenahmeverfahren und der Probenahmezeitraum nicht immer gleich sind. Die Daten zeigen aber an, dass der Einfluss der aktuell über das Spittelwasser vermittelten Dioxin-Fracht weder in der Mulde noch in der Elbe die dominierende Dioxin-Quelle darstellt.

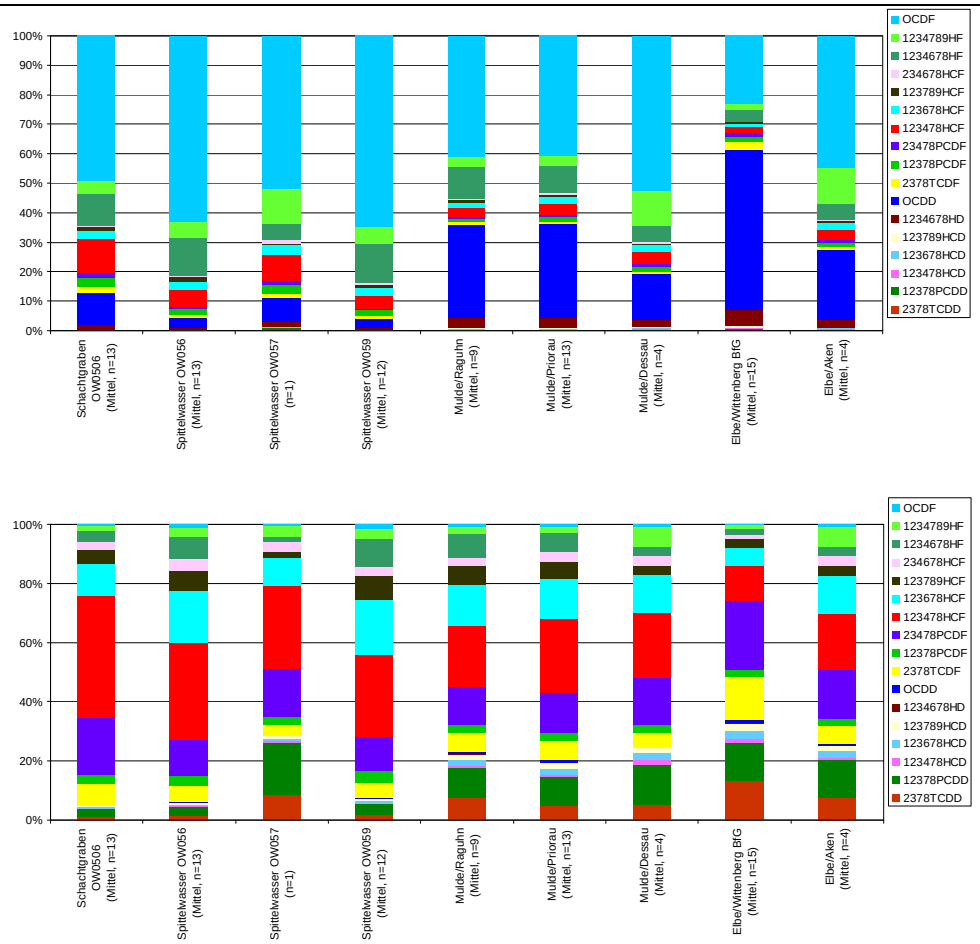


Abbildung 4.61 Kongenerenverteilung der PCDD/F im System Spittelwasser-Mulde-Elbe. Oben: Massen-Prozent; unten: WHO-TEQ-Prozent.

Betrachtet man die Kongenerenverteilung der Dioxine und Furane an den Schwebstoffen aus Schachtgraben, Spittelwasser, Mulde und Elbe im Vergleich (Abbildung 4.61), zeigen sich

spezifische Muster. Für die Darstellung wurden die Mittelwerte aller verfügbaren Daten für den Zeitraum Januar 2012 bis März 2013 verwendet. So gibt die Darstellung für die Messpunkte aus dem Messprogramm Frachtreduzierung Spittelwasser die Mittelwerte aller Schwebstoffproben des Messzeitraums wieder, was einer kontinuierlichen Schwebstoffbeprobung über 12 Monate entspricht. Vollständig abgedeckt ist auch der Untersuchungszeitraum für die Station Wittenberg durch die Messungen von BfG und LHW an den Schwebstoffproben aus dem stationären Absetzbecken. Für alle anderen Messpunkte sind die Mittelwerte der durch den LHW 2012 erhobenen Einzelwerte aus Monatsmischproben verwendet worden, wobei die Anzahl *n* der verwendeten Messwerte in der Grafik angegeben ist.
Insbesondere im Spittelwasser ist die typische Dominanz der Furane, vor allem des OCDF, deutlich ausgeprägt, etwas weniger stark im Schachtgraben. Demgegenüber zeigt die Mulde sowohl oberhalb (OW0172) als auch direkt unterhalb der Spittelwassereinmündung (OW018) eine deutlich abweichende Kongenerenverteilung, die auch eher der in der Elbe festgestellten Verteilung mit einem hohen OCDD-Anteil entspricht. Der aktuelle Einfluss des Spittelwasserzuflusses auf die PCDD/F-Beschaffenheit in der Mulde ist offenbar begrenzt. Im Mündungsbereich der Mulde bei Dessau zeichnet sich hingegen ein Muster, das wiederum eine etwas größere Ähnlichkeit mit dem Muster aufweist, welches im Spittelwasser angetroffen wird.
Die Elbe bei Wittenberg oberhalb der Muldeeinmündung weist eine Dominanz der Dioxine gegenüber den Furanen auf, wobei sich insbesondere das OCDD heraushebt. Unterhalb der Muldeeinmündung verschiebt sich hingegen das Kongenerenmuster wiederum in Richtung der Furane, was wahrscheinlich auf den aktuellen oder historischen Einfluss der Mulde zurückzuführen ist.
Die Ergebnisse für die Kongenerenverteilung in Elbe und Mulde stimmen in guter Näherung mit den Daten von 2003 überein (Umlauf et al. 2005), die in Abbildung 4.62 dargestellt sind.

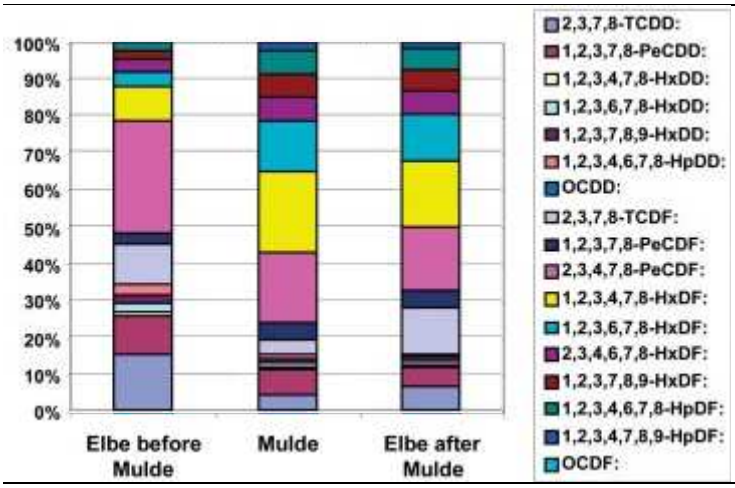


Abbildung 4.62 Kongenerenverteilung (WHO-TEQ) in der Mulde und der Elbe ober- und unterhalb der Muldeeinmündung nach Umlauf et al. (2005).

In Übereinstimmung mit den Werten nach Umlauf et al. (2005) zeigt sich auch eine Konzentrationszunahme an den Elbesedimenten unterhalb der Muldeeinmündung (Abbildung 4.63). Allerdings ist diese Konzentrationszunahme gemäß den aktuellen Daten weniger ausgeprägt als 2003. Die Konzentration der PCDD/F am Schwebstoff ist auf keinen Fall mit der Konzentration der schwebstoffgebunden PCDD/F im Wasser gleichzusetzen. Aufgrund der deutlich höheren Schwebstoffgehalte in der Elbe im Vergleich zur Mulde weichen diese Werte deutlich ab.

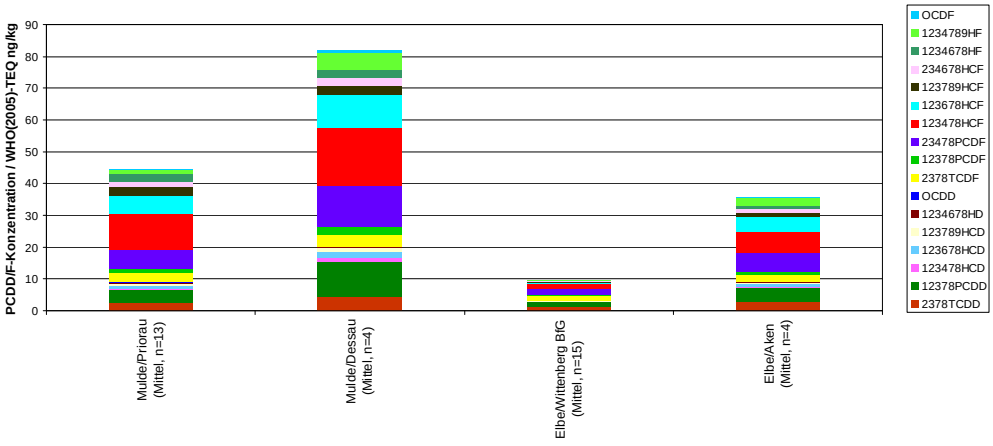


Abbildung 4.63 Toxizitätsäquivalente der PCDD/F an Schwebstoffen in Mulde und Elbe.

Von Interesse ist auch die zeitliche Entwicklung der Kongenerenmuster der Mulde ober- und unterhalb der Spittelwassereinmündung. Hierbei wird vor allem deutlich, dass während und unmittelbar nach dem Hochwasser im Januar 2013 (Monatsmischproben 11 und 12) eine Verschiebung des Kongenerenmuster unterhalb der Spittelwassereinmündung stattfindet. Diese Verschiebung geht mit einer Erhöhung der Gesamtkonzentration der PCDD/F einher. Die in diesem Zeitraum angetroffenen Kongenerenmuster weisen eine deutlich größere Ähnlichkeit mit dem Muster in den Spittelwasserproben auf als es während Normalabflussbedingungen der Fall ist. Im Spittelwasser ist in diesem Zeitraum zwar keine Erhöhung der Konzentrationen von Dioxinen und Furanen an den Schwebstoffen zu beobachten (Abbildung 4.59), der Konzentrationsanstieg in der Mulde unterhalb des Spittelwassers ist jedoch auch alleine durch eine größere Schwebstofffracht aus dem Spittelwasser erklärlich, welche eine höhere Belastung besitzt als die Muldeschwebstoffe.

Abbildung 4.64 Kongenerenverteilung der PCDD//F an Schwebstoffproben der Mulde oberhalb (Bild oben) und unterhalb der Spittelwassereinmündung (Bild unten).

Da die Dioxin-Konzentrationen am Feststoff keine direkte Schlussfolgerung auf die Dioxinkonzentration im Wasser zulassen, wurden diese über Multiplikation von Schwebstoffkonzentration der Gesamtwasserprobe und der Dioxinkonzentration am Schwebstoff ermittelt. Die Ergebnisse ausgedrückt als schwebstoffgebundene PCDD/F-Konzentration im Oberflächenwasser in pg TEQ (WHO-2005)/L sind in Abbildung 4.65 und Abbildung 4.66 für das System Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde dargestellt. In dieser Darstellung zeigen sich wesentlich größere Schwankungen der Dioxinkonzentration, was auf die relativ starken Schwankungen der gemessenen Schwebstoffkonzentrationen zurückzuführen ist.

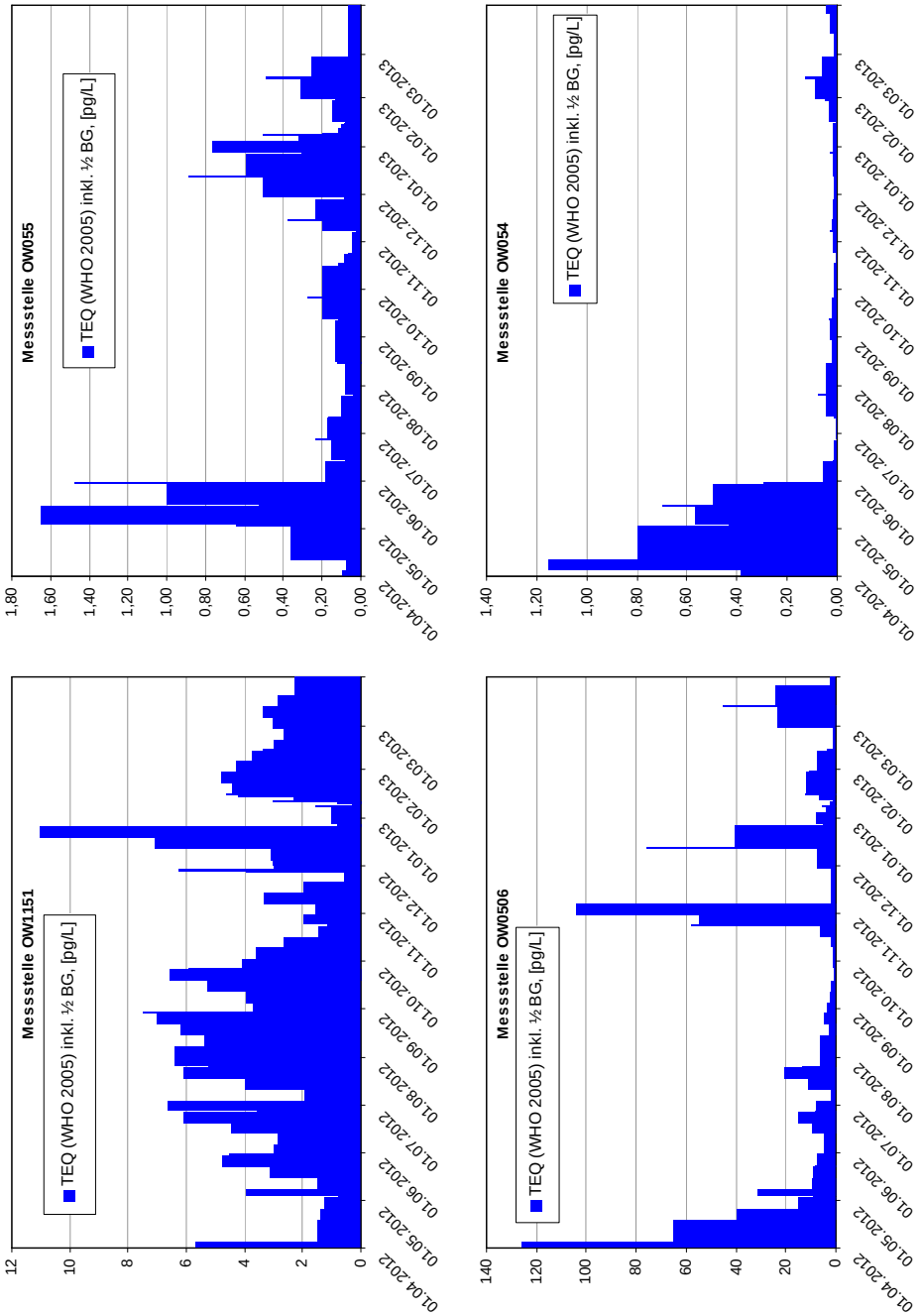


Abbildung 4.65 Schwebstoffgebundene PCDD/F-Konzentration umgerechnet auf Gesamtwassergehalt [TEQ (WHO-2005) pg/L] in den Zuläufen zum Spittelwasser.

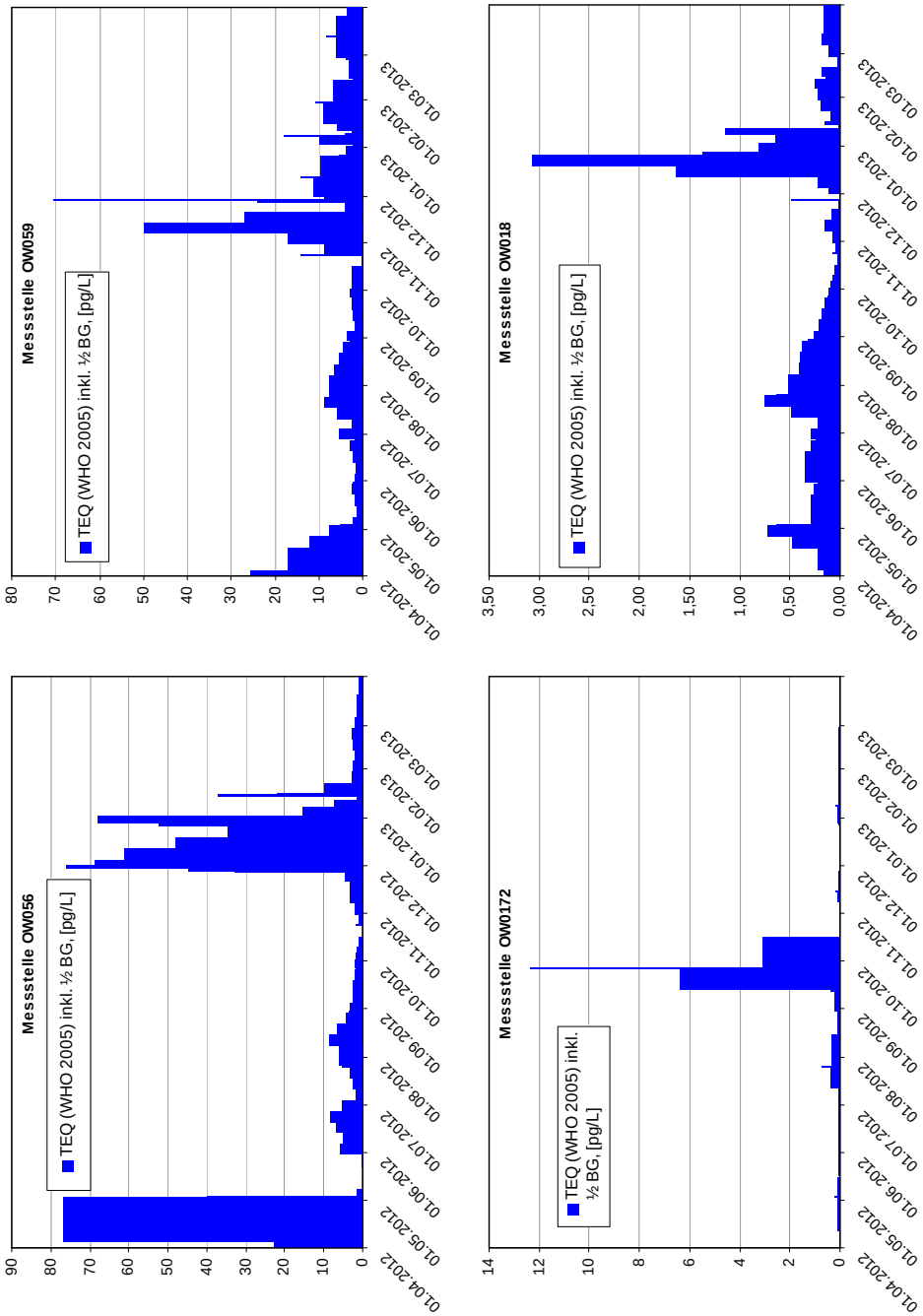


Abbildung 4.66 Schwebstoffgebundene PCDD/F-Konzentration umgerechnet auf Gesamtwassergehalt [TEQ (WHO-2005) pg/L] inSpittelwasser und Mulde.

4.3.3 Korngrößenverteilung

Die in den Sedimentkästen gesammelten Schwebstoffproben (Abschnitt 3.4) wurden, sofern das Probenmaterial nach dem Trocknen und der Durchführung der Feststoffanalytik ausreichend war, einer Korngrößenbestimmung unterzogen (Abschnitt 3.6).
Die Körnungslinien der untersuchten Proben sind in Abbildung 4.67 dargestellt. Daraus geht hervor, dass an den oberstromigen Messstellen, die den Salegaster Forst entwässern, überwiegend Fein- bis Mittelsande transportiert werden (Punkte, blaue Farben in Abbildung 4.67), während das frische schwebstoffbürtige Sediment im Schachtgraben durch Partikel der Schluff-Fraktion dominiert wird (Dreiecke, orange/braun). Die Korngrößen der im Spittelwasser mitgeführten Feststoffe decken hauptsächlich sowohl den Bereich von Schluff als auch Fein- und Mittelsand, während in der Mulde aufgrund der Fließgeschwindigkeiten der Schluffanteil zurücktritt und hauptsächlich Sand bis hin zu Kies transportiert wird (Quadrat, grün).

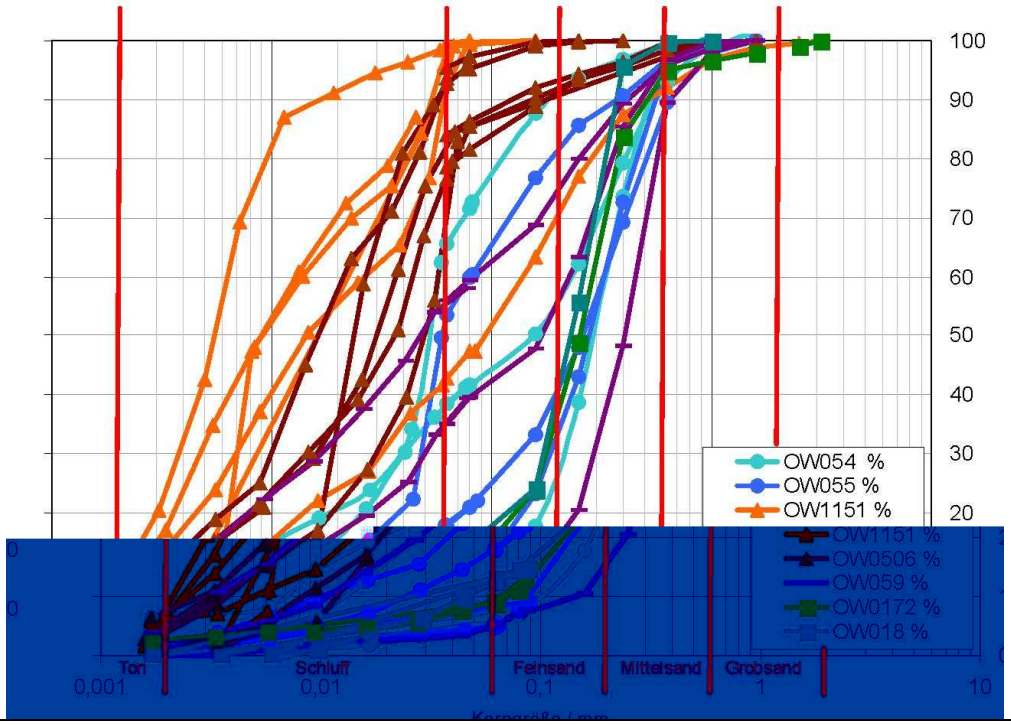


Abbildung 4.67 Körnungslinien aller untersuchten Proben aus den Sedimentkästen.

5 Frachtenermittlung Oberflächengewässer

Die Bilanzierung des Stofftransports über die verschiedenen Bilanzräume ist nur dann sinnvoll für das Gesamtsystem zu interpretieren, wenn die jeweiligen Frachten gegenübergestellt werden. Dieser Zielsetzung wurde bereits bei der Einrichtung des Messstellennetzes und der Festlegung des Messprogramms Rechnung getragen (Abschnitt 1). Nachfolgend werden auf der Grundlage der erhaltenen Ergebnisse Frachten ermittelt und diskutiert.

5.1 Methodik der Frachtermittlung

Wie eingangs beschrieben, orientierte sich das Projekt Frachtreduzierung methodisch und inhaltlich an elbeflussgebietsbezogenen Überwachungsprogrammen, um eine möglichst gute Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten und so die Ergebnisse für das System Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde hinsichtlich seiner flussgebietsbezogenen Relevanz einordnen zu können.
Die elbeflussgebietsbezogene Datengrundlage und Methodik für Frachtbetrachtungen wurde durch den LHW (Anlage 5) beschrieben (LHW 2012).
Für die Frachtbetrachtungen im Rahmen des Projekts Frachtreduzierung Spittelwasser sind die in den folgenden Abschnitten beschriebenen Berechnungsmethoden relevant. Diese beruhen auf der Auswertung der Gesamtwasseranalytik sowie der Schwebstoffanalytik.

In Übereinstimmung mit der FGG-Methodik gehen Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze in die Berechnung der Schadstoff-Jahresfracht mit dem halben Wert dieser Bestimmungsgrenze ein. Für die Berechnung der Schadstoff-Jahresfracht (F) wird anhand Gleichung (3) das Ergebnis mit der Stofffracht an der Bestimmungsgrenze (F_{BG}) verglichen.

$$F_{BG} = BG \cdot MQ_{Jahr} \cdot 0{,}0864 \cdot 365{,}25 \qquad (3)$$

MQ_{Jahr} = Mittlerer Jahresabfluss für das Kalenderjahr [m^3/s]

Wird eine Stofffracht berechnet, die kleiner als die Stofffracht an der Bestimmungsgrenze ist, dann ist es notwendig, anstelle des Wertes der Stofffracht nur eine Kennzeichnung vorzunehmen – kleiner als Stofffracht an der Bestimmungsgrenze. Falls $F < F_{BG}$ gilt, wird das Ergebnis mit „$< F_{BG}$“ angegeben.

5.1.1 FGG-Methode 1.1a_EP / 1.1a_WMP

$$F = \frac{MQ_{Jahr} \sum_{i=1}^{n} (C_i \cdot Q_i)}{\sum_{i=1}^{n} (Q_i)} \cdot 0{,}0864 \cdot 365{,}25 \qquad (4)$$

F = Schadstoff-Jahresfracht [t/a]
MQ_{Jahr} = Mittlerer Jahresabfluss für das Kalenderjahr [m^3/s]
C_i = Schadstoffkonzentration (Gesamtgehalte Wasserphase) [mg/L]
Q_i = Abfluss (mittlerer Tagesabfluss am Tag der Probenahme oder Mittelwert für die der Probenahme entsprechende Zeit) [m^3/s]

Die Berechnungsmethode beruht auf Gleichung (4) und entspricht gemäß FGG-Dokumentation der Standardmethode für alle Bezugsmessstellen auf der Grundlage der Gesamtwasseranalytik, d.h. der Wasseranalytik ohne Abtrennung von suspendierten Feststoffen (Abschnitt 3.5). Die Faktoren 0,0864 und 365,25 resultieren aus der Umrechnung der Einheiten der eingesetzten Messwerte.

5.1.2 FGG-Methode 2.1.1a)

$$F = \frac{MQ_{Jahr} \sum_{i=1}^{n} (C_{i(S)} \cdot S_i \cdot tMonat_i)}{\sum_{i=1}^{n} (MQ_{Monat})} \qquad (5)$$

F = Schadstoff-Jahresfracht [t/a]
MQ_{Jahr} = Mittlerer Jahresabfluss für das Kalenderjahr [m^3/s]
$C_{i(S)}$ = Schadstoffkonzentration aus den Schwebstoff-/Sedimentkästen (über Monatszeitrum gesammelt) [mg/kg]
S_i = Schwebstofffracht pro Tag, Gleichung (6) [t/d]
$tMonat_i$ = Tage pro Monat [-]
Q_i = Abfluss (mittlerer Tagesabfluss am Tag der Probenahme oder Mittelwert für die der Probenahme entsprechende Zeit) [m^3/s]

$$S_i = MQ_{Monat} \cdot C_{iafS} \cdot 0{,}0864 \qquad (6)$$

MQ_{Monat} = Mittlerer Monatsabfluss [m^3/s]
$C_{i(afS)}$ = Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe [mg/L]

Die Berechnungsmethode beruht auf Gleichung (5) und Gleichung (6). Sie entspricht gemäß FGG-Dokumentation der Standardmethode für alle Bezugsmessstellen auf der Grundlage der Schwebstoff- / Sedimentanalytik, wenn für die Messstelle (a) die Schwebstoffe über einen Monat mittels Sedimentkästen oder Schwebstoffbecken gesammelt wurden, (b) für die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe pro Monat jedoch lediglich ein Einzelwert vorliegt.
Diese Randbedingung gilt lediglich näherungsweise für die Messstelle OW0172. Der Beprobungszeitraum von einem Monat ließe sich hier aufgrund der eingeschränkten Zugänglichkeit bei hohen Muldewasserständen nicht durchgehend aufrecht erhalten. Im Übrigen stehen für diesen Messpunkt in der Regel zwei Analysen der abfiltrierbaren Stoffe zur Verfügung. Das Verfahren 2.1.1a) sollte somit ggf. durch Methode 2.1.1b) ersetzt werden, bei der variable Beobachtungszeiträume Verwendung finden (Abschnitt 5.1.3).

5.1.3 FGG-Methode 2.1.1b)

$$F = \sum_{i=1}^{n} C_{i(S)} \cdot S\ BZR_i \qquad (7)$$

$S\ BZR_i$ = Schwebstofffracht pro Beprobungszeitraum (BZR - Anzahl der Tage variiert) [t/Zeitraum]

Diese Berechnungsmethode (Gleichung (7)) entspricht grundlegend der Methode 2.1.1a), es gehen jedoch zeitlich hoch aufgelöste Messungen der abfiltrierbaren Stoffe ein. Im Rahmen des Messprogramms Frachtreduzierung Spittelwasser liegen zeitlich hoch aufgelöste Daten für alle Messstellen mit automatischen Probensammlern vor. Hier wurden jeweils in 0,5-Stunden Schritten Wasserproben entnommen, die automatisch zu Tagesmischproben zusammengefügt wurden, und sofern keine erhebliche zeitlich Variation abzusehen war im Labor zu Wochenmischproben. Nur wenn die Trübungsmessungen und hydrologischen Beobachtungen keine Variabilität der Gewässergüte anzeigten, wurde jede zweite Wochenmischprobe verworfen, um den Analytikumfang zu verringern. Das Kriterium der zeitlich hohen Auflösung ist somit als erfüllt zu betrachten.

5.1.4 Angewendete Methodik zur Frachtermittlung auf der Grundlage der Gesamtwasseranalytik

Für die Frachtermittlung aus den Konzentrationswerten der Gesamtwasserproben wurde ein Verfahren entwickelt, das die zum Teil unterschiedlich langen Probenahme-Intervalle berücksichtigt. So wurden für mehrere Stationen aus verschiedenen Gründen im Laufe des Untersuchungszeitraums Wochenmischproben, Tagesmischproben und händisch entnommene Einzelproben analysiert. Jedem Tag des Untersuchungszeitraums wurde der gemessene Konzentrationswert jedes gemessenen Parameters zugeordnet, entweder aus dem entsprechenden Wert der Wochenmischprobe, der Tagesmischprobe oder Einzelprobe des entsprechenden Tages. Den Tagen zwischen den Probenahme-Intervallen wurde jeweils die gemittelte Konzentration aus dem vorausgehenden und nachfolgenden Konzentrationswert verwendet.
Weiterhin wurde jedem Tag des Untersuchungszeitraums der mittlere Durchflussmesswert zugeordnet (Abschnitt 3.2.4). Durch Multiplikation der Tageskonzentrationswerte mit den Tagesdurchflusswerten wurden die Tagesfrachten der gemessenen Stoffe ermittelt.
Aus den Tagesfrachten wurden die für die Bewertung der Frachtbedingungen relevanten Summenwerte gebildet:

- Gesamtfracht $F_{Ges.}$ über den Beobachtungszeitraum von einem Jahr

  $$F_{Ges.} = (\sum_{i=1}^{n=365} c_i \cdot Q_i) \cdot 86{,}4 \cdot 10^{-6}$$

- Fracht $F_{HW-2013-1.}$ während des Hochwasserereignisses Januar 2013

  $$F_{HW-2013-1.} = (\sum_{HW-Jan.2013}^{n} c_i \cdot Q_i) \cdot 86{,}4 \cdot 10^{-6}$$

- Fracht $F_{HW-2012-12}$ während des Hochwasserereignisses Dezember 2012

  $$F_{HW-2012-12} = (\sum_{HW-Dez.2012}^{n} c_i \cdot Q_i) \cdot 86{,}4 \cdot 10^{-6}$$

- Jahresfracht F_{Basis} unter Normalabflussbedingungen

  $$F_{Basis} = F_{Ges.} - F_{HW\,2103-1} - F_{HW\,2012-12}$$

mit

n = Anzahl Tage Beobachtungszeitraum

F = Schadstofffracht [kg / *n* Tage]

C_i = Schadstoffkonzentration (Gesamtgehalte Wasserphase, Tageswert) [µg/L]

Q_i = Abfluss (mittlerer Tagesabfluss) [L/s]

Analog zur FGG-Methodik (5.1) werden Frachten nicht angegeben, wenn sie geringer sind als die Fracht an der Bestimmungsgrenze. Da im Beobachtungsraum extreme Unterschiede bezüglich der Durchflüsse vorliegen, würde dies sonst dazu führen können, dass z. B. in der Mulde Frachtwerte angegeben werden, die um ein Vielfaches größer sind als beispielsweise im oberen Spittelwasser, auch wenn sämtliche Konzentrationen in der Mulde unter der Bestimmungrenze gelegen haben.

5.1.5 Angewendete Methode auf der Grundlage der Schwebstoffanalytik

Die Fracht der schwebstoffgebunden Schadstoffe wurde auf der Grundlage der Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe in den Wasserproben sowie der Konzentrationen der einzelnen Stoffe an den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten des entsprechenden Zeitraums ermittelt. Hierbei wird die vereinfachende Annahme getroffen, dass die Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe der Gesamtschwebstoffkonzentration entspricht und dass die Schadstoffkonzentrationen am frischen schwebstoffbürtigen Sediment denen am Gesamtschwebstoff entsprechen. Diese Vereinfachung ist aufgrund der technischen Limitationen der Probenahme erforderlich und entspricht der gängigen Praxis. Analog der Frachtenermittlung auf Grundlage der Gesamtwasseranalytik wurde ein Verfahren angewendet, das die zum Teil unterschiedlich langen Probenahme-Intervalle berücksichtigt. Denn auch für die Schwebstoffanalytik wurde für mehrere Stationen aus verschiedenen Gründen im Laufe des Untersuchungszeitraums Wochenmischproben, Tagesmischproben und händisch entnommene Einzelproben analysiert.
Jedem Tag des Untersuchungszeitraums wurden dazu die gemessenen Konzentrationswerte der schwebstoffgebundenen Stoffkonzentration sowie die Konzentrationswerte der AFS zugeordnet. Diese wurden entweder aus dem entsprechenden Wert der Wochenmischprobe, der Tagesmischprobe oder der Einzelprobe des entsprechenden Tages übernommen. An den Tagen zwischen den Probenahme-Intervallen wurde, analog der Methodik aus Abschnitt 5.1.4, die gemittelte Konzentration aus dem vorausgehenden und nachfolgenden Konzentrationswert verwendet.
Mittels der Tageskonzentration an abfiltrierbaren Stoffen und der jeweiligen Schadstoff-konzentration aus den Schwebstoff-/Sedimentkästen, wurde zunächst die Tageskonzentration an schwebstoffbürtigen Schadstoffen in der Wasserphase berechnet.
Anschließend wurde jedem Tag des Untersuchungszeitraums der mittlere Durchflussmesswert zugeordnet (Abschnitt 3.2.4).
Durch Multiplikation der Tagesschadstoffkonzentration in der Wasserphase mit den Tagesdurch-flusswerten wurde abschließend die Tagesfracht an schwebstoffgebundenen Schadstoffen ermittelt.

Aus den Tagesfrachten wurden die für die Bewertung der Frachtbedingungen relevanten Summenwerte gebildet:

- Schwebstoffgebundene Schadstoffkonzentration in Wasserphase (C_i)
  $$C_i = (c_{i(afs)} \cdot c_{i(s)}) \cdot 10^{-3}$$
- Gesamtfracht $F_{Ges.}$ über den Beobachtungszeitraum von einem Jahr
  $$F_{Ges.} = (\sum_{i=1}^{n=365} c_i \cdot Q_i) \cdot 86{,}4 \cdot 10^{-6}$$
- Fracht $F_{HW-2013-1.}$ während des Hochwasserereignisses Januar 2013
  $$F_{HW-2013-1.} = (\sum_{HW-Jan.2013}^{n} c_i \cdot Q_i) \cdot 86{,}4 \cdot 10^{-6}$$
- Fracht $F_{HW-2012-12}$ während des Hochwasserereignisses Dezember 2012
  $$F_{HW-2012-12} = (\sum_{HW-Dez.2012}^{n} c_i \cdot Q_i) \cdot 86{,}4 \cdot 10^{-6}$$
- Jahresfracht F_{Basis} unter Normalabflussbedingungen
  $$F_{Basis} = F_{Ges.} - F_{HW\,2103-1} - F_{HW\,2012-12}$$

mit

C_i = Schadstoffkonzentration (Gesamtgehalte Wasserphase, Tageswert) [µg/L]

$C_{i(afS)}$ = Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe [mg/L]

$C_{i(S)}$ = Schadstoffkonzentration aus den Schwebstoff-/Sedimentkästen (über Monatszeitraum gesammelt) [mg/kg]

n = Anzahl Tage Beobachtungszeitraum

F = Schadstofffracht [kg/ *n* Tage]

Q_i = Abfluss (mittlerer Tagesabfluss) [L/s]

Analog zur FGG-Methodik (5.1) werden Frachten nicht angegeben, wenn die zugehörigen Werte für die schwebstoffgebundene Schadstoffkonzentration geringer sind als die angegebene Bestimmungsgrenze oder wenn Durchflussdaten (z.B. für OW055 und OW054) während der Hochwasserereignisse nicht vorliegen.

5.2 Ergebnisse stoffspezifische Frachtermittlung

5.2.1 Frachtenermittlung Hexachlorcyclohexan

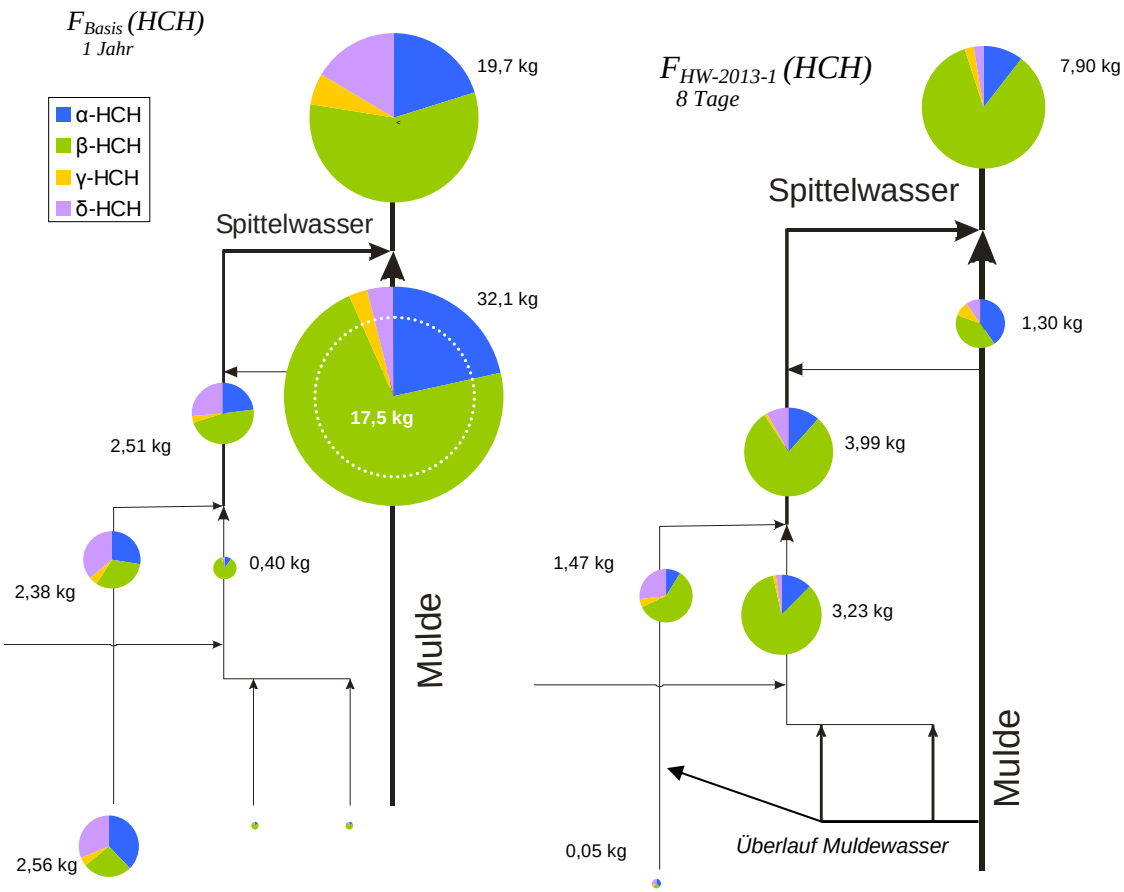


Abbildung 5.1 Jahresfracht der HCH-Isomeren unter Normalbflussbedingungen (links) und HCH-Fracht während des Januar-Hochwassers (rechts) vom 6. Januar bis 13. Januar. Weitere Erläuterung im Text.

Abbildung 5.1 gibt die HCH-Frachten im System Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde für Normalabflussbedingungen (links, $F_{Basis}(HCH)$) wieder, welche den Frachten des gesamten Untersuchungszeitraums (01.04.2012 bis 31.03.2013) abzüglich Frachten der Zeiträume der Hochwasserereignisse (25.12. – 27.12.2012; 06.01. - 13.01.2013) entsprechen. Dem sind die Frachtwerte des Januarhochwassers gegenübergestellt ($F_{HW-2013-1}(HCH)$).
Für die Frachtwerte der Mulde unter Normalabfluss ist festzustellen, dass mit Einmündung des Spittelwassers ein Rückgang dargestellt wird. Dieses Ergebnis ist jedoch vor dem Hintergrund zu relativieren, dass die Messungen an OW0172 oberhalb der Einmündung des Spittelwassers

ausschließlich an händisch genommenen Einzelproben durchgeführt wurden, während die Probenabdeckung des Abflussgeschehens an OW018 durch den Einsatz eines automatischen Probensammlers mit Wochenmischproben deutlich höher ist. Tatsächlich führt der Einzelmesswert vom 30. Januar 2013 (vgl. Fehlerbetrachtung Abschnitt 4.2.11) zu einer starken Beeinflussung des rechnerisch ermittelten Werts der mittleren Jahresfracht an OW0172. Wird zu Vergleichszwecken der Messwert vom 30. Januar 2013 aus dem Datensatz eliminiert, ergibt sich für OW0172 lediglich eine mittlere Jahresfracht von 17,5 kg HCH. Dieser Wert wäre mit den Werten für OW057 und OW018 in hohem Maße konsistent: entsprechend wäre eine Konzentrationszunahme mit Einmündung des Spittelwassers um ca. 2,2 kg (ca. 12 %) festzustellen, welche in guter Näherung der über das Spittelwasser vermittelten Fracht entspräche. Der Wert ist in der Abbildung 5.1 als weißer Kreis dargestellt.
Entsprechend dieser Einzelbetrachtung ist anzunehmen, dass die Basisfracht für HCH an OW0172 über die rechnerische Ermittlung tatsächlich überschätzt wird. Demzufolge ist eine Senke für die HCH-Belastung zwischen OW0172 und OW018 nicht anzunehmen. Dies stimmt auch mit den Ergebnissen der Sedimentuntersuchung in Mulde und Spittelwasser überein (Abschnitt 6.4).

In Schachtgraben und unterem Spittelwasser liegen die Frachten von HCH unter Normalabfluss-bedingungen über den Untersuchungszeitraum von einem Jahr bei ca. 2,5 kg. Der Zufluss aus dem oberen Spittelwasser findet sich nicht in einer signifikanten Frachtzunahme zwischen OW056 und OW057 wieder, jedoch zeichnet sich ab, dass mit dem Zufluss des durch β-HCH geprägten Zuflusses aus dem Salegaster Forst eine entsprechende Verschiebung der Isomerenverteilung der HCH von Schachtgraben zu Spittelwasser stattfindet. Der Anteil von δ-HCH, der vom SCR an relativ hoch ist, geht vom Schachtgraben ins Spittelwasser leicht zurück. Dennoch führt die über das Spittelwasser vermittelte δ-HCH-Fracht zu einer deutlichen relativen Zunahme dieses Parameters im Isomerenspektrum in der Mulde.

Das Diagramm mit den Hochwasserfrachten von HCH zeigt ein stark abweichendes Bild im Vergleich zum Normalabflussregime. Die Fracht über SCR ist aufgrund der weitgehend stabilen Konzentrationsbedingungen (Abschnitt 4.2.1) und der weitgehend stabilen Abflussbedingungen (Abschnitt 4.1.1) während des Hochwassers proportional zum kürzeren Betrachtungszeitraum geringer als über den Normalabflusszeitraum.
Für die Messstellen OW054 und OW055 können über den Zeitraum des Hochwassers keine Angaben zur Fracht gemacht werden, da diese Messstellen wegen Überflutung unzugänglich waren. Die vom Salegaster Forst zuströmende Fracht ist daher ausschließlich über die Messstellen OW056 und OW0506 zu bilanzieren. Tatsächlich zeigt sich, dass über OW056 während des zeitlich begrenzten Hochwasserereignisses (acht Tage) eine HCH-Fracht vermittelt wurde, die nahezu um eine Größenordnung höher liegt als die, die über das gesamte Jahr bei Normalabflussbedingungen abgeführt worden ist. Zudem liegt die Hochwasserfracht an OW056 um ca. zwei Größenordnungen über der, die dem System in demselben Zeitraum über den SCR

zugeflossen ist. Zurückzuführen ist diese extreme Zunahme auf den Übertritt von Muldewasser im Bereich des Salegaster Forsts. Die Mulde überflutet hier das Gelände großflächig und fließt dann über das Spittelwasser und Schachtgraben ab (Abschnitt 4.1.2). Die gegenüber der Mulde deutlich höhere HCH-Fracht, die über OW056 abfließt, zeigt dabei an, dass im Verlauf der Passage durch die Überflutungsflächen des Salegaster Forsts offensichtlich HCH mobilisiert werden. Dies wird auch dadurch bestätigt, dass auch in der Zeit des Muldeübertritts die typische Isomerenverteilung des Bereichs Salegaster Forst mit einer sehr starken Dominanz des Parameters β-HCH angetroffen wird.
In Übereinstimmung mit den Frachtwerten spiegelt sich die Isomerenverteilung des oberen Spittelwassers (OW056) für den Zeitraum des Januar-Hochwassers auch im weiteren Verlauf des Spittelwassers und auch in der Mulde unterhalb der Einmündung des Spittelwassers wieder, was aber wiederum auch auf die HCH-Fracht des übergetretenen Muldewassers zurückzuführen sein kann.

5.2.2 Frachtenermittlung DDX

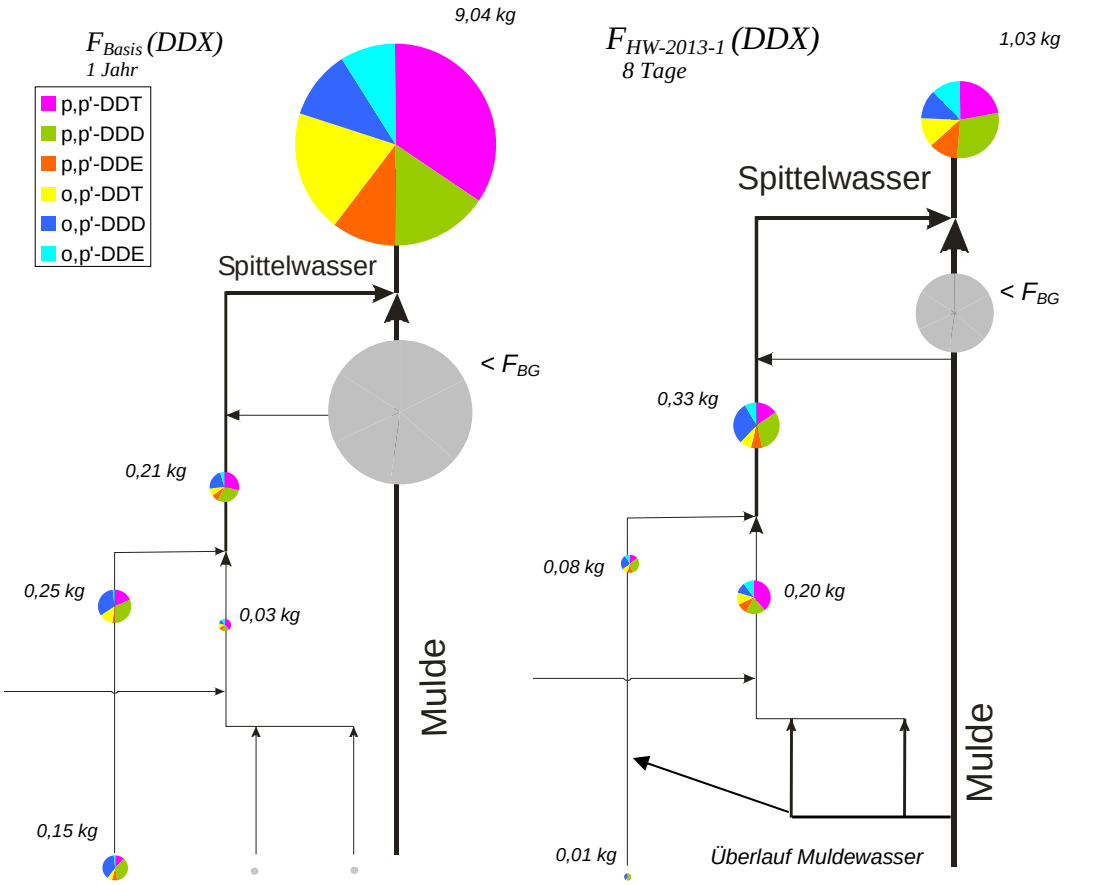


Abbildung 5.2 Jahresfracht der DDX-Isomeren (links) und DDX-Fracht während des Hochwassers (rechts) vom 6. Januar bis 13. Januar entlang des Schachtgraben und Spittelwassers bis zur Einmündung in die Mulde. Die Frachten die der Fracht an der Bestimmungsgrenze entsprechen sind grau dargestellt und mit der Kreisgröße, die dem rechnerischen Frachtwert für den halben Konzentrationswert der Bestimmungsgrenze entspricht.

Die Ermittlung der Frachten der DDX ist aufgrund der durchweg sehr niedrigen Konzentrationen mit größeren Unsicherheiten behaftet. An den Messstellen, an denen zu keinem Zeitpunkt einer der DDX-Parameter oberhalb der Bestimmungsgrenze auftrat, können sich bei Verwendung der halben Bestimmungsgrenze als Konzentrationswert sehr große relative Frachten ergeben, wenn ein hoher Durchfluss vorliegt. Dies hat sich im vorliegenden Fall für die Messstelle OW0172 (Mulde, Raguhn) ergeben, wo die sogenannte Fracht an der Bestimmungsgrenze F_{BG} als grauer Kreis dargestellt ist.

Die Konzentrationswerte im System sind durchweg als gering einzuschätzen (Abschnitt 4.2.10). Aufgrund der hohen Durchflüsse ergeben sich jedoch in Mulde unterhalb des Spittelwassers auch bei den relativ geringen Hintergrundkonzentrationen deutlich höhere Frachten als in den Abschnitten des Spittelwassersystems. Hier wird, wie für die HCH, bei relativ gleichbleibendem Zulauf über den SCR eine erhebliche Fracht über den Zulauf der Mulde zum oberen Spittelwasser festgestellt, die mit dem extremen Anstieg des Durchflusses und mit einer Mobilisierung von DDX aus den Überflutungsflächen des Salegaster Forsts in Zusammenhang steht.

5.2.3 Frachtenermittlung Zinnorganika

Die Fracht über das obere Spittelwasser / Salegaster Forst spielt für die Zinnorganikfrachten im Spittelwasser nur eine untergeordnete Rolle (Abbildung 5.3). Der weitaus größte Anteil gelangt unter Normalabflussbedingungen über den SCR in das System Schachtgraben und gelangt so weitgehend unverändert in die Mulde. Der Anteil der über das Spittelwasser vermittelten Fracht an der Gesamtfracht der Mulde ist aber verhältnismäßig gering (ca. 10%), da die Mulde bereits oberhalb der Einmündung des Spittelwassers eine erhebliche Zinnorganikfracht führt.

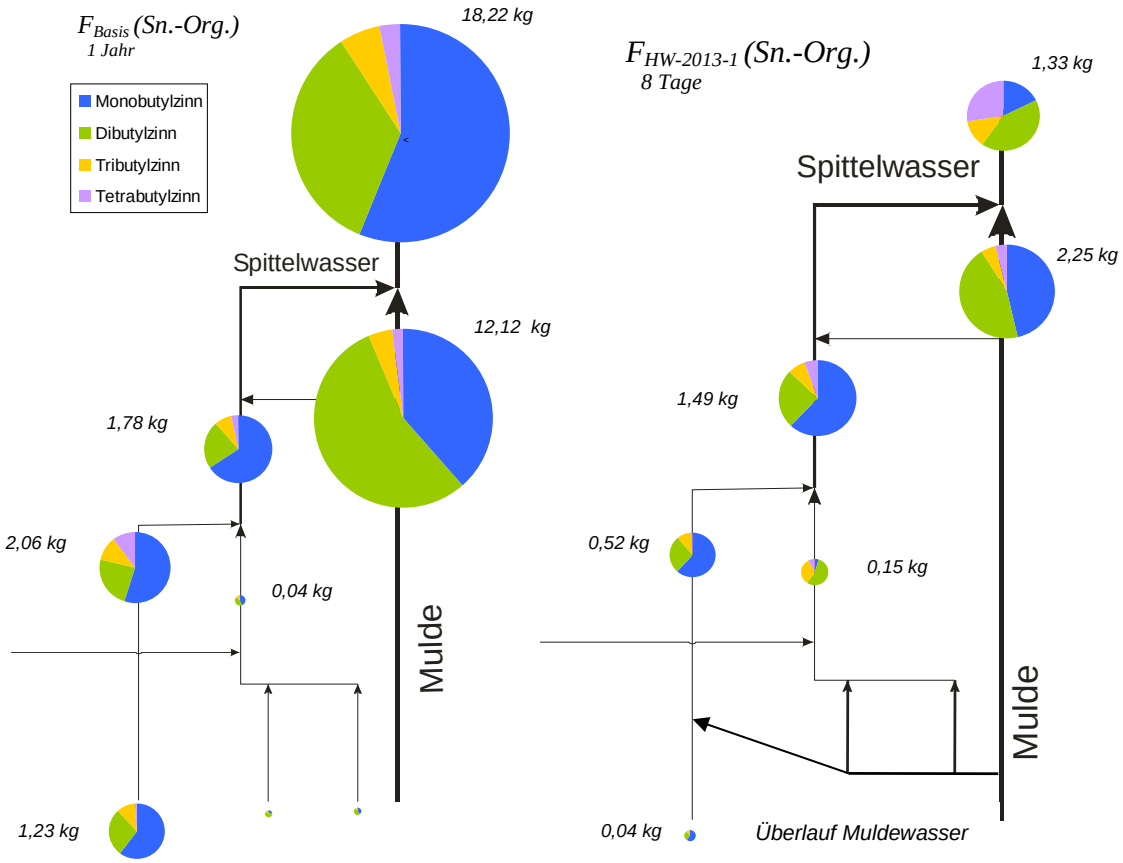


Abbildung 5.3 Jahresfracht der einzelnen Zinnverbindungen (links) und Fracht während des Hochwassers (rechts) vom 6. Januar bis 13. Januar entlang des Schachtgraben und Spittelwassers bis zur Einmündung in die Mulde.

5.2.4 Frachtenermittlung suspendierte Schwebstoffe

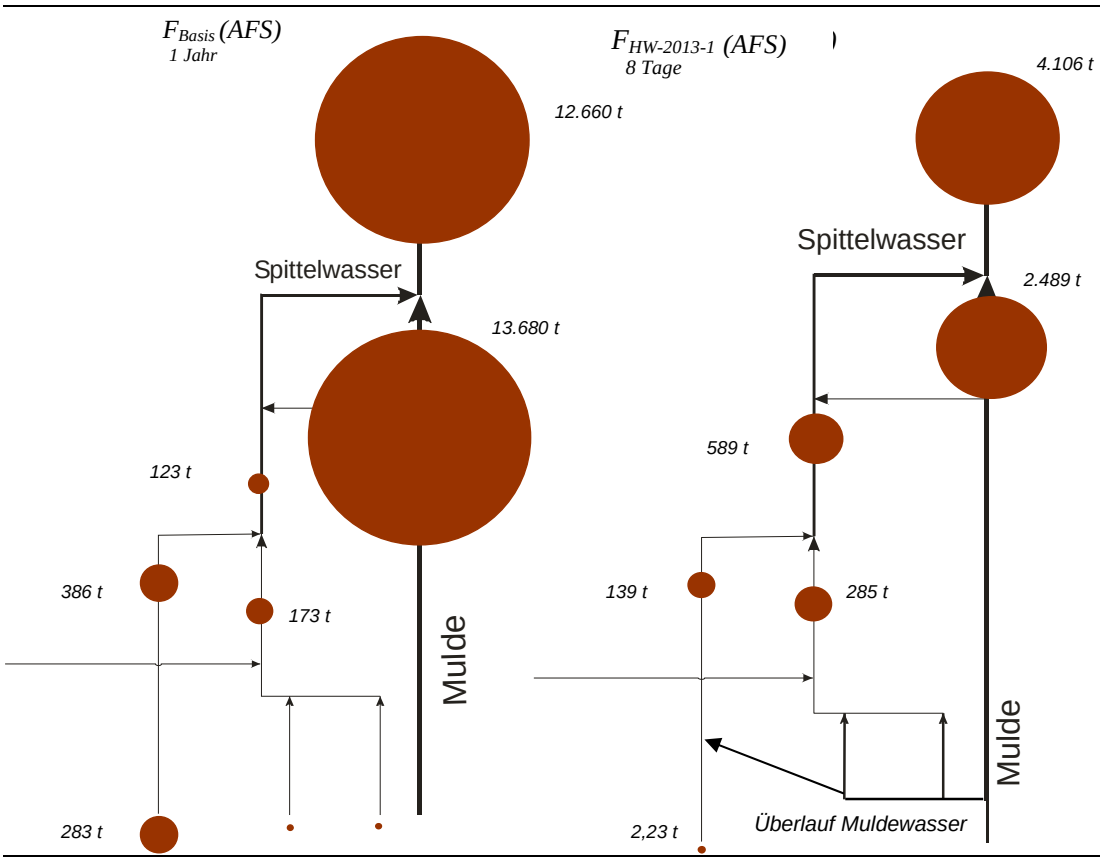


Abbildung 5.4 Jahresfracht der suspendierten Feststoffe (links) und Fracht während des Hochwassers (rechts) vom 6.Januar bis 13. Januar entlang des Schachtgraben und Spittelwassers bis zur Einmündung in die Mulde.

Die Betrachtung der Fracht der suspendierten Feststoffe im System Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde kommt eine besondere Bedeutung zu, da alle betrachteten Schadstoff-parameter im Fließgewässer bevorzugt an Feststoffe gebunden transportiert werden. Unter Normalabflussbedingungen zeigt sich eine relativ hohe Schwebstofffracht im Schachtgraben, der durch die hohen Anteile an Eisenflocken eine charakteristische rote Farbe besitzt. Die Schwebstofffracht im Spittelwasser unterhalb der Einmündung des Schachtgrabens beträgt nur noch ca. ein Drittel der Schwebstofffracht des Schachtgrabens. Zur Erklärung dieser Beobachtung kommen eine Sedimentation oder eine Auflösung von Flocken aufgrund der

veränderten physikalisch-chemischen Bedingungen nach dem Zusammenfließen von Spittelwasser und Schachtgraben infrage. Da in diesem Bereich des Spittelwassers jedoch keine maßgeblichen Mengen von Sedimenten im Gewässerbett angetroffen werden (Abschnitt 6.4.2), kann es sich in keinem Fall um eine langfristige Deposition handeln. Möglicherweise kommt es zu einer Akkumulation und kurzfristigen Ablagerungen an der Gewässersohle, die bereits vom nächsten Hochwasserereignis wieder ausgeräumt werden.
Dies würde auch mit der beim Hochwasserereignis im Januar 2013 beobachteten Zunahme der Schwebstofffrachten entlang des Fließwegs Schachtgraben-Spittelwasser übereinstimmen.

Der Vergleich zwischen Hochwasserabfluss und Normalabfluss belegt, dass während des achttägigen Hochwasserereignisses im Januar 2013 eine nahezu fünffach größere Masse von Schwebstoffen (589 t) durch das untere Spittelwasser (OW057) verfrachtet wurde als im gesamten einjährigen Untersuchungszeitraum unter Normalabflussbedingungen (123 t). Auch im oberen Spittelwasser liegt die während des Hochwasserereignisses verfrachtete Schwebstoffmasse 65 % höher als die, die über das Gesamtjahr bei Normalabfluss verfrachtet wurde. Im Schachtgraben beträgt die verfrachtete Masse während des Hochwassers immerhin noch rund ein Drittel der Jahresfracht unter Normalabfluss.
In der Relation bestätigt diese Gegenüberstellung unter Berücksichtigung des überwiegend feststoffgebundenen Transports der untersuchten Schadstoffparameter die in den oben stehenden Abschnitten dargelegten hohen Schadstofffrachten im Verlauf des Hochwassers, auch wenn die Partikelfracht im Spittelwassersystem bei Hochwasser zum größten Teil die mitgeführten Partikel im übergetretenen Muldewasser herrührt. Das Durchfließen von Muldewasser an OW056 beginnt gemäß Abbildung 4.8 gut erkennbar zur Tagesmitte des 6. Januar 2013.

Für die Diskussion erosiver Prozesse im Verlaufe von Hochwässern und deren Beitrag zur Schadstoffmobilisierung sind die Absolutwerte der transportierten Schwebstoffe zu diskutieren. So beläuft sich die Gesamtmasse der Schwebstoffe über das Hochwasserereignis an der Messstelle OW056 bei Jeßnitz auf 285 t. Sie setzt sich aus den mit dem Mulde-Wasser antransportierten Schwebstoffen und den im Gesamtbereich der Überflutungsflächen und Wasserläufe im Salegaster Forst erodierten Feststoffen zusammen. Der Anteil der Erosion lässt sich nicht direkt ermitteln, so dass hier nur ein indirekter Rückschluss möglich ist.
Während desselben Zeitraums des Hochwassers sind 40 Mio. m³ Wasser durch das obere Spittelwasser abgeflossen. Der Mittelwert der Schwebstoffkonzentration im Muldewasser bei Messstelle OW0172 liegt bei 9,3 mg/L, wobei der Höchstwert zu Beginn des Hochwassers mit 18,4 mg/L gemessen wurde. Unter Vernachlässigung dieses Höchstwerts lässt sich eine Basisschwebstoffkonzentration im übergetretenen Muldewasser in OW056 abschätzen, die bei ca. 6 mg/L liegt. Auf der Basis dieser Abschätzung ist davon auszugehen, dass mindestens 240 t oder ca. 85 % der Hochwasser-Schwebstofffracht auf das übergetretene Muldewasser zurückzuführen sind. Da die Schätzung sehr vorsichtig ist, liegt der Anteil wahrscheinlich aber noch deutlich höher.

5.2.5 Frachtermittlung schwebstoffgebundener Dioxine und Furane

Die PCDD/F-Frachten über die verschiedenen Bilanzebenen wurden über die Multiplikation der PCDD/F-Konzentrationen am frischen schwebstoffbürtigen Sediment aus den Sedimentkästen und den Schwebstoffkonzentrationen aus den Wasserproben sowie den entsprechenden Durchflusswerten ermittelt (Abschnitt 5.1.5). Hierbei wurden für alle Faktoren Tageswerte ermittelt, wobei für die Tages-Konzentrationswerte der jeweiligen Parameter am Schwebstoff die Konzentrationswerte der jeweiligen (Monats-)mischprobe verwendet wurden. Für die Durchflüsse lagen tagesgenaue Werte aus den Drucksondenmessungen vor. Für die Schwebstoffkonzentrationen wurde soweit vorhanden der jeweilige Tages- oder Wochenwert verwendet und andernfalls der Mittelwert des letzten vorangegangenen Werts und des nächsten nachfolgenden Werts.

Tabelle 5.1 Statistik der Datensätze für Messstelle OW056

	n	Mittelwert	Standard-abweichung	Variations-koeffizient	Minimum	Median	Maximum
Durchfluss [L/s]	365	1754	9987	5,7	72,1	245,5	100458
AFS [mg/L]	365	14,6	22,1	1,5	0,05	4,2	92
PCDD/F [pg/g]	365	1054	504,7	0,48	49,9	1090	1780

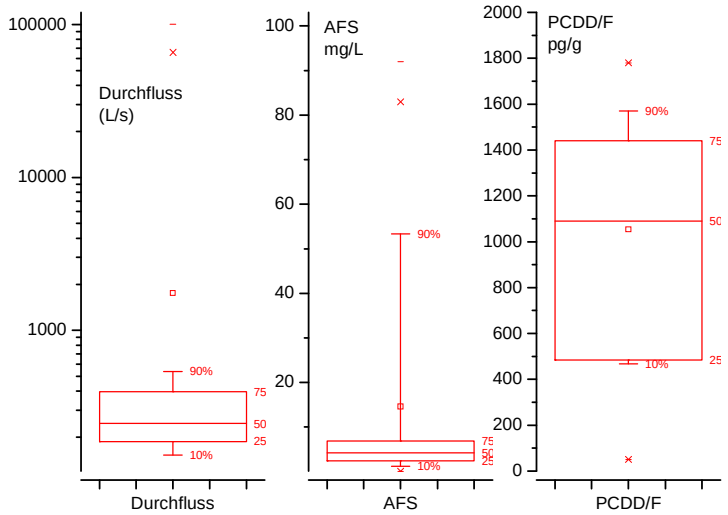


Abbildung 5.5 Statistik der Datensätze für Messstelle OW056

Der Blick auf die Statistik des exemplarisch dargestellten Datensatzes der Messstelle OW056 zeigt, dass sich die Zeitreihen der drei Faktoren, die in die Frachtberechnung eingehen, grundsätzlich unterscheiden (Tabelle 5.1, Abbildung 5.5). Während die PCDD/F-Konzentrationen geringfügig und relativ gleichförmig um ihren Medianwert streuen, sind die Schwebstoffkonzentrationen und die Durchflüsse durch wenige extrem hohe Werte geprägt. Insbesondere der sehr hohe Variationskoeffizient der Durchflusszeitreihe zeigt die extremen Unterschiede in den Durchflüssen an, die auf die Hochwasserereignisse zurückzuführen sind. Diese extremen Schwankungen wirken sich auf die schwebstoffgebundene Dioxinfracht als Produkt der drei Faktoren aus.

Die Resultate sind für alle Messstationen des Messprogramms in den nachfolgenden Abbildungen (Abbildung 5.6 und Abbildung 5.7) zusammengefasst. An den meisten der dargestellten Messwerte zeigt sich der starke Einfluss der Hochwasserabflüsse, indem sowohl für das Hochwasser Dezember 2012 als auch für das Hochwasser Januar 2013 besonders große Frachten schwebstoffgebundener Dioxine und Furane ablesbar sind, die das Normalabfluss-Niveau weit überschreiten. Lediglich bei der Messstelle OW1151 (SCR) und bei der Messstelle OW054 ist der Effekt nicht zu beobachten, da OW1151 nicht durch Hochwasserdurchflüsse betroffen war und bei OW054 während des Hochwasser keine Messwerte aufgenommen werden konnten.
Bei der Messstelle OW0172 ist der Hochwassereffekt nicht auffällig, zumal auch im September stark erhöhte Frachtwerte ermittelt werden, die aber auf den hohen Messwert für abfiltrierbare Stoffe zurückzuführen sind. Zum anderen sind die für den Zeitraum der Hochwasserereignisse an der Messstelle OW0172 ermittelten PCDD/F-Konzentrationen am frischen schwebstoffbürtigen Sediment wenig aussagekräftig. Aufgrund des hohen Wasserstandes der Mulde konnte der Sedimentkasten an dieser Messstelle von November 2012 bis April 2013 nicht geborgen werden. Für den gesamten Zeitraum konnte entsprechend nur eine einzige Mischprobe gewonnen werden, in die beide Winterhochwasserereignisse fallen. Der im Vergleich zu allen vorangegangenen Monatsmischproben auffällig niedrige PCDD/F-Wert an dieser Mischprobe ist nur bedingt aussagekräftig, da es unter Umständen zu Verfälschungen kommt, wenn über einen zu langen Zeitraum zu große Sedimentmengen angesammelt werden.

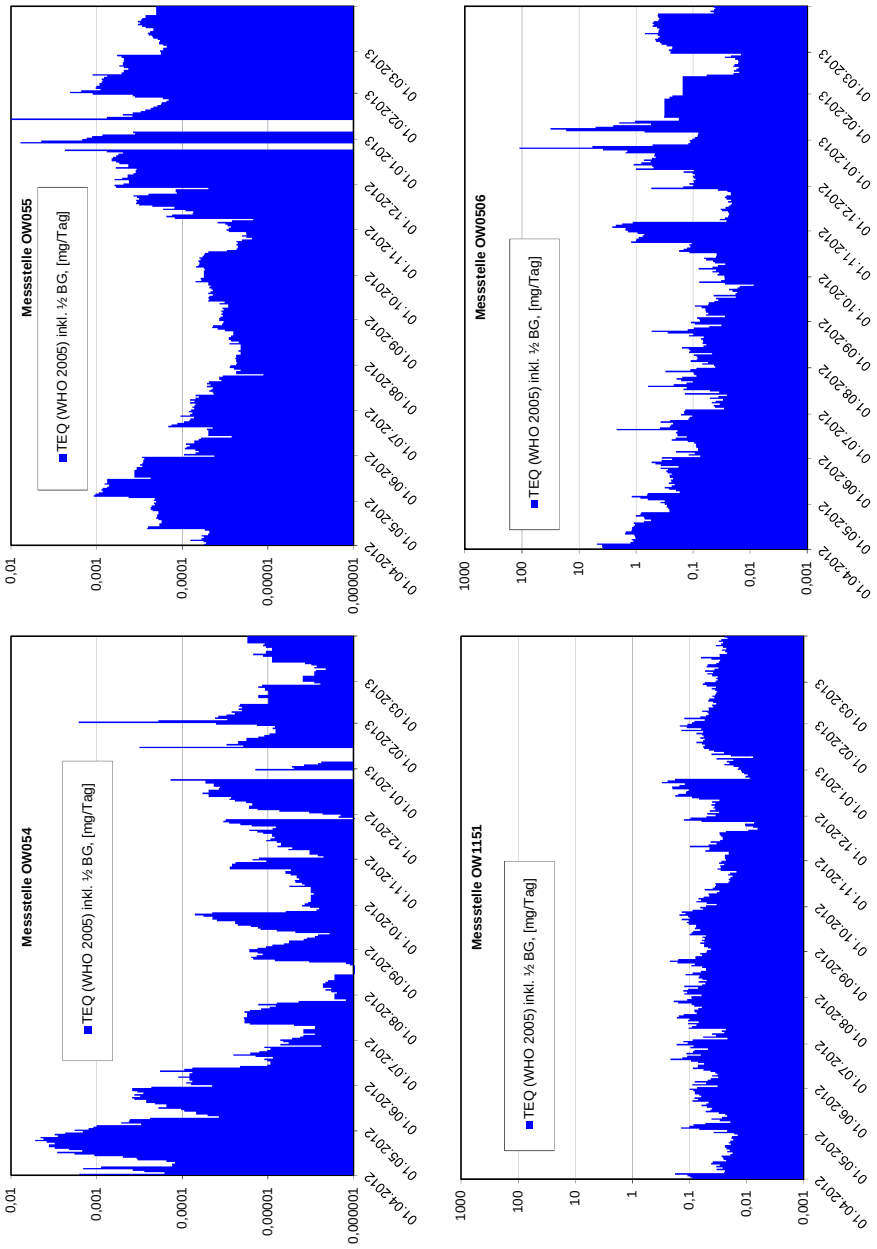


Abbildung 5.6 Tageswerte der schwebstoffgebundenen PCDD/F-Fracht [TEQ (WHO-2005) mg]

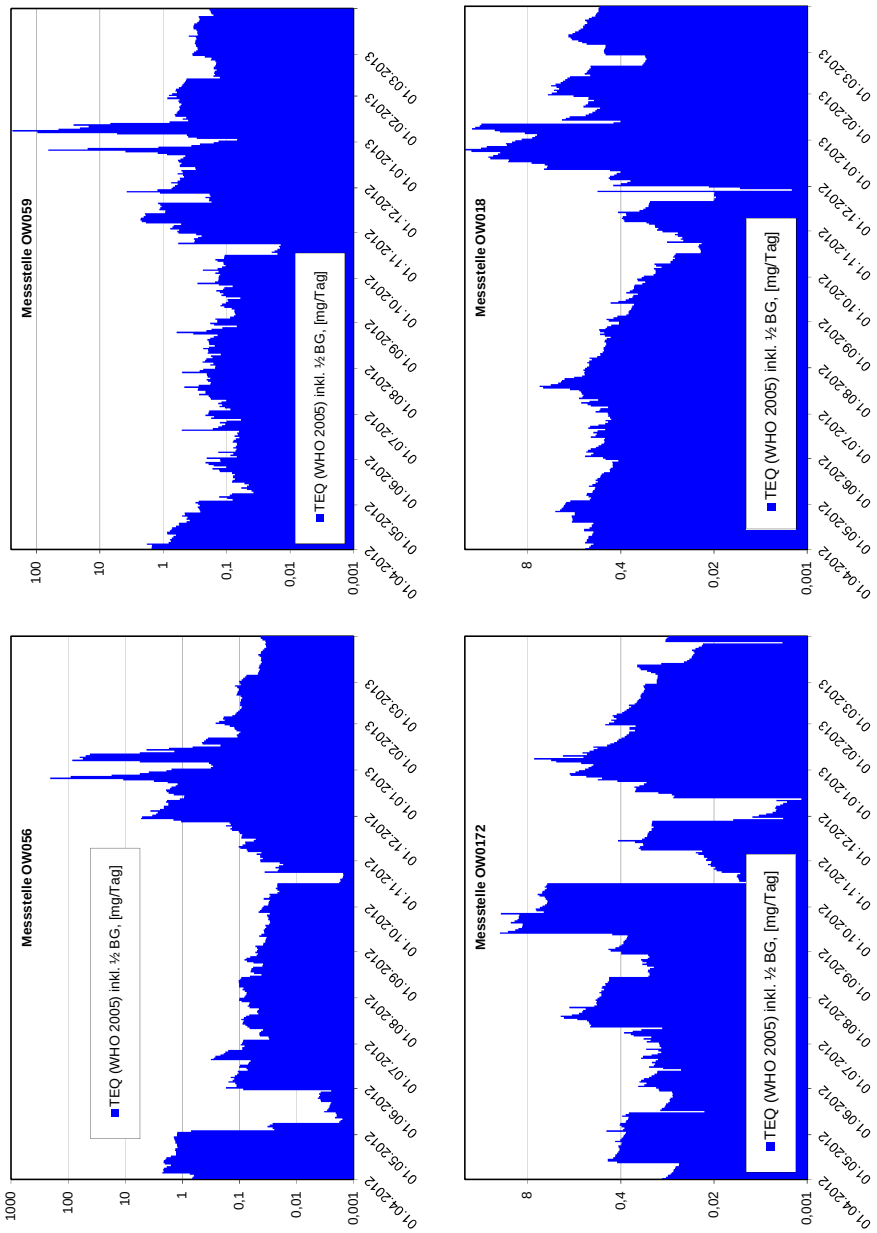


Abbildung 5.7 Schwebstoffgebundene PCDD/F-Fracht [TEQ (WHO-2005) mg/day] in Spittelwasser und Mulde

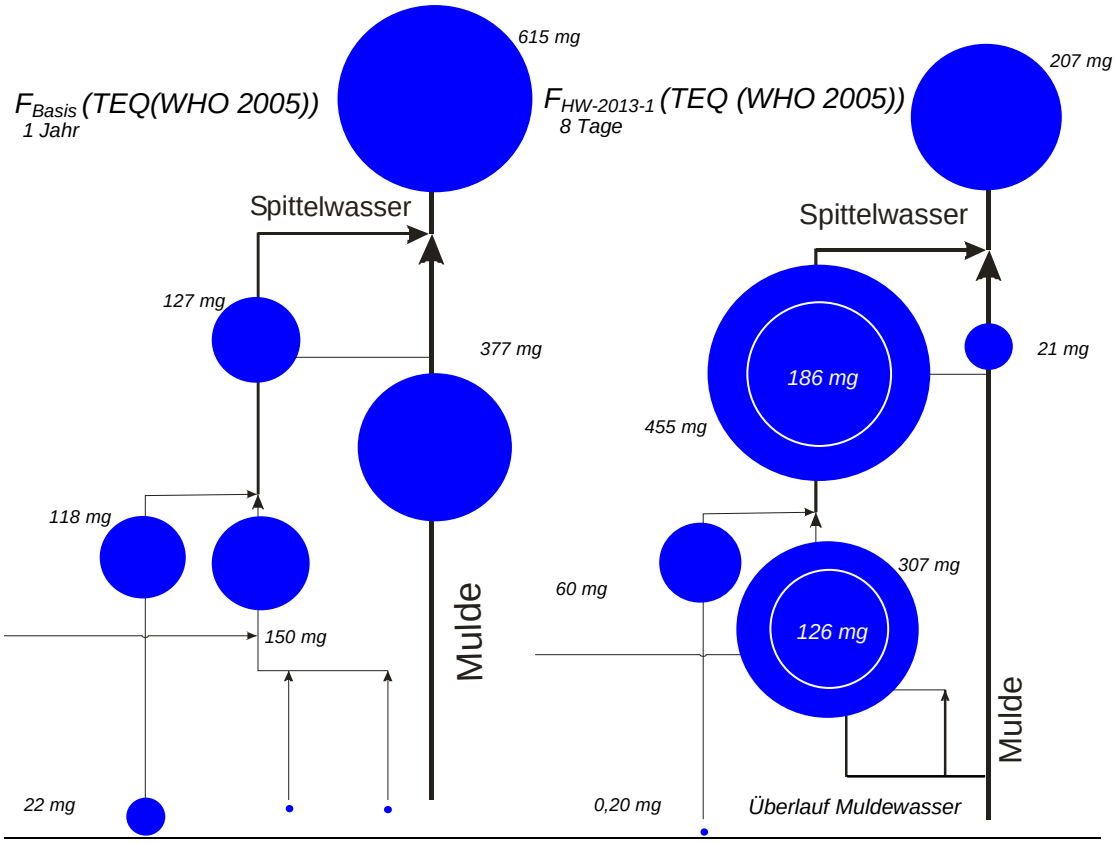


Abbildung 5.8 Schwebstoffgebundene PCDD/F-Fracht [TEQ (WHO-2005) mg/Jahr] (links) und Fracht während des Hochwassers (rechts) vom 6. Januar bis 13. Januar entlang des Schachtgraben und Spittelwassers bis zur Einmündung in die Mulde. Die errechnete Hochwasserfracht überschätzt die wahren Werte, Korrekturwerte als weiße Kreise mit Zahlen, Erläuterung im Text.

Die Darstellung der PCDD/F-Frachten im schematischen Fließbild des Gewässersystems (Abbildung 5.8) zeigt zunächst an, dass die Masse an PCDD/F, die während des Hochwasserereignisses im Januar 2013 innerhalb von 8 Tagen verfrachtet wurde, scheinbar deutlich größer ist, als die Masse, die über dieselben Gewässerabschnitte im gesamten Beobachtungsjahr unter Normalabflussbedingungen verfrachtet wurde. Gleichzeitig werden besonders große Frachten für die Messstellen OW056 und OW059 errechnet, die mit Blick auf die oberstromigen und unterstromigen Bilanzebenen nicht plausibel sind.
Die so ermittelten Hochwasser-Frachten im Spittelwasser stellen jedoch eine starke Überschätzung der realen Hochwasserfrachten dar, was einem systematischen Fehler durch die Form der Datenerhebung geschuldet ist: während die Schwebstoffkonzentrationen im Wasser und die

Durchflüsse mit tagesgenauer Auflösung ermittelt werden konnten, wurden die Dioxinkonzentrationen an Monatsmischproben ermittelt, die eine Mischung aus Normalbfluss- und Hochwasserbedingungen abbilden. Hierbei liegt nahe, dass die unter Normalbflussbedingungen in den Sedimentkästen abgelagerten Schwebstoffe aufgrund des längeren Zeitraums der Ablagerung den größeren Anteil stellen. Die Betrachtungen zum Schwebstofftransport während Normal- und Hochwasserabfluss haben jedoch ergeben, dass sowohl im Spittelwasser als auch im Schachtgraben unterhalb des SCR zur Zeit des Hochwassers der weitaus größte Teil der transportierten Schwebstoffe (>85%) bereits über das Muldewasser beim Übertritt über den Salegaster Forst in das Spittelwassersystem eingetragen wird. Diese Schwebstoffe sind aber wesentlich geringer belastet als die unter Normalabfluss im Spittelwasser transportierten Schwebstoffe. Entsprechend wird bei dem angewendeten Verfahren der Frachtermittlung die hohe Schwebstofffracht des Muldehochwassers mit den anteiligen, hohen Konzentrationswerten des Spittelwassers bzw. Schachtgrabens bei Normalabfluss multipliziert, was zu einer starken Überschätzung der realen Fracht führen muss.
Dieser Fehler ist jedoch mit dem gewählten Verfahren der Probenahme des frischen schwebstoffbürtigen Sediments, das auch dem Stand der Technik entspricht, nicht zu vermeiden. Eine Probenahme lediglich über den Zeitraum des Hochwassers würde mit den verwendeten Sedimentsammlern keine ausreichende Probenmenge für die Dioxinanalytik ergeben. Zudem wäre ein Austausch von Sedimentkästen im Gewässer direkt vor und direkt nach dem Hochwasserdurchgang organisatorisch als auch technisch problematisch. Eine Alternative können Gesamtwasseranalysen mit extrem niedrigen Nachweisgrenzen sein, für die jedoch angesichts der geringen Konzentrationen in den meisten Gewässerabschnitten entsprechend sehr große Wasserprobenvolumina gewonnen werden müssten und die einen erheblichen präparativen und analytischen Aufwand darstellen.
An den Muldemessstellen OW0172 und OW018 ist eine Überschätzung der Hochwasserfrachten wie oben diskutiert nicht oder nur in geringem Maße anzunehmen, da die Diskrepanz der zwischen den PCDD/F-Konzentrationen bei Normalabfluss und Hochwasserabfluss wesentlich geringer ist, da der Effekt des Muldeübertritts hier nicht gegeben ist. Dies ist für die Messstelle Priorau auch darüber belegt, dass das Verhältnis der errechneten Hochwasserfracht zur Gesamtjahresfracht für PCDD/F (21 %) in guter Näherung dem Verhältnis der entsprechenden Abflussmengen (15%) entspricht.
Rechnet man aus der für Priorau bestimmten PCDD/F-Fracht unter der Annahme zurück, dass jeweils die Summe der Zuflussfrachten die Fracht im Unterstrom ergeben muss, erhält man für das Spittelwasser deutlich niedrigere Frachten über den Zeitraum des Hochwassers (OW056: 126 mg TEQ, OW059: 186 mg TEQ), die in der Abbildung als weiße Kreise dargestellt sind. Auch diese Werte sind aber als Höchstgrenze anzusehen, da der Frachtwert an OW0172 aufgrund der Problematik der Probenahme zwischen November 2012 und April 2013 zu niedrig ermittelt wurde. Die Fracht des Schachtgrabens wurde nicht korrigiert, obwohl auch eine Überschätzung anzunehmen ist.

Sofern man die insgesamt größere Unsicherheit aufgrund des Berechnungsverfahrens berücksichtigt, sind die Dioxinfrachten, die für das Normalbflussjahr berechnet wurden, weitgehend konsistent, wenn man die verschiedenen Bilanzebenen miteinander in Beziehung setzt. Auffällig ist hier der hohe Frachtwert am Spittelwasser oberhalb der Schachtgrabeneinmündung, der nicht durch die Zuflüsse von Schlangengraben und Lobber begründet ist, sowie die Zunahme der Dioxinfrachten im Schachtgraben zwischen SCR (OW1151) und der Messstelle OW0506.

5.2.6 Zusammenfassende Frachtbewertung

Tabelle 5.2 Angabe der Gesamtjahres(J-)frachten und der Hochwasser(HW-)frachten von Januar 2013. OW054 und OW055 sind nicht enthalten, da keine Hochwasserdaten und damit keine vollständigen Jahresdatensätze vorliegen.

	OW1151			**OW0506**			**OW057 / OW059**		
	J-Fracht gesamt	HW-Fracht	HW-Anteil	J-Fracht gesamt	HW-Fracht	HW-Anteil	J-Fracht gesamt	HW-Fracht	HW-Anteil
	[m³]	[m³]		[m³]	[m³]		[m³]	[m³]	
Q	$5{,}83\ 10^{6}$	$1{,}52\ 10^{5}$	(3%)	$2{,}62\ 10^{7}$	$1{,}42\ 10^{7}$	(54%)	$8{,}15\ 10^{7}$	$5{,}41\ 10^{7}$	(66%)
	[kg/a]	[kg]		[kg/a]	[kg]		[kg/a]	[kg]	
ΣHCH	2,62	0,05	(2 %)	5,70	1,47	(26 %)	7,06	3,99	(57 %)
ΣDDX	0,16	0,01	(6 %)	0,44	0,08	(18 %)	0,63	0,33	(52 %)
ΣSn-Org.	1,27	0,04	(3 %)	3,30	0,52	(16 %)	3,68	1,49	(40 %)
	[mg/a]	[mg]		[mg/a]	[mg]		[mg/a]	[mg]	
WHO-TEQ PCDD/F	22,0	0,2	(1%)	299	60	(20%)	668	455	(68%)
	OW056			**OW0172**			**OW018**		
	J-Fracht gesamt	HW-Fracht	HW-Anteil	J-Fracht gesamt	HW-Fracht	HW-Anteil	J-Fracht gesamt	HW-Fracht	HW-Anteil
	[m³]	[m³]		[m³]	[m³]		[m³]	[m³]	
Q	$5{,}53\ 10^{7}$	$3{,}99\ 10^{7}$	(72%)	$1{,}87\ 10^{9}$	$2{,}53\ 10^{8}$	(14%)	$1{,}95\ 10^{9}$	$3{,}07\ 10^{8}$	(16%)
	[kg/a]	[kg]		[kg/a]	[kg]		[kg/a]	[kg]	
ΣHCH	4,1	3,23	(79 %)	33,7	1,3	(4 %)	28,6	7,90	(28 %)
ΣDDX	0,25	0,20	(80 %)	6,12	1,07	(17 %)	10,4	1,03	(10 %)
ΣSn-Org.	0,23	0,15	(65 %)	14,9	2,25	(15 %)	20,6	1,33	(6 %)
	[mg/a]	[mg]		[mg/a]	[mg]		[mg/a]	[mg]	
WHO-TEQ PCDD/F	782	307	(39%)	403	21	(5%)	994	207	(21%)

Insgesamt zeigen die in den vorigen Abschnitten detailliert dargestellten Ergebnisse des Überwachungsprogramms, dass unter Normalabflussbedingungen HCH-Frachten im System Schachtgraben-Spittelwasser im Wesentlichen über den SCR (OW1151) in das System gelangen und weitgehend unverändert in die Mulde vermittelt werden. Gegenüber der Hintergrund-Fracht der Mulde oberhalb der Spittelwassereinmündung ist diese Fracht jedoch relativ gering. Die über das System Schachtgraben-Spittelwasser unter Normalabflussbedingungen in die Mulde vermittelte DDX- und Zinnorganik-Fracht sind gleichermaßen zum weitaus überwiegenden Teil auf die Zuläufe über den SCR zurückzuführen und werden weitgehend unverändert an die Mulde weitervermittelt. Wie auch beim HCH ist der Beitrag des Spittelwassers zur Muldefracht auch für DDX und Zinnorganika unter Normalabflussbedingungen von untergeordneter Bedeutung. Abweichend von den zuvor genannten Parametern ist die über das Spittelwasser in die Mulde vermittelte Fracht von Dioxinen und Furanen nur zu geringen Anteilen auf Einträge aus dem SCR zurückzuführen. Hier sind vor allem Einträge sowohl entlang des Schachtgrabens als auch entlang des Spittelwassers maßgeblich. Es ist anzunehmen, dass es sich hierbei um Einträge von belasteten Feststoffen aus den Überflutungsflächen handelt, die entweder direkt in die Gewässerabschnitte gelangen, oder im Zuge von Hochwasserereignissen mobilisiert und nachfolgend im Gewässer abgesetzt und erst sukzessive weiter verfrachtet werden.

Die in den vorangegangenen Abschnitten diskutierten Ergebnisse zeigten darüber hinaus auch, dass das Frachtregime im Verlauf von Hochwasserereignissen sich grundlegend von dem des Normalabflusses unterscheidet.
Die Übersicht der Gesamtjahresfrachten und der Hochwasserfrachten (Januar 2013) zeigt, dass ein Hochwasserereignis je nach Bilanzebene stark unterschiedliche Auswirkungen auf die jeweiligen Schadstofffrachten hat. Der zeitliche Anteil des Hochwasserereignisses am Untersuchungszeitraum liegt bei ca. 2%, was für alle gemessenen Summenparameter in guter Näherung den Fracht-Anteilen am SCR (OW1151) entspricht. In demselben Zeitraum sind auch 3 % des Jahresdurchflusses am SCR durchgeflossen. Es lässt sich also folgern, dass der Hochwassereinfluss zu vernachlässigen ist.
In den nachfolgenden Bilanzabschnitten des Systems Schachtgraben-Spittelwasser lässt sich demgegenüber ein deutlich überproportionale Frachtgeschehen für alle Parameter erkennen, wobei die rechnerisch ermittelten Hochwasserfrachten für Dioxine/Furane (PCDD/F) eine deutliche Überschätzung darstellen. Dies resultiert, wie in Abschnitt 5.2.5 diskutiert, aus der Berechnung aus den Konzentrationswerten der Monatsmischproben frischen schwebstoffbürtigen Sediments. Die Werte aller anderen Parameter, die jeweils über die Gesamtwasseranalytik bestimmt werden, werden hingegen als aussagekräftig bewertet.
Am höchsten sind die Anteile der Hochwasserfrachten für die Spittelwasser-Messstellen OW056 (oberhalb Schachtgraben) und OW057 (unterhalb Schachtgraben) mit 40 - 80 %. Dies ist aber zu einem erheblichen Teil auf die sehr hohen Durchflüsse von Muldewasser zurückzuführen, welches den Bereich des Salegaster Forsts überflutet und über das Spittelwasser und auch den Schachtgraben abläuft. Dieses ist zwar deutlich geringer belastet (ein bis zwei Größenordnungen

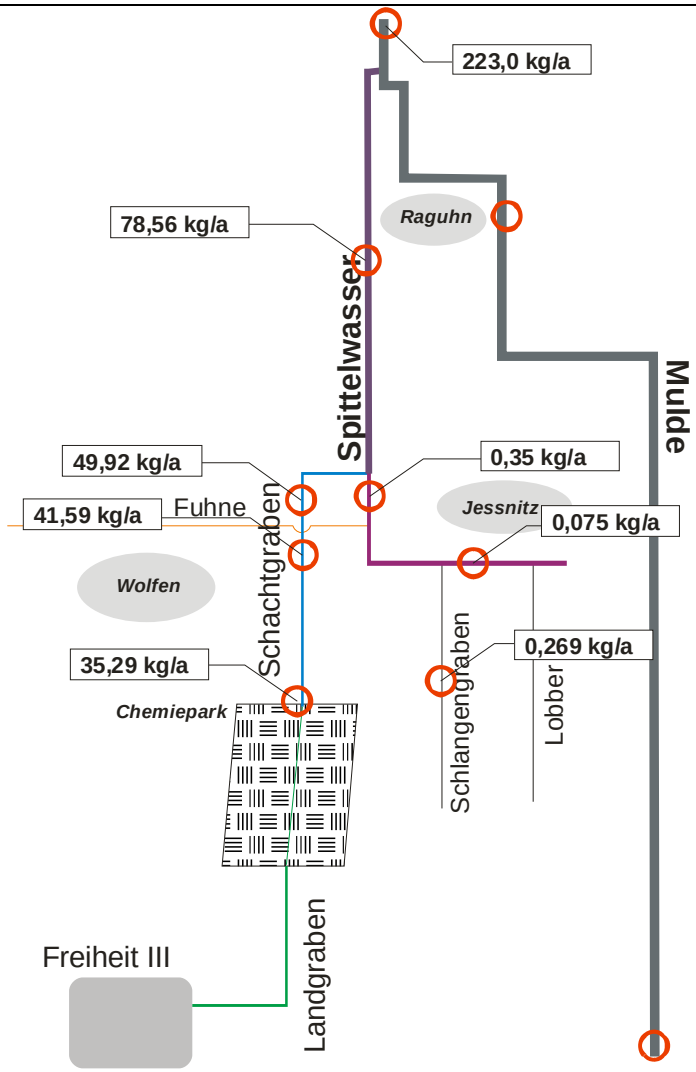
bezogen auf OW0172) als das Spittelwasser während Normalabfluss, aber sein Anteil am Hochwasserdurchfluss des Spittelwassers liegt bis zu drei Größenordnungen höher als alle anderen Durchflussanteile. Dementsprechend sind dem Muldehochwasserdurchfluss erhebliche Frachtanteile zuzuordnen. Dies entspricht auch der Tatsache, dass Normalabflussfrachten über die Mulde oberhalb der Spittelwassereinmündung stets größer sind, als die entsprechenden Normalabflussfrachten, die über das Spittelwasser in die Mulde vermittelt werden. Der Frachtanteil des Muldeübertritts ist jedoch nicht genauer zu quantifizieren, da eine Probenahme im Bereich des Übertritts während eines solchen Hochwasserereignisses nicht durchführbar ist.

Für die Mulde zeigen die Ergebnisse in Tabelle 5.2, dass der Anteil des Hochwassers an der HCH-Jahresfracht oberhalb der Spittelwassereinmündung relativ gering ist und auch weniger hoch ist als der Anteil des Hochwasserdurchflusses am Jahresdurchfluss.
Währenddessen liegt der Hochwasseranteil an der HCH-Jahresfracht in Priorau unterhalb der Spittelwassereinmündung mit 30 % höher als der Hochwasseranteil des Jahresdurchflusses. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass während des Hochwasserereignisses die Mulde in das Spittelwasser übergetreten ist. Ca. ein Sechstel des Muldehochwasserdurchflusses hat hierbei das Spittelwasser als Flutrinne genutzt und hierbei großflächige Überflutungen verursacht. Dies hat dann offenbar zur Mobilisierung von nicht unerheblichen Schadstoffmengen im Bereich der Spittelwasseraue bzw. im Salegaster Forst geführt, wie sich an den hohen Hochwasseranteilen an der HCH-Jahresfracht an den Messstellen OW056 und OW057 ablesen lässt.

Vergleicht man die aktuellen Daten aus Tabelle 5.2 mit Altdaten, die in Abbildung 5.9 zusammengefasst sind lässt sich für alle Gewässerabschnitte eine Reduzierung der Frachten um gut eine Größenordnung beobachten. Dabei ist zu beachten, dass bei den Altdaten Hochwassersituationen noch nicht einmal einbezogen waren. Der Vergleich bestätigt die Annahme, dass die oftmals für Bewertungen des Systems Spittelwasser-Mulde herangezogenen Daten aus dem Zeitraum 2005 / 2006 keine repräsentative Datengrundlage darstellen, insbesondere auch wenn man langjährige Datensätze betrachtet (z. B. Abbildung 4.16).

Stellt man die Frachtwerte für das Spittelwasser den abgeschätzten Schadstoffmassen in den Sedimenten des Gewässerschlauchs gegenüber (Abschnitt 6.4.2) zeigt sich, dass letztere die Sedimente des Gewässerschlauchs nicht als maßgebliche Quelle für die beobachteten Frachten infrage kommen. Es ist zwar davon auszugehen, dass auch diese belasteten Sedimente in dem hochdynamischen Abflussgeschehen Sedimentations- und Resuspensionvorgängen unterworfen sind, ohne eine weitere Nachlieferung aus anderweitigen Quellen wäre das Potenzial jedoch innerhalb kurzer Zeit erschöpft. Neben dem Zustrom über den SCR sind offensichtlich auch Mobilisierungsprozesse aus dem Salegaster Forst und aus unterhalb liegenden Überflutungsflächen maßgeblich für die Nachlieferung schwebstoffgebundener Schadstoffe. Dies zeigt sich

unter anderem an den sehr hohen Schadstofffrachten aus diesen Bereichen, die im Verlauf des Hochwasserereignisses beobachtet wurden.



Fracht an OW1151: interpoliert
Fracht an OW018: gemittelt nach GICON 2006
Andere:nach Wzcisk et al. (2006)

Abbildung 5.9 Räumliche Interpretation der HCH-Fracht-Daten in 2005.

Für die Dioxine und Furane zeigen die Ergebnisse in Abbildung 5.8, dass unter Normalabfluss-bedingungen der überwiegende Anteil der Fracht in der Mulde unterhalb der Spittelwassereinmündung nicht über das Spittelwasser in die Mulde gelangt, sondern Quellen oberhalb der Einmündung entstammt. Die Dioxinfracht, die über das Spittelwasser vermittelt wird kommt im Gegensatz zu den HCH zu einem wesentlichen Teil aus dem oberen Spittelwasser, das den Salegaster Forst entwässert. Der Zufluss über den SCR spielt für die Dioxinfracht im Gegensatz wiederum zu den HCH nur eine untergeordnete Rolle.

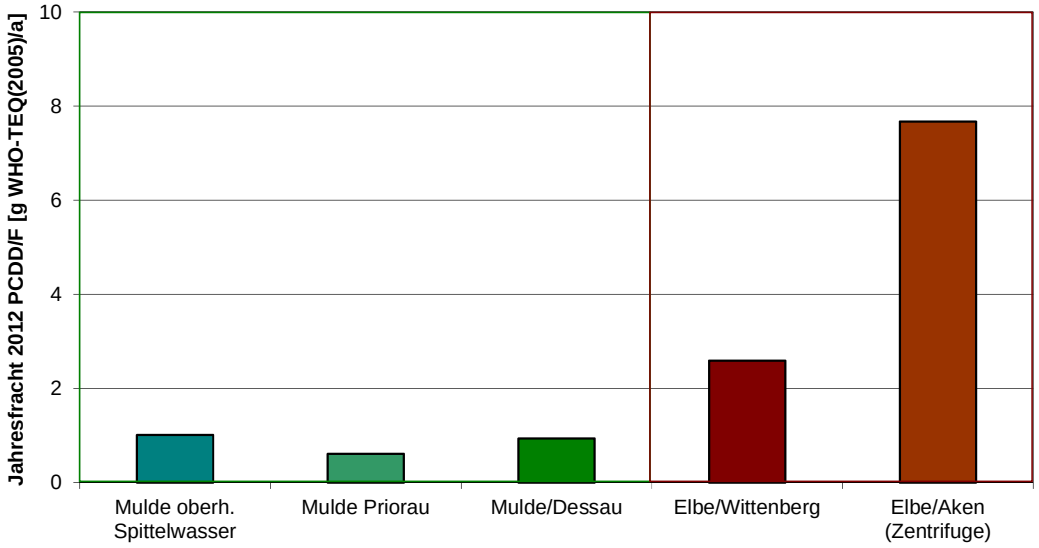


Abbildung 5.10 Rechnerisch ermittelte PCDD/-Fracht in Mulde und Elbe im Jahr 2012

Um die über die Mulde vermittelte Dioxinfracht in Bezug zur entsprechenden Dioxinfracht der Elbe zu setzen, wurden die Daten der Messstation Wittenberg (oberhalb Muldeeinmündung) sowie die Daten der Zentrifugenproben des Messpunkt Aken (unterhalb Muldeeinmündung herangezogen (Abschnitt 4.3) und den Werten der Mulde oberhalb Spittelwassereinmündung (OW0172), der Mulde unterhalb der Spittelwassereinmündung (Priorau, OW018) und der Mulde vor der Einmündung in die Elbe (Dessau) gegenübergestellt.
Für die Berechnung der Frachtwerte für das Jahr 2012 bis März 2013 wurden jeweils alle verfügbaren PCDD/F-Analysenergebnisse verwendet. Aufgrund der geringen Anzahl (Abschnitt 4.3), ist die Ergebnisgüte an den Messpunkten Aken und Dessau nicht mit den Werten des Messprogramms Spittelwasser gleichwertig.
Als Durchflusswerte zur Frachtberechnung wurde für alle Muldemesspunkte der Durchfluss Bad Düben und für die Elbemesspunkte der Durchfluss Wittenberg herangezogen. Für die Schwebstoffkonzentration wurden die Werte aus dem Fachinformationssystem (FIS) der

Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG) bzw. die Werte aus dem Messprogramm Spittelwasser verwendet. Da für Aken keine eigenen Messwerte zur Schwebstoffkonzentration vorliegen, wurde hier der Wert von Wittenberg verwendet.

Die so ermittelten Daten (Abbildung 5.10) spiegeln mit ca. 0,6 bis 1 g WHO-TEQ(2005) / a das relativ konstante Konzentrationsniveau der Mulde von der Messstelle oberhalb der Spittelwasser-einmündung bis nach Dessau wider (Abschnitt 4.3).

Die Schwebstofffracht, die sich rechnerisch für Wittenberg mit ca. 2,8 g WHO-TEQ(2005) / a errechnet liegt somit um ca. das Dreifache bis Vierfaches höher als die durch die Mulde vermittelte Fracht. Der rechnerische Beitrag der PCDD/F-Fracht der Mulde bei Dessau an der PCDD/F-Fracht der Elbe bei Aken (7,6 g WHO-TEQ(2005) / a) entspricht knapp 15 %.

Bezüglich der Vergleiche der Bilanzebenen von Mulde und Spittelwasser ist zu berücksichtigen, dass der Vergleich nur eine Indikation der Frachtverhältnisse darstellt. Ein direkter Vergleich ist aufgrund der unterschiedlichen Datenlage nicht möglich. So wurden an den einzelnen Messpunkten zu unterschiedlichen Zeitpunkten unterschiedlich viele Probenahmen bzw. PCDD/F-Analysen durchgeführt. Auch die Probenahmeverfahren unterscheiden sich (Mulde-Messstelle OW0172; Sedimentkasten im Gewässer, Mulde-Messstelle OW018: Sedimentkasten stationär, Mulde-Messstelle Dessau: Sedimentationsbecken stationär, Elbe-Messstelle Wittenberg: Sedimentationsbecken stationär; Elbe-Messstelle Aken: Zentrifugenprobenahme). Nichtsdestotrotz lässt sich aus den Daten grundlegend schließen, dass ein Einfluss der Dioxinfracht aus der Mulde in der Elbe relevant ist, wenngleich er gegenüber der Fracht die bereits im Oberstrom festgestellt wird deutlich zurücktritt.

6 Untersuchungen an Sedimenten und an Böden der Überflutungsflächen

Sedimente und Überflutungsflächen stellen im Flusssystem potenziell eine Senke für schwebstoffgebundene Schadstoffe dar. Diese Senken können jedoch auch als Quellen wirken, was insbesondere bei extremen Abflussereignissen der Fall ist, wenn Überflutungen und/oder hohe Strömungsgeschwindigkeiten zu erosiven Prozessen und einer Remobilisierung belasteter Sedimentpartikel führen.

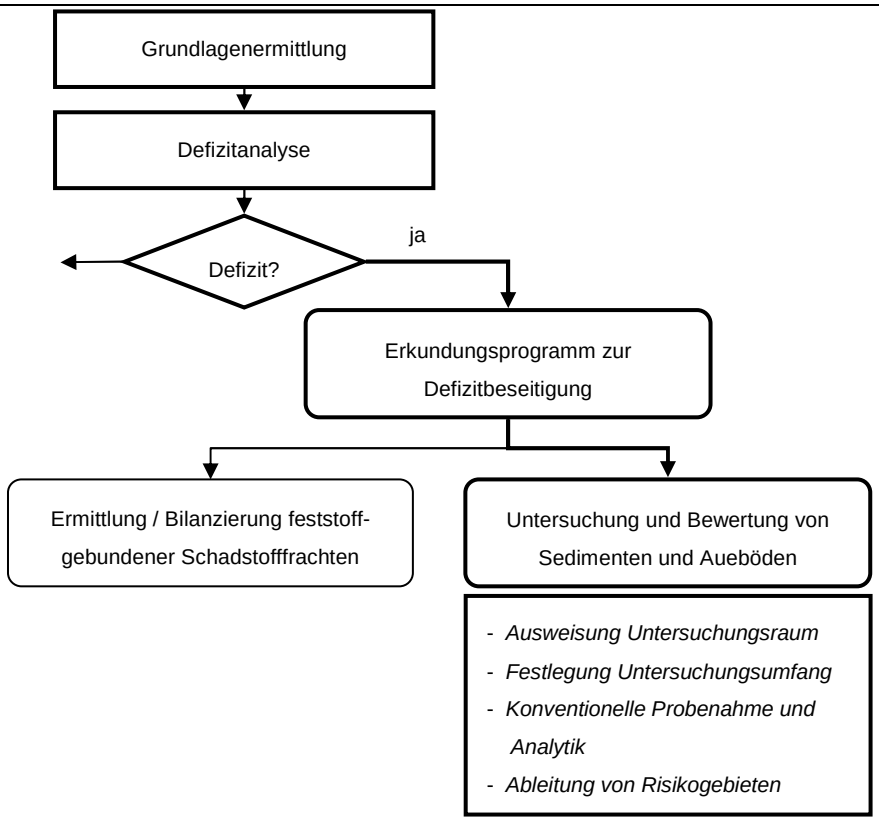


Abbildung 6.1 Einordnung des Untersuchungsprogramms

6.1 Methodik Untersuchungen an anstehenden Gewässersedimenten

6.1.1 Sedimentmächtigkeitsmessung Mulde

Im Rahmen des elbeweiten Sedimentmanagementkonzeptes wurde im Land Sachsen-Anhalt ein Konzept zum Umgang mit Schadstoffen im Grundwasser und in Oberflächengewässern Sachsen-Anhalts aus diffusen und Punktquellen (*Schadstoffkonzept 2010-2012*) umgesetzt.
Durch den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) wurden hierzu in den verschiedenen Oberflächengewässern die Sedimentmächtigkeiten bestimmt. In einer zweiten Phase wurden darüber hinaus Analysen an Sedimentproben durchgeführt, um deren chemische Beschaffenheit zu bestimmen. Damit sollten Grundlagen für die weitere Bearbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes des Landes sowie der FGG/IKSE geschaffen werden. Die Bearbeitung erfolgte vorrangig für die relevanten Nebengewässer im Rahmen des elbeweiten Sedimentmanagements.
Gemäß einer Vereinbarung zwischen LHW und LAF vom 31.05.2011 wurden die entsprechenden Untersuchungen zur Sedimentmächtigkeitsbestimmung und Beschaffenheitsuntersuchung in der Mulde unterhalb des Stausees durch die LAF durchgeführt und in das Projekt Frachtreduzierung Spittelwasser eingehängt, da hier unmittelbare thematische Überschneidungen vorliegen.

Im Zuge der Grundlagenermittlung der Firma GEOS [2011] wurden innerhalb der Mulde13 Punkte identifiziert, an denen eine Bestimmung der Sedimentmächtigkeiten durchzuführen ist. Von diesen Punkten liegen acht im Bereich unterhalb des Muldestausees (Tabelle 6.1). Diese Untersuchungspunkte wurden durch Tauw in einem Untersuchungskonzept (Tauw-Vermerk N026-2385478PATV01 vom 7. Dezember 2011) jeweils durch eine Anzahl von Sondierungsansatzpunkten weiter untersetzt.

Tabelle 6.1 Untersuchungspunkte

Nr.	Gewässer	Lage	Rechtswert	Hochwert
1	Mulde	Dessau, Muldenbrücke an B 184	5724297	4517403
2	Mulde	Wehr Dessau	5724297	4517403
3	Mulde	zw. Raguhn und Priorau	5732307	4520338
4	Spittelwasser	kurz oh. Mündungsbereich in Mulde bei Raguhn	5731906	4520288
5	Mulde	Wehr Raguhn	5730986	4520511
6	Mulde	Leopoldwehr Jeßnitz	5727846	4521455
7	Mühlgraben	Bergmannswehr Jeßnitz	5727756	4521300
8	Mulde	Wehr Greppin, bei Bitterfeld-Wolfen	5725236	4522732

Die Sondierungen wurden durch die Fa. IfUA Bitterfeld von einem Boot aus ausgeführt. Das Boot wurde an einer geeigneten Stelle zu Wasser gelassen und zum Probenahmepunkt manövriert. Die Messung sollte generell umfassen:

- Messung der Schlammoberkante mittels Secchischeibe
- Sondierung mit geschlossener Peilstange bis zur Unterkante des feinkörnigen Materials und ggf. Probengewinnung zur Bestimmung von Körnung und Schichtung sowie Fotodokumentation
- Lagebestimmung des Sondierpunkts und Höhenbestimmung der Schlammoberkante.

6.1.2 Sedimentmächtigkeitsmessung im unteren Spittelwasser

Der Untersuchungsbereich im unteren Spittelwasser sollte die Untersuchungen in der Mulde ergänzen und war auf die Identifizierung und Quantifizierung von Sedimentkörpern im Gewässer ausgerichtet, welche eine relevantes Schadstoffpotenzial beispielsweise im Falle von erosiven Prozessen im Zuge von Hochwässern beinhalten. Das Untersuchungsgebiet wurde anhand von in den Bestandsunterlagen dokumentierten Untersuchungen festgelegt. Insbesondere in der umfangreichen Machbarkeitsstudie (UBS/IGB 1993) wurde anhand von Sedimentbeprobungen der Stillwasserzonen oberstromig des Muldedurchstichs ein erhebliches Reservoir an Feinsedimenten ausgewiesen. Dieselben Bereiche wurden auch auf der Grundlage der Datenrecherche im Rahmen des KORA-Projekts (KORA 2008) als maßgeblicher Sedimentbereich ausgewiesen. Für die Gewässerabschnitte im Oberstrom der genannten Stillwasserzonen wurde einhellig ein allenfalls untergeordnetes Sedimentvolumen abgeleitet. In Übereinstimmung mit dieser Grundlage wurde die Sedimentmächtigkeitsbestimmung in einer ersten Phase auf den Bereich vom Muldedurchstich bis ca. 900 m oberhalb des Muldedurchstichs beschränkt.

Die Methodik ist ausführlich im Bericht der IfUA GmbH (Anlage 4) dargestellt und entspricht der Herangehensweise des LHW-Programms "Remobilisierungspotential kontaminierter Altsedimente", in das die Ergebnisse ebenfalls integriert werden sollen.

In einer zweiten Phase wurden entlang von drei Sektionen des Längsprofils (Anlage 4) mittels Einstechen einer Peilstange der Gewässergrund in Abständen von jeweils ca. 20 m geprüft.

Die Abschnitte wurden ausgewählt, da hier jeweils die höchste Wahrscheinlichkeit von Sedimentablagerungen vorliegt. Sektion 1 umfasst den Bereich von der Einmündung der Fuhne bis zum Bereich der durch die Hochwasserschutzbauwerke bei Jeßnitz stark überprägt ist. Im Bereich der Hochwasserbauwerke ist ein Vorliegen älterer Sedimentkörper auszuschließen. Sektion 2 beginnt dort, wo eine Querschnittsvergrößerung des Spittelwasserbetts unterhalb der Straßenbrücke bei OW056 ein mögliches Sedimentationsregime darstellen kann. Mit der nachfolgenden Verringerung des Gewässerquerschnitts ist wieder mit höheren Strömungsgeschwindigkeiten zu rechnen, so dass Sedimentvorkommen nicht anzunehmen sind. Mit der Einmündung des

Schachtgrabens beginnt Sektion 3, wo möglicherweise auch aufgrund der Mischung der Oberflächenwässer Sedimentationsprozesse einhergehen können, wenn z. B. ein veränderter Chemismus Ausfällungen und Aggregation von Feinstpartikeln bewirkt. Die Sektion 3 endet mit der Brücke bei OW057, wo eine erneute Verjüngung des Querschnitts Sedimentationsprozesse unwahrscheinlich macht.

Jede Prüfung an jedem Messpunkt umfasste mindestens:

- Einstechen der Peilstange und haptische bzw. akustische Bewertung der Beschaffenheit des Untergrundes (Sand/Kies/Steine oder Feinsediment/Schlick),
- Lagebestimmung des Sondierpunkts mittels GPS (Messungenauigkeit ≤ 3 m),
- Dokumentation der Bewertung des Untergrundes.

Wurden Bereiche mit relevanten Feinsediment-/Schlickablagerungen angetroffen, waren zudem für jeden zusammenhängenden Gewässerabschnitt mit Feinsediment-/Schlickvorkommen an jeweils drei aussagekräftigen Punkten (Gewässermitte, Randbereich) Kernproben zu entnehmen, um die Mächtigkeit des Feinsediments zu bestimmen und eine Schichtenansprache durchzuführen.

6.1.3 Charakterisierung der Feinsedimente des mittleren/oberen Spittelwassers

Die Sondierungen wurden von einem Boot aus ausgeführt, das mittels GPS-Lagebestimmung zu den Probenahmepunkten manövriert wurde. Die Sondierungen wurden mit einem Hydrobios-Sediment-Corer bzw. einer Sondierstange durchgeführt. Vor Ort wurde das sondierte Material hinsichtlich der Mächtigkeit, Korngrößenverteilung, organoleptischer Auffälligkeiten, Farbe sowie organischen Anteils charakterisiert.

Nachfolgend wurden entsprechend der Ergebnisse des Screenings in den Sektionen 1 und 2 jeweils zwei Sedimentproben entnommen und im Labor analysiert. Zudem wurden in einem Bodenmechaniklabor die Korngrößenverteilungen bestimmt (Körnungslinie nach ISO 11277 - Sedimentation nach Aräometerverfahren, Siebung nach nassem Abtrennen der Feinanteile. Der Analytikumfang und die -methodik entsprachen dabei denen der Untersuchung der Proben aus den Sedimentationskästen (vgl. Abschnitt 3.5.2).

6.2 Methodik radiometrische Untersuchung der Überflutungsflächen

Die Fa. MEDUSA nv, Groningen (NL), bietet ein geophysikalisches Messverfahren zur indirekten Ermittlung der Schadstoffverteilung in Böden und Sedimenten an.
Hierzu wird die natürliche radioaktive Hintergrundstrahlung, die vom Boden emittiert wird, auf der Untersuchungsfläche über ein geeignetes Raster mit einem mobilen Gamma-Spektrometer gemessen. Die Strahlung beruht auf dem Zerfall von den langlebigen, instabilen Isotopen von Kalium (40K), Uran (238U) und Thorium (232Th). Außerdem sind im Boden in der Regel sehr geringe Gehalte von Caesium (137Cs) vorhanden, die aus dem Fall-out stammen, der sowohl vom Kraftwerksunfall in Tschernobyl als auch von oberirdischen Kernwaffentests in den 1960er Jahren herrührt.
Bei der Methode handelt es sich um Gamma-Spektrometrie, die routinemäßig z. B. auch für Bohrloch-Erkundung oder Lagerstätten-Prospektion eingesetzt wird.
Da es sich um eine spektrometrische Messung handelt, wird nicht nur die Zählrate insgesamt gemessen, sondern ein Spektrum der Zählrate über einen bestimmten Energiebereich. Diese Messung ergibt beim Auftragen der Zählrate über die Energie eine charakteristische Kante (Abbildung 6.2), aus welcher durch Anpassung von Standardspektra der einzelnen natürlich vorkommenden Radioisotope mittels geeigneter Auswertungs-Software deren Anteil an der Gesamtstrahlung abgeleitet werden kann.
Es konnte gezeigt werden, dass sich verschiedene Minerale und Bodenarten anhand der Isotopen-Zusammensetzungen von 40K, 238U und 232Th unterscheiden lassen – ein Phänomen, das als radiometrischer Fingerabdruck bezeichnet wird. In der Praxis zeigt sich in der Regel ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Radionuklidzusammensetzung und den chemischen und physikalischen Eigenschaften einer Boden- oder Sedimentprobe. Bei elementspezifischer Auswertung der Strahlung hinsichtlich der Radionuklide von Kalium (^{40}K), Uran (^{238}U), Thorium (^{232}Th) und Caesium (^{137}Cs) geben die gemessenen Werte daher – bei ausreichend guter Korrelation mit den Ergebnissen von repräsentativen Bodenanalysen aus der Untersuchungsfläche – Aufschluss sowohl über die oberflächennahen, bodengebundenen Schadstoffgehalte als auch über physikalische Bodeneigenschaften an dem jeweiligen Messpunkt.

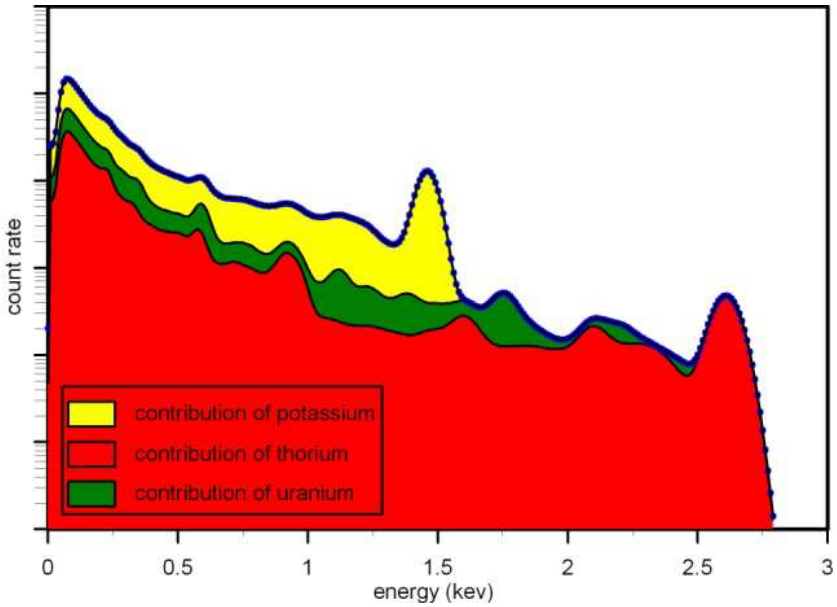


Abbildung 6.2 Gesamt-Spektralanalyse einer natürlichen Gammastrahlungsquelle. Für das gemessene Spektrum (blaue Punkte, logarithmische Darstellung) wird mittels nichtlinearer Kurvenapassung eine Näherungsfunktion abgeleitet. (schwarze Linie). Der Anteil der natürlich in relevanten Mengen vorkommenden Radioisotope (^{40}K, ^{232}Th und ^{238}U) wird durch Anpassung der entsprechenden Standardspektra (farbige Flächen) quantitativ ermittelt. (Quelle: MEDUSA nv, Groningen NL)

Diese Beziehung zwischen Radionuklidzusammensetzung und physikalisch-chemischen Untergrundeigenschaften wurde in der Vergangenheit erfolgreich eingesetzt, um Flächendaten der natürlichen Gammastrahlung in Karten der Sediment- bzw. Bodenstruktur umzurechnen bzw. in Karten von Kontaminationsniveaus (Wijngaarden et al. 2002, Graaf et al. 2007, Koomans und Voetberg 2008, Koomans et al. 2009).
Die radiometrische Kartierung mittels des MEDUSA-Verfahrens ist dafür ausgelegt, indirekt Merkmale der Bodenstruktur, Korngrößenverteilung und chemischen Zusammensetzung in den oberflächennahen Schichten (ca. 0,5 m) von Sedimenten und Böden zu bestimmen.

Das Vorgehen der radiometrischen Flächenkartierung folgt grundlegend dem folgenden Schema

- Gammaspektrometrische Geländeaufnahme entlang eines geeigneten Rasters.
- Erstellung einer Karte der Strahlungsintensität.

- Anhand der Strahlungsverteilung Festlegung von Probenahmepunkten zur konventionellen, quantitativen Bestimmung der Parameter von Interesse (Korngröße, Konzentration von Schwermetallen oder organischen Schadstoffen).
- Ableitung der Korrelationsfunktionen zwischen Messgröße der Parameter von Interesse und Strahlungsintensität von einem oder mehreren der gemessenen natürlichen Radioisotope.
- Umrechnung der flächenhaften Verteilung der Radioisotope in eine flächenhafte Verteilung der Parameter von Interesse gemäß den abgeleiteten Korrelationsfunktionen und Erstellung von Schadstoffkarten.

6.3 Untersuchungsgebiet

Das Ziel der Untersuchungen war es, Gebiete auszuweisen, von denen im Hochwasserfall ein Risiko einer Schadstofffreisetzung aus oberflächennahen Bodenschichten ausgeht. Das Untersuchungsgebiet wurde auf die Überflutungsflächen des Systems Spittelwasser / Schachtgraben bezogen. Das Gebiet ist im Westen durch den Siedlungsbereich Wolfen / Bobbau und im Osten durch die Mulde begrenzt. Im Süden liegt das Chemieparkgelände Bitterfeld-Wolfen. Nach Norden hin endet der Untersuchungsbereich mit der Einmündung des Spittelwassers in die Mulde.

6.3.1 Überschwemmungsgebiete

In einem ersten Schritt wurde ermittelt, welche Teilbereiche im Hochwasserfall durch Überflutungen betroffen sind. Als Grundlage wurde das digitale Geländemodell verwendet, das durch das Landesamt für Vermessung und Geoinformation zur Verfügung gestellt worden ist. Hieraus wurde nach Datenreduktion ein Rasterdatensatz im Programm *Surfer* (Golden Software) erstellt. Zusätzlich wurden Normalwasserstände des Systems Lobber-Schlangengraben-Spittelwasser-Mulde an den jeweiligen Messpunkten aus der digitalen topografischen Karte des Gebiets extrahiert. Hierbei wurden die Wasserstände der Mulde oberhalb des Wehrs Jeßnitz nicht einbezogen, da diese aufgrund der stauenden Wirkung des Wehrs ein deutlich geringeres Gefälle aufweisen als das Spittelwasser. Da die Datenanalyse zum Ziel hat, Hochwassersituationen zu simulieren, ist jedoch das Abflussszenario relevant, in dem Muldewasser über den Salegaster Forst in das Spittelwasser übertritt und dieses dann als Flutrinne nutzt.
Durch Interpolation der Hochwerte und Wasserstandswerte dieser Punkte wurde eine von Norden nach Süden einfallende Fläche interpoliert und ein entsprechender Rasterdatensatz im Programm *Surfer* erstellt, der hinsichtlich der Grenzen und Rasterweite deckungsgleich mit dem Rasterdatensatz der Geländeoberfläche ist.
Aus beiden deckungsgleichen Rasterdatensätzen wurde daraufhin mittels einfacher Rechenoperation der Differenzdatensatz gebildet, der für jeden Knoten die Lage oberhalb (bzw. unterhalb) des Normalwasserstands des Systems Lobber-Schlangengraben-Spittelwasser-Mulde angibt. Aus diesem Datensatz wurde eine entsprechende Höhenkarte erstellt, die einer Überflutungshöhenkarte entspricht. Hierbei handelt es sich um eine Vereinfachung, da

beispielsweise instationäre Effekte von Flutereignissen sowie Stauwirkungen und Eindeichungen nicht berücksichtigt werden können.

Nachfolgend wurden die eingedeichten Siedlungsbereiche von Jeßnitz und Raguhn aus der Überflutungshöhenkarte eliminiert. Außerdem wurde der westliche Rand durch die Deiche bzw. den Bahndamm definiert.
Die so erhaltene Überflutungshöhenkarte mit zwei kritischen Überflutungshöhen von 2,3 m bzw. 3,0 m über dem Normalwasserstand ist in Anlage 6.1 dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass der Salegaster Forst zwischen Mulde und Chemieparkgelände stark und großflächig von den Überschwemmungen betroffen ist. Nördlich davon ist das Teilgebiet zwischen Spittelwasser und Schachtgraben stark betroffen. Im weiteren Stromverlauf ist dann das Spittelwasser durch die neu errichteten Flutschutzanlagen der Gemeinde Jeßnitz kanalisiert. Nördlich daran anschließend stellt die Niederung zwischen dem westlichen Ufer des Spittelwassers und der Gemeinde Bobbau eine ausgedehnte Überflutungsfläche dar. Auch östlich des Spittelwassers bis hin zur Mulde ist mit flächenhaften Überschwemmungen zu rechnen. Nördlich einer Höhe, die dem nördlichen Ende der Gemeinde Bobbau entspricht, weist das Gelände ein deutlich stärkeres Relief auf, so dass die Überschwemmungen weitgehend auf den unmittelbaren Einschnitt des Spittelwassers begrenzt sind.

Da zur Ermittlung der Überflutungshöhen vereinfachende Annahmen getroffen wurden, wurde das Ergebnis mit den Modellierungsergebnissen abgeglichen, die im SARISK-Projekt erhalten wurden (Anlage 6.2). Dieser Abgleich zeigt eine gute Übereinstimmung der ermittelten Überflutungstiefen mit den modellierten Wasserständen nach dem Extremhochwasserereignis 2002. Hierdurch wird das vereinfachte Überflutungstiefenmodell hinsichtlich der Ausweisung von Überschwemmungsschwerpunktbereichen bestätigt.

6.3.2 Ableitung von Gebieten potenzieller Schadstofffreisetzung

Da das Untersuchungsgebiet letztlich die Gebiete abdecken sollte, aus denen potenziell im Hochwasserfall feststoffgebundene Schadstoffe freigesetzt werden können, ist das Untersuchungsgebiet weiter einzuschränken auf die Bereiche, in denen aufgrund der Kontaminationshistorie stark erhöhte Belastungen der oberen Bodenhorizonte mit den typischen organischen Schadstoffen (Dioxine/Furane, Hexachlorcyclohexan, DDX, Zinnorganika) zu erwarten sind.
Da die wesentliche Schadstofffracht in der Vergangenheit stets durch den Schachtgraben in das Spittelwasser gelangt ist, wird der Untersuchungsbereich auf den Teil der Spittelwasserniederung eingeschränkt, der stromunterhalb der historischen (vor der Umleitung in das heutige Grabenbett bestehenden) Einmündung des Schachtgrabens in das Spittelwasser liegt. Diese historische Einmündung lag südlich der heutigen Einmündung etwa im Bereich der Biegung des Spittelwassers im Südwesten von Jeßnitz. In weiter stromaufwärts gelegenen Bereichen kann man auch nach mündlicher Mitteilung durch Dr. Walkow, Landkreis Anhalt-Bitterfeld, von deutlich geringeren Belastungen ausgehen.

Zwischen der ehemaligen Einmündung des Schachtgrabens in das Spittelwasser und der Einmündung des Spittelwassers in die Mulde werden die Bereiche als relevant bezüglich potenzieller Schadstoffablagerungen betrachtet, für die flächenhaft relativ große Überflutungshöhen ausgewiesen sind. In diesen Zonen ist davon auszugehen, dass im Zuge zurückgehender Pegel in der späteren Phase eines Hochwassers Sedimentationsprozesse einsetzen, die u. U. zu einer Ablagerung und Akkumulation schwebstoffgebundener Schadstoffe führen können.
Bereiche der Spittelwasserniederung, wie der Flutkanal zwischen den Flutmauern der Gemeinde Jeßnitz (Abbildung 6.3) oder der schmale Gewässerschlauch bei Raguhn (Abbildung 6.4), werden bezüglich Schadstoffablagerungen als nicht relevant betrachtet, da hier aufgrund der engen Morphologie des Gewässereinschnitts auch bei stagnierendem und zurückweichendem Hochwasser stets hohe Fließgeschwindigkeiten herrschen, die einer Ablagerung von belasteten Schwebstoffen entgegenstehen.
Im Gegensatz zu diesen schmalen Hochwasserrinnen zeigen die Auswertungen für die Ebene nördlich von Jeßnitz an, dass mit einer großen lateralen Ausbreitung der Überschwemmung zu rechnen ist, was mit geringeren Fließgeschwindigkeiten gerade in der Spätphase eines Hochwassers einhergeht. Hier und insbesondere im Bereich lokaler Tiefstellen, wie z. B. reliktischen Flussmäandern, wird von einer hohen Wahrscheinlichkeit einer Akkumulation von Schwebstoffen und ggf. schwebstoffbürtigen Schadstoffen ausgegangen.

Abbildung 6.3 Spittelwasser in Jeßnitz

Abbildung 6.4 Spittelwasser in Raguhn, Hochwasser 2010

6.3.3 Untersuchungszonen

Die Auswahl der Untersuchungszonen für die weitere radiometrische Vermessung orientiert sich direkt an den abgeleiteten Gebieten potenzieller Schadstofffreisetzung. Insgesamt wurden 5 Zonen identifiziert, deren Lage in Abbildung 6.9 und Anlage 7 dargestellt ist.

Tabelle 6.2 Liste der Untersuchungszonen

	Fläche	Nutzung	Lage	Untersuchungsrelevanz
Zone 1	27,7 ha	Brachland (ca. 50 %), Ackerland (ca. 50 %)	Niederung links u. rechts des Spittelwassers südlich Jeßnitz	hoch
Zone 2	38,3 ha	Brachland	Niederung links u. rechts des Spittelwassers nördlich Jeßnitz	sehr hoch
Zone 3	32,1 ha	Brachland	Niederung links u. rechts des Spittelwassers südlich Raguhn	mäßig
Zone 4	38,2 ha	Brachland (ca. 60 %) Ackerland (ca. 40 %)	Überschwemmungsfläche nördlich Jeßnitz (westlicher Teil)	mäßig bis hoch
Zone 5	13,2 ha	Ackerland	Überschwemmungsfläche nördlich Jeßnitz (östlicher Teil)	mäßig

Zone 1

Die Untersuchungszone 1 liegt südwestlich von Jeßnitz und umfasst einen Flussauenbereich von 27,7 ha Größe. Nach Norden und Osten ist die Untersuchungszone 1 durch die Hochwasserschutzanlagen der Gemeinde Jeßnitz begrenzt. Am östlichen Rand dieses Teilstücks fließt das Spittelwasser und am westlichen Rand der Schachtgraben.
Die Nutzung des Gebiets ist in der östlichen Hälfte durch Ackerflächen geprägt, während die westliche Fläche aus Brachland bzw. teilweise baumbestandenen Wiesen besteht.
Die Relevanz dieser Fläche hinsichtlich der Untersuchung potenzieller Schadstoffakkumulationen wurde als hoch eingeschätzt, da dieser Bereich höchstwahrscheinlich während historischen Flutereignissen direkt durch das mit dem Schachtgraben zuströmende belastete Wasser überflutet wurde. Für die Westhälfte sind jedoch aufgrund der weitgehend geschlossenen Vegetationsdecke ein vergleichsweise geringes Erosionsrisiko anzunehmen und damit ein vergleichsweise geringes Risiko der Freisetzung feststoffgebundener Schadstoffe. Das Erosionsrisiko ist für die ackerbaulich genutzten Flächen höher einzuschätzen.

Zone 2

Die Untersuchungszone 2 liegt nördlich von Jeßnitz und umfasst einen Flussauenbereich von 38,3 ha Größe. Diese Zone stellt den Nahbereich links und rechts des Spittelwassers in der breiten Niederung nördlich von Jeßnitz dar. Untersuchungszone 2 besteht aus Brachland bzw. lichtem Uferwald.
Die Relevanz dieser Fläche hinsichtlich der Untersuchung potenzieller Schadstoffakkumulationen wird als sehr hoch eingeschätzt, da dieser Bereich höchstwahrscheinlich während historischen Flutereignissen direkt durch das mit dem Spittelwasser zuströmende belastete Wasser überflutet wurde. Bei zurückweichendem Hochwasser kam es in diesen vergleichsweise tief gelegenen Bereichen der Spittelwasserniederung dann höchstwahrscheinlich zur Sedimentation von

möglicherweise stark belasteten Feststoffen. Aktuell sind jedoch aufgrund der weitgehend geschlossenen Vegetationsdecke ein vergleichsweise geringes Erosionsrisiko anzunehmen und damit ein vergleichsweise geringes Risiko der Freisetzung feststoffgebundener Schadstoffe.

Zone 3

Die Untersuchungszone 3 schließt sich stromabwärts an die Zone 2 an und umfasst einen Flussauenbereich von 32,1 ha Größe. Diese Zone stellt den Nahbereich links und rechts des Spittelwassers südlich von Raguhn dar.
Untersuchungszone 3 besteht aus baum- u. strauchbestandenen Wiesen bzw. lichtem Uferwald. Die Relevanz dieser Fläche hinsichtlich der Untersuchung potenzieller Schadstoffakkumulationen wird als mäßig eingeschätzt, da dieser Bereich zwar während historischen Flutereignissen direkt durch das mit dem Spittelwasser zuströmende belastete Wasser überflutet wurde. Bei zurückweichendem Hochwasser kam es in diesem gegenüber dem weiter südlich gelegenen Spittelwasserlaufs stärker eingeschnittenen Bereich wahrscheinlich eher untergeordnet zu Sedimentationsprozessen.
Aufgrund der weitgehend geschlossenen Vegetationsdecke sind auch ein vergleichsweise geringes Erosionsrisiko und damit ein vergleichsweise geringes Risiko der Freisetzung feststoffgebundener Schadstoffe anzunehmen.

Zone 4

Die Zone 4 schließt westlich an die Zone 2 an und stellt den weiteren Niederungsbereich zwischen Jeßnitz und Raguhn dar. Die Zone umfasst ca. 38,2 ha, die zum überwiegenden Teil sehr niedrig gelegen sind und entsprechend bei den betrachteten Hochwasserszenarien beträchtliche Überflutungstiefen aufweisen. Vereinzelt sind jedoch kleinräumig etwas höher gelegene Bereiche vorhanden und teilweise auch tiefer gelegene Strukturen, die offensichtlich reliktische Gewässerläufe darstellen. Dies stellt sich in der hier ausgeführten Berechnung der Überflutungstiefen und noch detaillierter in der SARISK-Modellierung (Anlage 6) dar, welcher ein Geländemodell höherer räumlicher Auflösung zugrunde liegt. Während im südlichen Bereich Wiesen ohne oder mit geringem Strauch- und Baumbestand vorherrschen, befinden sich im nördlichen Bereich der Zone 4 verbreitet auch landwirtschaftlich genutzte Flächen.
Die Relevanz dieser Fläche hinsichtlich der Untersuchung potenzieller Schadstoffakkumulationen wird als mäßig bis hoch eingeschätzt, da dieser Bereich zwar während historischen Flutereignissen direkt durch das mit dem Spittelwasser zuströmende belastete Wasser überflutet wurde. Bei zurückweichendem Hochwasser kam es hier gegenüber dem Nahbereich des Spittelwassers unter Umständen zu eher geringeren Sedimentationsprozessen, wobei lokale Senken eine Ausnahme bilden können.
Aufgrund der weitgehend geschlossenen Vegetationsdecke sind für die Wiesen ein vergleichsweise geringes Erosionsrisiko und damit ein vergleichsweise geringes Risiko der Freisetzung feststoffgebundener Schadstoffe anzunehmen. Die ackerbaulich genutzten Flächen unterliegen demgegenüber einem höheren Erosionsrisiko.

Zone 5

Die Zone 5 schließt östlich an die Zone 2 an und stellt den weiteren Niederungsbereich zwischen Jeßnitz und Raguhn dar. Die Zone umfasst ca. 13,2 ha, die zum überwiegenden Teil aber weniger niedrig gelegen sind als die östlichen Bereiche der Niederung (Zone 4). Entsprechend ist diese Zone weniger häufig überschwemmt und fällt dann frühzeitiger wieder trocken.
Die Relevanz dieser Fläche hinsichtlich der Untersuchung potenzieller Schadstoffakkumulationen wird als mäßig eingeschätzt, da dieser Bereich zwar während historischen Flutereignissen direkt durch das mit dem Spittelwasser zuströmende belastete Wasser überflutet wurde. Bei zurückweichendem Hochwasser kam es in diesem gegenüber dem Nahbereich des Spittelwassers aber wahrscheinlich eher zu geringeren Sedimentationsprozessen, da das Gebiet höher gelegen ist.

Weitere Bereiche

Neben den ausgewiesenen Untersuchungszonen sind Teile der Spittelwasserniederung im Bereich des Salegaster Forsts durch historische Schadstoffeinträge aus der chemischen Produktion des Standorts Bitterfeld-Wolfen belastet, die nicht über den Schachtgraben erfolgten. Eine flächenhafte Schadstoffuntersuchung in der hohen räumlichen Auflösung der gamma-spektrometrischen Kartierung wurde dort nicht als erforderlich angesehen und diese Bereiche nicht in das Untersuchungskonzept zur gamma-spektrometrischen Geländeaufnahme einbezogen. Der Grund hierfür liegt darin, dass diese Bereiche im Oberstrom des Haupteintrags über den Schachtgraben gelegen sind. Entsprechend ist unter Normalabflussbedingungen der Frachtbeitrag der Zielparameter aus dem Einzugsbereich Salegaster Forst in das Gewässersystem Spittelwasser-Mulde vernachlässigbar gering. Es wurde daher die Annahme getroffen, dass diesem Bereich ein deutlich geringeres Schadstoffpotenzial zugeordnet werden kann, dass zudem über eine deutlich größere Fläche verteilt ist. Dementsprechend ist auch mit Blick auf die Identifizierung von Maßnahmeerfordernissen das Hauptaugenmerk nicht auf die Überflutungsflächen des Salegaster Forsts gerichtet worden, sondern auf die Flächen entlang des Spittelwasser unterhalb der historischen Einmündung des Schachtgrabens.

6.3.4 Untersuchungskonzept

Anhand der Voruntersuchungen im Rahmen des Pilotversuchs der Fa. MEDUSA (Tauw-Bericht R006-2385478PAT, 1. Nov. 2011) wurde gezeigt, dass eine Geländeaufnahme in einem Raster mit 10 m Linienabstand mittels eines Quad-montierten mobilen Gammaspektrometers geeignet ist, eine hoch aufgelöste flächenhafte Verteilung der natürlichen Radioisotope der Elemente Kalium, Cäsium, Uran und Thorium zu ermittelten. Die Korrelation der Radioisotopenverteilung mit den Konzentrationen der feststoffgebundenen organischen Schadstoffe erlaubt dann die Ermittlung der flächenhaften Schadstoffverteilung in hoher Auflösung.

Kalibrierung
Bezüglich der Beschaffenheit der Böden bzw. Sedimente der Überflutungsflächen, die in den Untersuchungszonen 1 bis 5 gelegen sind, konnte davon ausgegangen werden, dass diese lithologisch und chemisch vergleichbar sind, da sie (1) sedimentgenetisch auf Prozessen beruhen, die demselben Gewässerabschnitt zuzuordnen sind und (2) von der historischen Schadstoffimmission denselben Hintergrund haben. Es wurde daher keine weitere Untergliederung vorgesehen, nach der unterschiedliche Kalibrierfunktionen zu verschiedenen Teilbereichen zuzuordnen wären.

Zur Korrelation zwischen Gammastrahlung und Schadstoffkonzentration wurde die Funktion herangezogen, die im Rahmen des Pilotversuchs gewonnen wurde. Diese wurde für jede der ausgewiesenen Zonen anhand zusätzlicher Probenahmen und Analysen des relevanten Schadstoffspektrum (PCDD/F, DDX, $Sn_{Org.}$, HCH) überprüft. Es wurden Proben der obersten 30 Bodenzentimeter gewonnen, welche im Labor als homogenisierte Mischproben analysiert wurden. Probenahme und Herstellen / Homogenisieren von Mischproben erfolgte aus jeweils fünf kreisförmig (Ø 2 m) angeordneten Handbohrungen (Edelman-Bohrer).
Die Anzahl der analysierten Bodenproben je Zone sind in Tabelle 6.3 angegeben.

Tabelle 6.3 Proben und Analysen je Untersuchungszone

	Fläche	Anzahl Probenahme und org. Analytik
Zone 1	27,7 ha	7
Zone 2	38,3 ha	10
Zone 3	32,1 ha	9
Zone 4	38,2 ha	10
Zone 5	13,2 ha	5

6.4 Ergebnisse Sedimentuntersuchungen

6.4.1 Sedimentuntersuchungen Mulde

Die Untersuchungen im unteren Spittelwasser wurden gemäß der Darstellung in Abschnitt 6.1 durchgeführt. Die Untersuchungen erfassten die Gewässerabschnitte, die im Rahmen der Voruntersuchung des LHW als potenzielle Ablagerungsbereiche von Feinsedimenten identifiziert worden waren.
Im Ergebnis der Peilstangensondierung wurde festgestellt, dass in keinem der untersuchten Gewässerabschnitte Feinsedimente anzutreffen sind. Das Flussbett ist an allen untersuchten Punkten zu unterschiedlichen Anteilen aus Sanden, Kiesen und Steinen aufgebaut. Hieraus leitet sich ab, dass aufgrund der sehr geringen spezifischen Oberflächen keine relevanten

Schadstoffgehalte in dem grobklastischen Material auftreten und überdies auch Resuspension keine Rolle spielt.
Das Vorliegen von partikelgebundenen Schadstoffreservoirs im Gewässerschlauch der Mulde unterhalb des Stausees, welche unter bestimmten hydraulischen Bedingungen eine Schadstoffquelle darstellen könnten, wurde anhand der Ergebnisse ausgeschlossen.

6.4.2 Sedimentuntersuchungen Spittelwasser

Die Untersuchungen im unteren Spittelwasser wurden analog zu den Muldeuntersuchungen (Abschnitt 6.4.1) gemäß der Darstellung in Abschnitt 6.1 durchgeführt. Die Untersuchungen erfassten die Stillwasserbereiche, die gemäß Altunterlagen als Hauptsedimentablagerungen innerhalb des Spittelwassers anzusehen waren. Die genaue Lage der Untersuchungspunkte bzw. Profile sowie die detaillierten Ergebnisse sind im Bericht der IfUA GmbH (Anlage 4) und in Abbildung 6.5 dargestellt.

Die vorgelegten Ergebnisse zeigten, dass überhaupt lediglich an einem Punkt des ersten Profils, wenngleich nur sehr geringmächtige, Feinsedimente angetroffen wurden. Ansonsten besteht das Gewässerbett ausschließlich aus Sanden, Kiesen und Steinen. Darüber befindet sich in der Regel eine wenige Zentimeter bis Dezimeter mächtige Suspension von Eisenoxidhydratflocken, die jedoch keinen zusammenhängenden Körper bildet, sondern in der Wassersäule frei beweglich ist.
Da im Rahmen der Untersuchungskampagne der IfUA GmbH auch Totwasserbereiche und die Bereiche zwischen den einzelnen Querprofilen in kurzen Abständen mittels Peilstange oberflächlich überprüft wurden, kann ausgeschlossen werden, dass Ablagerungen von Feinsedimenten übersehen worden sind.
Die Befunde stehen in diametralem Gegensatz zu den Ergebnissen früherer Untersuchungen, die für den Bereich der Stillwasserzone oberhalb des Muldedurchstichs Feinsedimente mit Mächtigkeiten von bis zu zwei Metern angegeben haben.

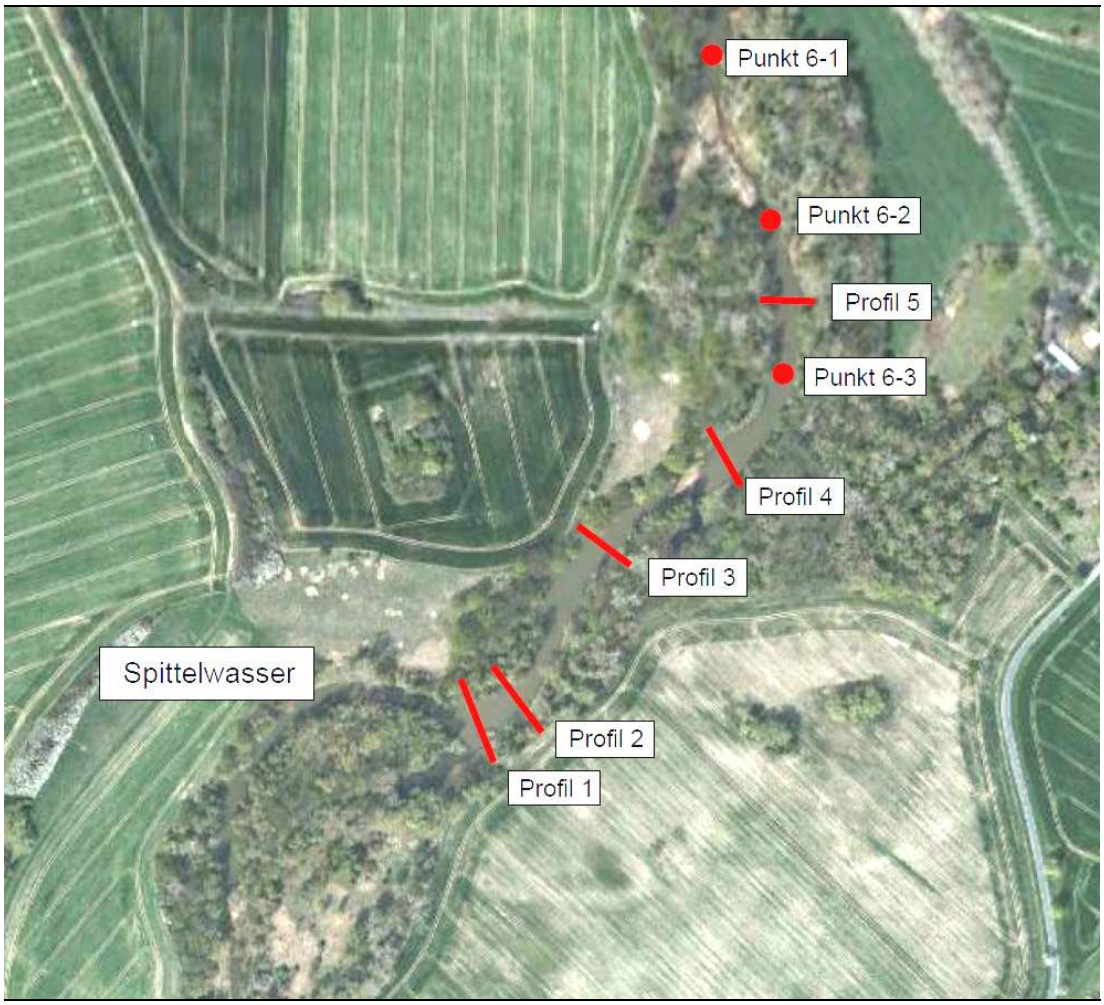


Abbildung 6.5 Lage Profile und Ansatzpunkte Sedimentuntersuchung unteres Spittelwasser

Dieser Widerspruch ist nur dadurch zu erklären, dass es im Zeitraum zwischen den Untersuchungen zu sehr massiven Umlagerungen gekommen ist. Das Jahrhunderthochwasser vom August 2002 würde hierzu eine mögliche Erklärung liefern, aber darüber ist an dieser Stelle nur zu spekulieren. Fakt ist, dass im Gewässerschlauch des unteren Spittelwassers keine maßgeblichen Mengen kontaminierter Sedimente vorliegen, welche ein Quellpotenzial für Schadstofffreisetzungen durch Remobilisierung darstellen würden.
Da die aktuelle Sedimentsituation im unteren Spittelwasser nach den aktuellen Befunden eine völlig andere ist als in den Altunterlagen beschrieben, wurden damit auch Zweifel aufgeworfen an der Richtigkeit der Bewertung der oberstromigen Bereiche in den Altunterlagen.

Es wurde daher beschlossen, im Spittelwasser auch oberhalb der Stillwasserzonen – wo die Bestandsdaten bisher keine relevanten Sedimentvorkommen auswiesen – eine weitergehende Untersuchung durchzuführen, um ggf. bisher unbekannte Sedimentablagerungen zu identifizieren.
Gemäß Konzept der Tauw GmbH sollte hierbei in drei Gewässerabschnitten des Längsprofils (Abbildung 6.6) von einem Boot aus alle ca. 20 m die Beschaffenheit der Gewässersohle mittels einer Peilstange bewertet werden. Bei Antreffen von Feinsediment-/ Schlickablagerungen waren an drei aussagekräftigen Punkten (Gewässermitte, Randbereiche) zwecks Mächtigkeitsbestimmung und Schichtenansprache Kernproben zu entnehmen.

Die Untersuchungsphase wurde am 26.11.2012 (Sektion 1 – Einmündung Fuhne – ehem. Brücke OW0561, Sektion 2 – Straßenbrücke OW0561 bis Querschnittsverengung) und am 27.11.2012 (Sektion 3 – Einmündung Schachtgraben – Straßenbrücke OW057) durchgeführt (IfUA Bitterfeld GmbH).
In den Bereichen, in denen Ablagerungen von Feinsedimenten angetroffen wurden, wiesen diese Mächtigkeiten zwischen 1 cm und 57 cm auf. Vereinzelt wurden in Sektion 2 (Pkte. 2-3; 6-3; 8-1) organoleptische Auffälligkeiten dokumentiert. Hier trat an den Proben ein schwacher chemischer bzw. bitumenartiger Geruch auf. Tabelle 6.4 gibt eine Übersicht der Feinsedimentmächtigkeiten und deren Ansprache.

Abbildung 6.6 Übersichtskarte der Untersuchungsbereiche des Sedimentscreenings im mittleren/oberen Spittelwasser.

Als relevant für die Betrachtungen zur Remobilisierung schadstoffhaltiger Sedimentschichten und deren Einfluss auf Schadstofffrachten in dem Gewässersystem werden ausschließlich Feinsedimente betrachtet, die in die Suspensionsfracht des Fließgewässers übergehen können. Sande und Kiese stellen aufgrund ihrer geringen spezifischen Oberflächen und der daraus resultierenden geringen Schadstoffgehalte sowie aufgrund ihres wenig mobilen Verhaltens im Gewässer keinen relevanten Faktor dar.

Tabelle 6.4 Feinsedimente im oberen/ mittleren Spittelwasser und deren Charakterisierung

Sektion	Mächtigkeit [m]	Substrat	Beschreibung
1	Ø 0,14 0,04 - 0,57	Schluff, schwach feinsandig bis sehr schwach feinsandig, zum Teil hoher Organikanteil; Feinsand, tonig	Schlamm/ Faulschlamm schwarz, graugrün, grünbraun, hellgrau
2	Ø 0,04 0,01 - 0,19	Schluff, feinsandig bis sehr schwach feinsandig, zum Teil hoher Organikanteil; Ton, schwach feinsandig	Schlamm/ Faulschlamm schwarz, braun, hellgrau, graubraun, grünbraun, grüngrau teilweise organoleptische Auffälligkeiten
3	Ø 0,03 0,01 - 0,35	Schluff, schwach feinsandig bis sehr schwach feinsandig, zum Teil hoher Organikanteil	Schlamm/ Faulschlamm orangebraun, schwarz, braun, graugrün, grau

Entsprechend wurden für jede der drei Sektionen die mittleren Feinsedimentmächtigkeiten (schlammartige, weiche Ablagerungen vor allem aus Schluff, Ton, organischem Material) ermittelt. Durch Multiplikation der mittleren Feinsedimentmächtigkeit mit der mittleren Breite und der Länge des Gewässerabschnitts lässt sich das Feinsedimentvolumen abschätzen (Anlage 4, Tabelle 6.5).

Tabelle 6.5 Ergebnis der Sedimenterkundung mittleres / oberes Spittelwasser

	Mittlere Feinsediment-mächtigkeit [m]	Mittlere Gewässerbreite [m]	Gewässer-abschnittslänge [m]	Feinsediment-volumen [m³]
Sektion 1	0,14	24	480	1600
Sektion 2	0,04	35	280	392
Sektion 3	0,03	5	560	84

Tabelle 6.6 Ergebnisse der Feststoffanalytik der Sedimentuntersuchung mittleres / oberes Spittelwasser

Parameter	Einheit	Sektion 1-1	Sektion 1-2	Sektion 2-1	Sektion 2-2
Gefriertrockenrückstand	Gew%	22,9	30,3	46,5	43,8
Summe Tetrachlordibenzodioxine	ng/kg	209,58	682,36	4.834,79	<10
Summe Pentachlordibenzodioxine	ng/kg	170,75	474,51	800,41	<20
Summe Hexachlordibenzodioxine	ng/kg	602,86	684,49	3.585,23	23,92
Summe Heptachlordibenzodioxine	ng/kg	758,28	705,72	8.351,16	136,38
Summe Tetrachlordibenzofurane	ng/kg	2.690	8.350	14.500	28,1
Summe Pentachlordibenzofurane	ng/kg	1.140	12.000	6.880	<20
Summe Hexachlordibenzofurane	ng/kg	673	9.710	7.080	39,5
Summe Heptachlordibenzofurane	ng/kg	815	11.200	7.310	<60
Summe Polychlordibenzodioxine (Tetra - Octa)	ng/kg	4.620	3.810	27.300	357
Summe Polychlordibenzofurane (Tetra - Octa)	ng/kg	7.460	63.900	54.800	67,6
Summe Polychlordibenzo-dioxine / -furane (Tetra - Octa)	ng/kg	12.100	67.700	82.100	424
Toxizitätsäquivalente (TEQ) (WHO 2005) inkl. ½ BG	**ng/kg**	**174**	**579**	**1.180**	**9,42**
α-Hexachlorcyclohexan	mg/kg	<0,01	0,05	2,2	0,24
β-Hexachlorcyclohexan	mg/kg	<0,01	0,1	58	<0,01
β-Hexachlorcyclohexan (Lindan)	mg/kg	<0,01	<0,01	0,05	<0,01
δ-Hexachlorcyclohexan	mg/kg	<0,01	0,06	0,9	0,04
ε-Hexachlorcyclohexan	mg/kg	<0,01	<0,01	2,5	0,11
Summe HCH	**mg/kg**	**0,02**	**0,215**	**61,15**	**0,29**
o,p'-DDD	mg/kg	<0,01	0,28	21	0,18
p,p'-DDD	mg/kg	0,01	0,47	37	0,25
o,p'-DDE	mg/kg	<0,01	0,02	0,35	<0,01
p,p'-DDE	mg/kg	0,03	0,08	1	0,03
o,p'-DDT	mg/kg	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
p,p'-DDT	mg/kg	<0,01	<0,01	0,22	<0,01
Summe DDX	**mg/kg**	**0,6**	**0,86**	**59,58**	**0,475**
Monobutylzinn	mg/kg	0,036	0,0076	0,03	0,12
Dibutylzinn	mg/kg	0,33	0,23	0,46	0,6
Tributylzinn	mg/kg	3	1,4	1,1	0,44
Tetrabutylzinn	mg/kg	0,0047	0,14	0,044	0,055
Summe Zinnorganika	**mg/kg**	**3,3707**	**1,7776**	**1,634**	**1,215**
Totaler organischer Kohlenstoff (TOC)	mg/kg	100.000	64.000	56.000	34.000

Tabelle 6.6 zeigt die Analytikergebnisse der Untersuchungen des anstehenden Gewässersedimentes des mittleren / oberen Spittelwassers. Es zeigt sich eine ausgeprägt heterogene Verteilung der Schadstoffbelastung. Insbesondere zeigt die Probe Sektion 2-1 hohe Konzentrationswerte für HCH, DDX und PCDD/F an.

In nachstehender Tabelle 6.7 sind die aus den Konzentrationsmittelwerten pro Sektion bestimmten Schadstoffmassen im anstehenden Sediment dargestellt. Hierzu wurden die für die untersuchten Sektionen abgeschätzten Feinsedimentvolumina (Tabelle 6.5) mit einer angenommenen Dichte für schlammiges, wasserhaltiges Sediment von 1,25 t/m³ multipliziert, um auf die vorhandene Sedimentmasse zu schließen. Diese wurde dann mit dem laboranalytisch ermittelten Trockenrückstand in Gewichtsprozent (Mittelwert aus zwei Proben je Sektion) zur vorhandenen Trockenmasse je Sektion berechnet, die wiederum mit den Analytikergebnissen multipliziert die Schadstoffmasse im Sediment ergibt. Die entsprechenden Schadstoffmassen im Sediment liegen um mehrere Zehnerpotenzen niedriger als die im Abschnitt 6.5.3 ermittelten Massen derselben Stoffe im Bereich der Überflutungsflächen (Tabelle 6.10).

Tabelle 6.7 Schadstoffmasse im anstehenden Sediment, oberes Spittelwasser

Gewässer-abschnitt	Sediment-Masse [t]	Sediment-Trockenmasse [t]	PCDD/F (TEQ) (WHO 2005) inkl. ½ BG [kg]	Summe HCH [kg]	Summe DDX [kg]	Summe Zinnorganika [kg]
Sektion 1	2000	532	0,0002	0,06	0,39	1,37
Sektion 2	490	221	0,00013	6,80	6,64	0,32

6.5 Ergebnisse der radiometrischen Auenuntersuchung

6.5.1 Ergebnisse Pilotuntersuchung

Die meisten Anwendungen des MEDUSA-Verfahrens in der Vergangenheit zielten auf die Ermittlung der flächenhaften Verteilung von Schwermetallen und/oder polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) mittels gammaspektrometrischer Kartierung von Gewässersedimenten oder Überflutungsflächen. Da die Methodik der gammaspektrometischen Proxys für die zu untersuchenden Schadstoffe in Auenböden konkret zuvor nicht belegt war und verschiedene Störeffekte, wie eine erhöhte Hintergrundstrahlung durch die Beeinflussung der Sedimente durch Einträge aus dem Einzugsgebiet des Erzgebirges, nicht ausgeschlossen werden konnten, wurde die Eignung durch Voruntersuchungen im Rahmen einer Pilotstudie geprüft. Nach erfolgreicher Bestätigung durch die Ergebnisse des Pilottests wurde das Verfahren auf das in Abschnitt 6.3 abgeleitete Untersuchungsgebiet angewendet.

Für die Pilotuntersuchung wurde ein Areal mit einer Fläche von 200 m x 300 m ausgewählt, das am westlichen Ufer des Spittelwassers unterhalb der Einmündung des Schachtgrabens liegt. Das Gebiet wurde aufgrund seiner guten Zugänglichkeit ausgewählt und da hier gemäß Bodenuntersuchungen im Rahmen des KORA-Projekts (KORA 2008) mit relativ hohen Belastungen zu rechnen war.
Das Pilotareal wurde mittels eines an einem Quad befestigten Gammaspektrometers in einem 5 m-Raster vermessen. Im Vorfeld der radiometrischen Geländeaufnahme waren über das Pilotareal gleichmäßig verteilt 14 Bodenproben entnommen worden, um eine Korrelation zwischen den über die Gammaspektren ermittelten Gehalten an Radionukliden (Proxys) einerseits und den organischen Schadstoffen HCH, DDX, Butylzinn und PCDD/F andererseits ableiten zu können. Die Proben wurden jeweils als Mischproben aus fünf Einstichen und dem Teufenintervall 0-30 cm hergestellt, um eine repräsentative Probe zu erhalten.
Die Ergebnisse der Gamma-Messungen bestätigten, dass das Strahlungsniveau sich in einem für die Auswertung gut geeigneten Bereich bewegt und dass die Varianz der elementspezifischen Gamma-Strahlung über die Fläche ausreichend hoch ist, um Teilbereiche deutlich zu unterscheiden. Mittels geostatistischer Verfahren (Variogrammanalyse) wurde weiterhin gezeigt, dass unter den Bedingungen am Standort aus einer Geländeaufnahme über eine Rasterbefahrung mit 10 m Abstand eine flächenhafte Interpolation möglich ist. Für alle analysierten Summen- und Einzelparameter mit Ausnahme des γ-HCH ließ sich mittels multivariater Statistik ein signifikanter Zusammenhang mit den natürlichen Radionuklidgehalten ableiten.
Auf dieser Grundlage wurden aus den radiometrischen Flächenkarten die entsprechenden Schadstoffkarten berechnet. Alle Ergebnisse sind im Detail dem Bericht der Fa. MEDUSA vom 9. Sept. 2011 zu entnehmen.
Die Schadstoffkarten, die auf diese Weise erhalten wurden, konnten kleinräumige Verteilungsmuster aufdecken, die anhand einer einfachen Interpolation der Analytik der Bodenproben nicht zu erkennen gewesen wären, obwohl für den Pilotversuch eine relativ hohe Beprobungsdichte

gewählt worden war. Um eine weitere Überprüfung der Ermittlung der Schadstoffkonzentrationen durch die Umrechnung der Werte der elementspezifischen Gammastrahlung durchzuführen, wurden sieben weitere Bodenproben aus dem Pilotareal laboranalytisch auf die Schadstoffgehalte untersucht. Exemplarisch ist die über die radiometrischen Proxys ermittelte Karte der PCDD/F dargestellt, wobei die Werte der Nachanalytik als Datenpunkte in derselben Farbskala eingetragen sind. Anhand der Nachanalytik konnten die ermittelten Schadstoffverteilung für alle Parameter bestätigt werden.

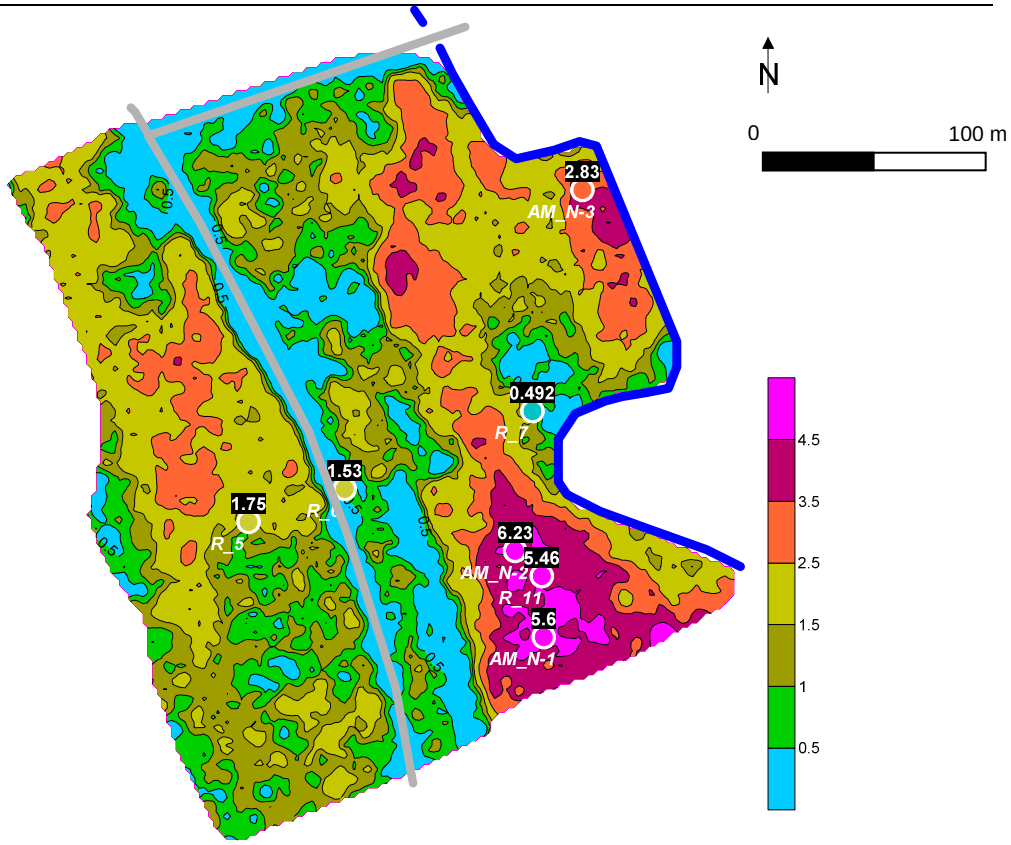


Abbildung 6.7 Verteilungskarte von Summe PCDD/PCDF (NATO-TE) gemäß gamma-spektrometrischer Pilotuntersuchung (MEDUSA) und Punktdarstellung der Ergebnisse der Nachbeprobung. Skala: µg TE/kg TS

6.5.2 Einfluss von Ionenaustauscher-Ablagerungen

Aus den Produktionsprozessen am Standort Bitterfeld-Wolfen wurden in der Vergangenheit große Mengen von Ionenaustauscherharzen freigesetzt. Kommerziell nicht verwertbare Kornfraktionen aus der Herstellung von Kunstharzionenaustauschern (Wofatit) wurden in großen Mengen in das

Spittelwasser abgegeben. In der Folge kam es in den Sedimenten und Böden des Spittelwassers und seiner Überflutungsflächen zu z. T. sehr starken Akkumulationen dieses Materials. Trotz Sanierungsmaßnahmen in den 1990er Jahren sind stellenweise noch nicht unerhebliche Anreicherungen der Austauscherkügelchen in den Böden anzutreffen. Es blieb zunächst die Frage zu beantworten, ob die lokal auftretenden Akkumulationen von Ionenaustauscherharzen (Wofatit) in der Spittelwasseraue zu Falschbefunden führen können, indem sie abweichende Korrelationsmuster aufweisen. Dies wäre z.B. der Fall, wenn gegenüber dem Bodenhintergrund starke Akkumulationen von (a) radioaktiven Metallen oder (b) den untersuchten organischen Schadstoffen am Wofatit aufträten.

Abbildung 6.8 Bodenprobe mit hohem Wofatit-Anteil. Die einzelnen Kügelchen weisen Durchmesser etwa im Millimeter-Bereich auf.

Im Untersuchungsbereich der MEDUSA-Pilotstudie wurden im Rahmen der Bodenprobenahme an verschiedenen Probenahmepunkten erhebliche Anteile von Wofatit in der Bodenmatrix

festgestellt (Abbildung 6.8). Die Verteilung der Wofatitablagerungen im Pilot-Areal, die anhand der Ansprache der im Gelände der gewonnen Bodenproben auf den nordöstlichen Bereich in direkter Nähe zum Spittelwasser beschränkt ist, wies jedoch keinerlei Zusammenhang mit der räumlichen Verteilung der Radioisotope oder der organischen Schadstoffe auf.

Um die Fragestellung bzgl. einer möglichen Beeinflussung der radiometrischen Schadstoff-kartierung abschließend zu beantworten, wurde aus einer Bodenprobe aus dem Pilotfeld mit hohem Wofatit-Anteil das Wofatit-Material abgetrennt und laboranalytisch auf die Metalle mit relevanten radioaktiven Isotopen (U, Th, Cs, K) sowie die relevanten organischen Schadstoffe (PCDD/F, HCH, DDX und Zinnorganika) untersucht. Die Befunde der Elementanalytik zeigten am Wofatit jedoch keine auffällige Erhöhung der Konzentrationen von U, Th, Cs oder K gegenüber dem Hintergrundniveau.

Tabelle 6.8 Geochemische Eckdaten umweltrelevanter Spurenelemente in der Muldeaue nach Brandt (2003)

Ele-mente	HG		Medianwerte						MW	Std.	Diffe-renz
	M_{ob}	M_{ub}	M_{Ah}	M_{Arel}	M_M	M_{C+G}	M_F	M_{ge}	ges.	ges.	
n =	8	8	85	27	76	85	13	286	286	286	286
Einheit	mg/kg		mg/kg						mg/kg		%
Ag	<2	<2	8,3	9,4	2,2	<2	4,5	3,1	14,8	38,0	79,0
As	45	43	130	174	101	111	223	124	136	91	8,7
Bi	<3	<3	4,1	5,5	<3	<3	8,2	3,7	5,0	11,0	26,5
Cd	<4	<4	5,6	7,0	<4	<4	12,6	<4	5,5	5,4	63,5
Cu	35	29	111	164	50	42	145	69	92	78	25,2
Cr	92	100	225	392	88	83	185	111	366	955	69,7
Hg	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	-
Ni	35	35	41	61	27	30	70	33	40	25	17,9
Pb	81	65	262	349	204	193	282	246	255	160	3,8
Sb	<3	<3	7,3	8,5	5,6	6,1	11,0	6,8	7,6	4,4	10,5
Se	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	-
Sn	<10	<10	77	76	65	66	109	73	117	305	37,9
Tl	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	-
U	7,4	7,6	15	19	6	7	24	8	14	17	47,6
V	98	97	83	95	72	70	93	77	83	24	7,3
W	<10	<10	25	31	11	5	32	14	22	25	35,9
Zn	219	162	538	665	298	307	1256	379	556	750	32,0

HG = Hintergrund-Median von Ober- (M_{Ob}) und Unterbodenhorizonten (M_{Ub}), MW = Mittelwerte (Probengesamtheit), Std. = Standardabweichung (Probengesamtheit) , Diff. = prozentuale Abweichung des Mittelwerts vom Median (M_{ge})
Medianwerte: M_{Ah} = Oberbodenhorizont, M_{Arel} = fossiler Horizont (ehem. Oberboden), M_M = Mineralbodenhorizont, M_{C+G} = tiefere Lockergesteinshorizonte mit geringen Bodenbildungseinflüssen (C) teils mit Grundwassereinfluß (G), M_F = Flußsedimente, M_{ge} = Median der Probengesamtheit

Der Uran-Gehalt in der Wofatitprobe wurde mit 1,4 mg/kg bestimmt. Zieht man zum Vergleich die Medianwerte der Urangehalte in unterschiedlichen Bodenmatrizes der Muldeaue (Tabelle 6.8) heran, zeigt sich, dass Uran nicht durch Wofatit akkumuliert wird. Auch für Thorium mit 3,6 mg/kg zeigt sich keine Akkumulation durch Wofatit, wenn man exemplarisch den Hintergrundwert für Böden in den USA von 8,6 mg/kg (USGS 1984) heranzieht. Cäsium ließ sich in der Wofatit-Probe nicht bestimmen.
Aus diesen Befunden lässt sich schließen, dass eine mögliche Akkumulation von natürlichen Radioisotopen, die theoretisch eine Beeinflussung der MEDUSA-Messungen zur Folge haben könnte, nicht auftritt.
Die Analysen der untersuchten organischen Parameter zeigten, dass die Gehalte am Wofatit durchweg niedriger lagen als die Gehalte an der Bodenprobe, die in der unmittelbaren Nähe zu der Wofatitprobe genommen wurde. Sie lagen darüber hinaus durchweg im mittleren Bereich der Verteilung der Messwerte über alle Bodenproben aus dem Pilotareal.
Aus diesen Ergebnissen konnte geschlussfolgert werden, dass auch keine relevante Aufkonzentration der organischen Spezies am Wofatit stattfindet.

6.5.3 Ergebnisse Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasste Überflutungsflächen des Spittelwassers und wurde in 5 Teilgebiete gegliedert (Abschnitt 6.3, Abbildung 6.9). Die Vorgehensweise zur Bearbeitung leitete sich hierbei von den Ergebnissen der Pilotuntersuchung ab, die Durchführung entsprach der der Pilotstudie. Statt eines 5 m- Rasters wurden 10 m Raster angewendet, was im Pilotversuch als ausreichend belegt worden war. Um die gemessenen Radionuklidkonzentrationen mit den Gehalten organischer Schadstoffe zu korrelieren, konnten die im Rahmen der Pilotstudie gewonnenen Erkenntnisse nach Überprüfung für den gesamten Datensatz auf das Gesamtgebiet der fünf Einzelzonen angewendet werden. Tabelle 6.9 zeigt die abgeleiteten Beziehungen zwischen den Schadstoffparametern und den radiometrischen ermittelten Radionuklidgehalten der Untersuchung (Medusa 2013).

Tabelle 6.9 Korrelation der Schadstoffparameter mit den radiometrischen Daten

Parameter	Modell	R^2	p-Wert
PCDD/F [TEQ-ng/g]	= 2,38 – 0,016*K + 0,103*U	0,66	0,0028
TBT [mg/kg]	= 0,163 + 0,00093*U – 0,000556*K	0,67	0,0022
ΣButylzinn [mg/kg]	= 1,708+ 0,0430*U – 0,104*Th	0,76	0,0004
α-HCH [mg/kg]	= – 0,0617+1,159*U – 1,303*Th	0,74	0,0006
β-HCH [mg/kg]	= 9,519 + 3,434*U – 3,900*Th	0,55	0,0131
γ-HCH [mg/kg]	= – 105,15 + 3,071*U	0,34	0,0282
Σ HCH [mg/kg]	= -19,76+8,144*U-8,382*Th	0,7	0,0013
Σ DDX [mg/kg]	= 0,502 + 0,310*U – 0,343*Th	0,55	0,0023

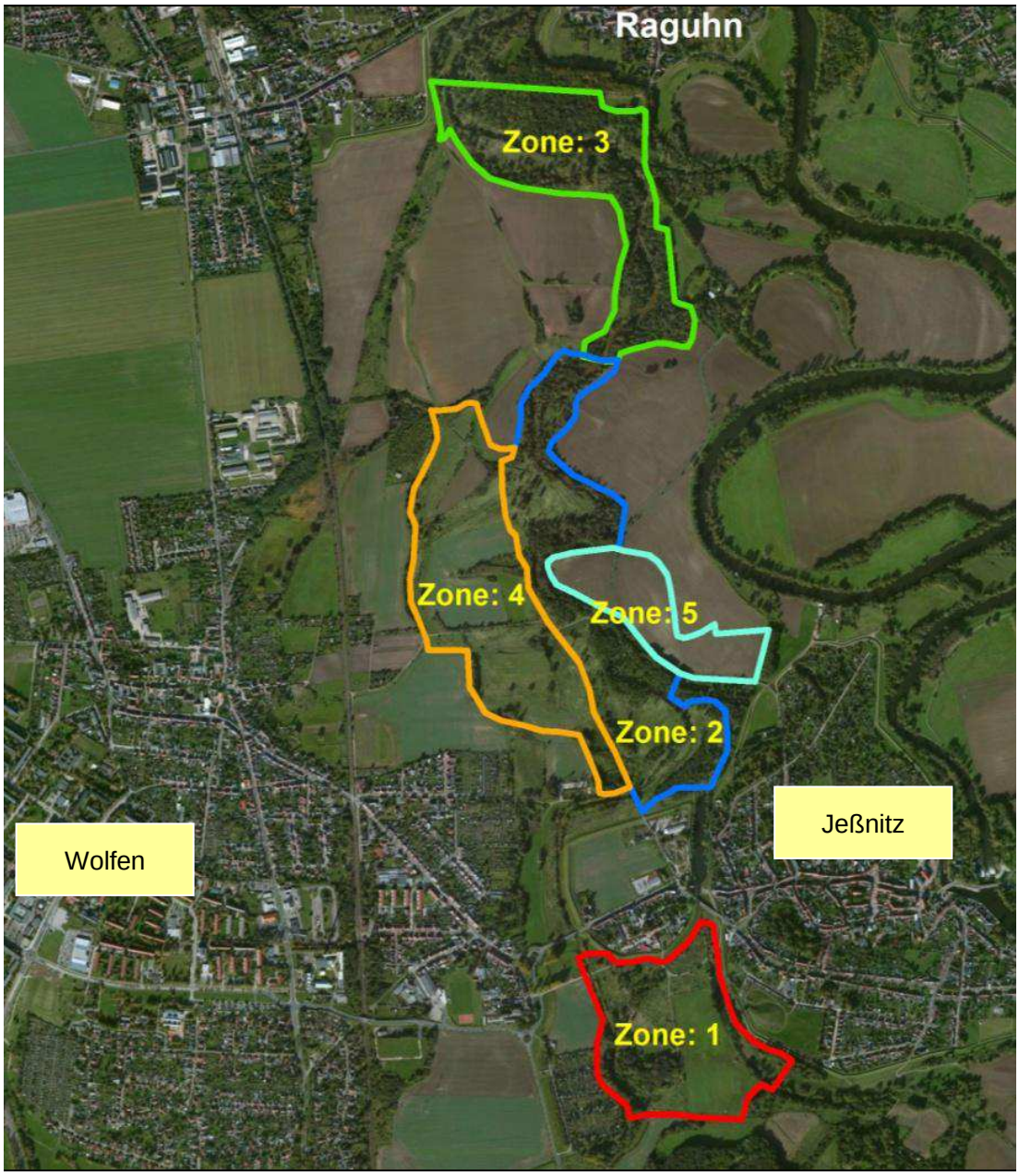


Abbildung 6.9 Untersuchungsgebiet radiometrische Kartierung

Die Verteilungsmuster der in der radiometrischen Untersuchung erfassten Parameter zeigen Ablagerungsschwerpunkte hauptsächlich in den Teilgebieten Zone 2, Zone 3 und zum Teil in Zone 4 (Anlage 7.2 – 7.5).

Die relevanten Bereiche, in denen flächig höhere Belastungen vorliegen, sind:

- südlich bzw. stromauf der Pilotfläche bei OW057 zu beiden Seiten des Spittelwassers,
- stromab der Pilotfläche und nördlich der Teilfläche 5,
- im nördlichen Teilgebiet 3 zwischen Muldedurchstich und Raguhner Forst entlang der Spittelwassers,
- untergeordnet zwischen Schachtgraben und Spittelwasser im Bereich des Teilstücks zwischen OW0506 und Einmündung des Schachtgrabens.

Auf Basis der gewonnenen Daten konnten weiterhin mittlere Konzentrationen für die einzelnen Schadstoffe für jedes Teilgebiet errechnet werden. In Tabelle 6.10 ist die über die mittlere Belastung der oberen 30 cm des Bodens der Teilflächen ermittelte Schadstoffmasse pro Teilfläche aufgeführt. Hieraus wird deutlich, dass die größte Schadstoffmasse in den Teilgebieten direkt entlang des Spittelwasserufers vorliegt (Zonen 2, 3 und 4). Das geringste Schadstoffinventar wurde für das Teilgebiet 5 errechnet, das aufgrund seiner Morphologie schwächer von Überflutungen betroffen ist.
Die mit Abstand größte Menge wurde für den Summenparameter HCH bestimmt, das gesamte errechnete Inventar beläuft sich auf ca. 18 t. Die errechnete Gesamtmenge an Dioxin liegt bei 0,6 kg, bei einer Gesamtfläche von über 130 ha.

Tabelle 6.10 Über die im Teufenintervall 0 – 0,3 m uGOK vorliegende mittlere Belastung der Teilflächen ermittelte Schadstoffmasse im Untersuchungsgebiet und den einzelnen Teilflächen

	Fläche [ha]	$\bar{c}(\sum Sn_{org.})$ **[kg]**	$\bar{c}(\sum HCH)$ **[t]**	$\bar{c}(\sum DDX)$ **[t]**	$\bar{c}(PCDD/F)$ **[kg TEQ WHO 2005]**
Zone 1	24,3	2,2	0,9	0,1	0,05
Zone 2	32,9	7,3	9,9	0,5	0,28
Zone 3	27,2	4,0	5,2	0,3	0,15
Zone 4	35,3	4,7	1,9	0,1	0,12
Zone 5	14,1	0,008	0,2	0,0	0,002
Gesamt	**133,8**	**18,2**	**18,2**	**0,9**	**0,61**

In den Zonen 2 und 5, die sich entlang des Verlaufs des Spittelwassers erstrecken, bildet Uferwald die vorherrschende Vegetationsform, zwischengeschaltet sind freie (Brach-) Flächen mit saisonal wechselndem, bodenbedeckendem Bewuchs. Landwirtschaftlich genutzte Areale befinden sich ausschließlich innerhalb der Teilflächen 1, 4 und 5 (Anlage 7.1).

Aus der Darstellung in Anlage 7 geht hervor, dass keine größeren Überschneidungen der landwirtschaftlich genutzten Flächen mit den relevanten Belastungsbereichen bestehen. Eine Ausnahme bildet der nördliche Rand der mittleren Ackerfläche in Zone 4, wo eine Überlagerung besteht (betrifft die Parameter Dioxin, HCH und DDX), die jedoch aufgrund ihrer Kleinräumigkeit vernachlässigbar ist.
Die Belastungsbereiche nach Medusa befinden sich hauptsächlich in Arealen, die durch lichten Uferwald geprägt sind und in denen offene Flächen mit bodenbedeckender Vegetation anzutreffen sind.
Das Erosionspotenzial dieser Flächen ist als gering einzuschätzen, im Gegensatz zu Flächen, die einer landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen (Ackerflächen, z. B. Anbau von Winterweizen). Hier wird durch mechanische Bodenauflockerung (Pflügen) und die zeitweise fehlende Vegetation der in den oberen Bodenschichten vorhandene Schadstoffanteil für Erosion und Abtransport verfügbar gemacht. In den Uferwaldbereichen findet Erosion vornehmlich in Form vereinzelter Auskolkungen hinter Strömungshindernissen wie Baumstämmen statt. Dies ist aber flächenmäßig wenig relevant.
Die Randbereiche des Gewässers, die der größten Dynamik ausgesetzt sind, weisen in Folge zwar das höchste Erosionspotenzial auf (Prallhang, Sohltransport), bieten jedoch im Gegensatz zu den Überflutungsflächen ungünstige Bedingungen zur Ablagerung von Feinsediment. Die Untersuchungen im Gewässerschlauch haben ergeben, dass Feinsediment nicht in relevanten Größenordnungen vorliegt (Kapitel 6.4.2). Das Verteilungsmuster der Feinstkornfraktion (Ton) in den Auesedimenten, das sich aus den Ergebnissen der Medusa-Untersuchung ableiten lässt, besagt, dass der Tonanteil in unmittelbarer Nähe zum Fluss geringer ist, als in entfernteren Flächenarealen. Die Ablagerung von Feinsediment ist letztlich von der Dynamik der Überflutungsereignisse, Ruhigwasserbereichen etc. abhängig.

Zusammenfassung und Bezug zu Schadstofffrachten im Gewässer
Die Schadstoffbelastungen in den Auenböden treten hauptsächlich in den ufernahen Teilgebieten sowie in tiefer gelegenen Überflutungsarealen auf. Diese Bereiche bestehen nahezu vollständig aus offenem Grasland oder lichtem Uferwald. Ein relevantes Erosionspotenzial durch Überschneidung von hoch belasteten Bereichen mit landwirtschaftlicher Nutzung besteht nicht.

Um die Größenordnung der Massenverhältnisse zu verdeutlichen, ist in Tabelle 6.11 gegenübergestellt, wie die berechneten Massen in den Auesedimenten nach Medusa mit den Jahresfrachten im Gewässersystem im Verhältnis stehen. Als Bezugsebene wird die Messstelle OW057/059 betrachtet, die den hydraulisch tiefsten Kontrollpunkt im Spittelwasser darstellt. Außer Acht bleibt hierbei der restliche Anteil der Fließstrecke bis zur Einmündung in die Mulde. Die Betrachtung beschränkt sich ausschließlich auf die genannte Massenbilanz, Faktoren wie Hintergrundbelastung des Gewässers und Funktionsweise und Größenordnung des Eintrags aus den Aueflächen sind nicht mit hinzugezogen.

Tabelle 6.11 Vereinfachte Gegenüberstellung von ermittelten Massen bzw. Frachten im Untersuchungszeitraum

Organischer Parameter	Schadstoffmasse in Aueböden (Medusa)	Gesamtfracht an OW057/059	Verhältnis
	[kg]	[kg/a]	
ΣHCH	18.200	7,06	0,04 %
ΣDDX	900	0,63	0,07 %
ΣSn-Org.	18,2	3,68	20,22 %
WHO-TEQ PCDD/F	0,61	0,000668	0,11 %

In jedem Fall wird deutlich, dass sich selbst unter Einbeziehung von Hochwassersituationen, die im Untersuchungszeitraum einen Frachtanteil von ca. 50 % ausmachen, eine Abreicherung der in den Aueflächen verbreiteten Schadstoffe nicht in relevantem Maße stattfindet.
Dafür spricht z. B. auch die Tatsache, dass trotz der Aussage, dass der Dioxingehalt des Spittelwassers überwiegend aus Schadstofffreisetzung aus den Auebereichen resultiert, die Jahresfracht dennoch lediglich 0,1 % der in den Überflutungsflächen vorhandenen Dioxinmasse entspricht. Für die anderen genannten Parameter ist überdies noch zu berücksichtigen, dass die Fracht im Gewässer zum überwiegenden Anteil gar nicht aus den Auen stammt, sondern über den SCR in das System gelangt.

7 Zusammenfassende Systembewertung

Die im Rahmen des dargestellten Projekts durchgeführten Untersuchungen dienten primär zur Aufklärung der Defizite bezüglich des Systemverständnisses der frachtbezogenen Prozesse in Spittelwasser und Mulde und deren Wirkung auf die Elbe, die im Rahmen einer Grundlagenermittlung und Auswertung der Bestandsdaten identifiziert worden war. Die in den Abschnitten 4, 5 und 6 umfassend dargestellten Ergebnisse sind geeignet, das Systemverständnis grundlegend zu verbessern und Maßnahmeerfordernisse abzuleiten.

Diese Defizite bezüglich des Verständnisses von Frachtprozessen beruhen im Wesentlichen darauf, dass bisher für die Nebenflüsse und damit für das Gesamtsystem keine ausreichenden Datensätze vorlagen, die über ausreichend lange Zeiträume und mit ausreichender räumlicher Abdeckung und Auflösung den Schadstofftransport im Flussgebiet und insbesondere seinen Nebenflüssen erfassen. Die unvollständige Datengrundlage zum Frachtgeschehen in den Nebenflüssen des Elbe-Flussgebiets hat jedoch weitreichende Folgen, da im Zuge der Bewirtschaftungsplanung für das Flussgebiet Elbe Bewirtschaftungsziele festzulegen waren sowie Maßnahmen abzuleiten waren, die zu der Erreichung der Bewirtschaftungsziele geeignet sind.
Im *Bericht zur Bewertung von Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet* der Hamburg Port Authority HPA (Heise et al. 2007) wurde dieser Konflikt zwischen Defiziten im Systemverständnis und der Notwendigkeit der Ausweisung von Maßnahmegebieten benannt: „*Um die Bewirtschaftungsziele im Elbeeinzugsgebiet zu erreichen und hierzu Maßnahmen planen zu können, ist es notwendig, die Gebiete einzugrenzen, an denen Maßnahmen sinnvoll sind. Hierbei wird in Kapitel 5.3.* [des HPA-Berichts] *nicht auf die technische Machbarkeit eingegangen, sondern der Fokus auf die Identifizierung jener Schadstoffdepots gelegt, von denen der Austrag in die Elbe erfolgt. Da Frachtdaten innerhalb der Nebenflüsse nur selten zur Verfügung stehen, werden hier verstärkt Informationen zu Belastungen aufgeführt, aus denen direkt oder indirekt auf einen Transport von Schadstoffen aus bestimmten Gebieten geschlossen werden kann. Maßnahmen, die zu einer Reduzierung der Schadstoffbelastung im EEG führen sollen, werden an diesen als Risikogebiete ausgewiesenen Bereichen ansetzen müssen.“*
Um ortsspezifische Maßnahmeerfordernisse ableiten zu können sowie die Maßnahmen und ihre Anwendungsbereiche definieren zu können, ist dieses Vorgehen jedoch unzureichend, da für die Bewertung der Effektivität und der Verhältnismäßigkeit solcher Maßnahmen dann keine ausreichende Grundlage vorhanden ist. Ein Leitgedanke für die Ausweisung von Maßnahmegebieten ist die Priorität der Eliminierung oder Reduzierung der Quelle(n) der Belastung.

Während ein solches Vorgehen im Falle rezenter Einleitungen in der Regel einfach in die Praxis umzusetzen ist, ist die Situation bei Altsedimenten ungleich komplexer. Heise et al. (2007) forderten deshalb, „*Maßnahmen so nahe wie möglich am Ort der höchsten Belastung zu planen, um weitere Emissionen stromabwärts zu unterbinden*“, wenn die Schadstoffe – wie bei historisch kontaminierten Sedimenten in der Regel der Fall – „bereits über einen weiten Bereich des Gewässers verbreitet wurden“.
Für das Flussgebiet Elbe und die Belastungssituation mit überwiegend schwebstoffgebundenen organischen Schadstoffen stellt sich das räumliche und zeitliche Belastungsmuster jedoch so komplex dar, dass die Ausweisung des Ortes oder der Orte der höchsten Belastung sich als schwierig erweisen muss.

- Für alle organischen Parameter sind verschiedene Quellbereiche relevant, wie z. B. die Leichtmetallproduktionsstandorte Staßfurt (Bode, Saale), Bitterfeld-Wolfen (Spittelwasser, Mulde) und Aken (Elbe) als Emissionsquellen der im Elbesediment auftretenden Dioxine.
- Für die verschiedenen organischen Parameter sind verschiedene Emissionszeiträume maßgeblich (z. B.: Leichtmetallproduktion in Deutschland ca. 1930 bis 1945, HCH-Produktion in Bitterfeld 1951 bis 1982, aber Fortbestand von Ablagerungen der Ballast-Isomere).
- Für den großskaligen Transport aller überwiegend feststoffgebundenen organischen Parameter ist modellhaft von einem durch Sedimentations-Resuspensions-Zyklen stoffspezifisch retardierten Transport durch das Gewässersystem, z. T. verbunden mit stoffspezifischen Prozessen der Rücklösung und Re-Adsorption bzw. unter Ablauf mikrobieller und/oder abiotischer Transformationsprozesse auszugehen. Der Transport erfolgt verstärkt im Zuge von Hochwasserereignissen mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten und damit verbundener Remobilisierung von belasteten Feststoffen, während in den Zeiten geringer Strömungsgeschwindigkeiten schwebstoffgebunden Schadstoffe insbesondere in Stillwasserzonen wie Buhnenfeldern, Totarmen und Häfen oder auf Überflutungsflächen zur Sedimentation kommen.

Vor diesem Hintergrund ist es naheliegend, dass eine Ausweisung eng begrenzter Gebiete höchster Belastung kaum möglich ist, da sich alle betrachteten Schadstoffparameter, ausgehend von den verschiedenen Eintragsbereichen, in unterschiedlicher Weise über das Flussgebiet verteilt haben, wobei von Akkumulationen in Sedimenten von Stillwasserzonen, Hafenbecken und Buhnenfeldern sowie auf Überflutungsflächen entlang der Elbe und ihrer Nebenläufe auszugehen ist.

Um Ansatzpunkte und Zielrichtungen möglicher Maßnahmeprogramme zur Reduzierung der Belastung im Flussgebiet zu bestimmen, ist es aus Sicht der Autoren unabdingbar, mittels einer genauen Analyse der Schadstofffrachten und möglicher Schadstoffdepots die Teilbereiche des Gewässersystems zu identifizieren, denen auf Flussgebietsebene ein relevantes Kontaminationspotenzial zuzuordnen ist. Für eine solche Analyse ist es sinnvoll, das betreffende Gewässersys-

tem als ein Modell aus jeweils möglichst eindeutig beschreibbaren „Black-Boxes“ zu vereinfachen, das heißt, es in eine Abfolge abgeschlossener Bilanzräume zu unterteilen, die jeweils einen spezifischen Gewässerabschnitt eindeutig charakterisieren. Je weniger potenzielle Ursachen dabei für eine beobachtete Wirkung in einem Bilanzraum infrage kommen als desto besser beschreibbar ist dieser anzusehen.
Dieser Ansatz wurde im Rahmen des beschriebenen Untersuchungsprogramms im Bereich Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde in einem Oberflächenwassermonitoring umgesetzt. Die Bilanzräume umfassen die einzelnen Oberflächengewässerabschnitte und beginnen jeweils an den oberstromigen Systemgrenzen und enden an der Mulde bei Priorau, unterhalb der Einmündung des Spittelwassers in die Mulde. Dazwischen befinden sich Bilanzebenen jeweils oberhalb und unterhalb der Zusammenflüsse der einzelnen Teilgewässer. Ergänzend herangezogen werden darüber hinaus Daten aus Dessau, Wittenberg und Aken, die den Zustrom der Mulde in die Elbe kleinräumig charakterisieren. Die Daten der Messstelle Magdeburg sind zur Charakterisierung des Muldeeinflusses nicht geeignet, da hier bereits eine Überlagerung der Einflüsse verschiedener Teilbereiche vorliegt, insbesondere Mulde, Saale und Buhnenfelder der Elbe.
Neben der Überwachung der Bilanzebenen der Oberflächengewässerabschnitte wurden die Gewässer hinsichtlich des möglichen Vorliegens kontaminierter Altsedimente untersucht, die potenziell eine remobilisierbare Kontaminationsquelle darstellen können. Die Spittelwasseraue wurde hinsichtlich möglicher Kontaminationsschwerpunkte, die potenziell infolge erosiver Prozesse im Zuge von Hochwasserereignissen remobilisiert werden können, untersucht.

Über die Frachten der relevanten, überwiegend schwebstoffgebundenen organischen Stoffe in den einzelnen Bilanzräumen des Gewässersystems, unter Berücksichtigung der umfänglich in Spittelwasser und Mulde untersuchten Sedimentablagerungen – deren tatsächliche Situation teilweise ein den bisherigen Modellvorstellungen der Rolle von Altsedimenten als Schadstoffquelle grundsätzlich widersprechendes Bild zeigt – und unter Verwendung der räumlich hoch aufgelösten Informationen zur Belastung der Spittelwasseraue liegen im Ergebnis des durchgeführten Projektes ausreichende Informationen vor, um die Transportprozesse in dem untersuchten Gewässersystem unter verschiedenen hydrologischen Randbedingungen im Detail zu beschreiben. In den nachfolgenden Abschnitten wird die Belastungssituation jeweils für die Schadstoffgruppen Dioxine/Furane, Hexachlorcyclohexan und Organozinnverbindungen konkretisiert. Die Kontaminationssituation der Organozinnverbindungen entspricht grundsätzlich der von HCH im System Schachtgraben-Spittelwasser während den Dioxinen/Furanen aufgrund ihrer stark abweichenden Historie eine Sonderrolle zukommt.

7.1 Bewertung Belastungssituation Dioxine und Furane

Es ist unzweifelhaft, dass über die Magnesiumproduktion in Bitterfeld erhebliche Mengen PCDD/F in Schachtgraben und Spittelwasser sowie über diese in die nachfolgenden Gewässer eingetragen worden sind. Wie die Ausführungen in Abschnitt 2.2.1 zeigen, ist jedoch eine Quantifizierung des historischen Eintrags schwierig.

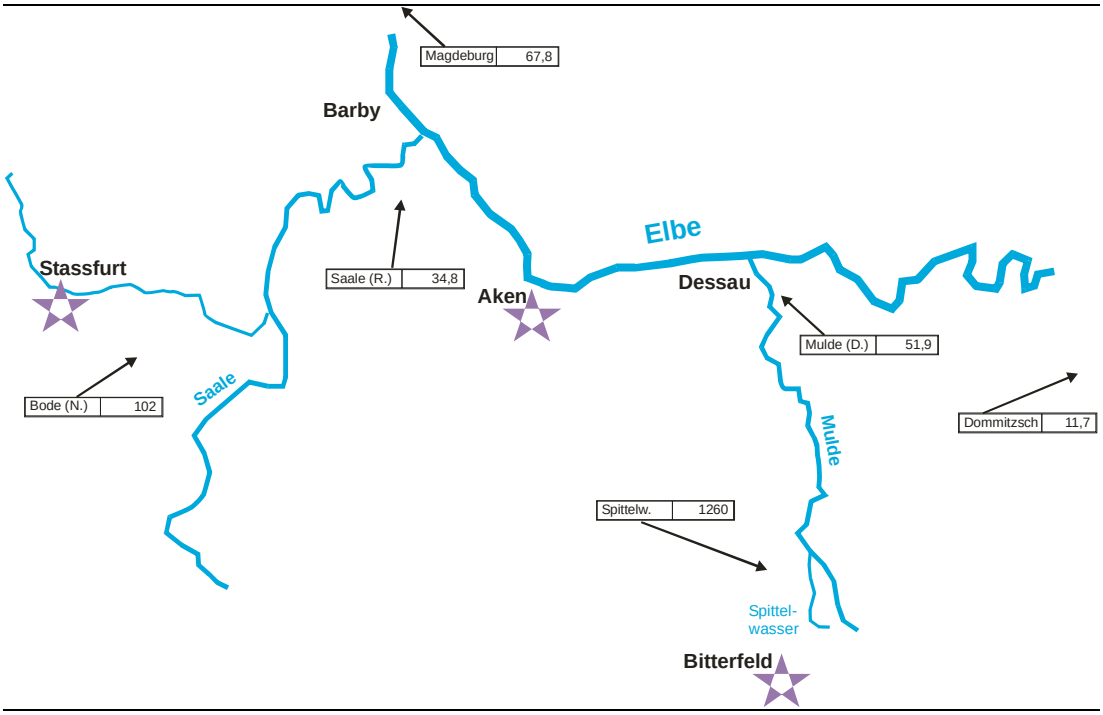


Abbildung 7.1 PCDD/F-Konzentrationen am Feststoff in WHO-PCDD/F-TEQ-2005 (pg/g dw) gemäß Probenahmen im Jahr 2008, Daten nach Stachel et al. (2010).

Ungleich schwieriger noch ist eine Beurteilung der Verteilung der überwiegend feststoffgebundenen PCDD/F im gesamten Flusssystem während und vor allem nach Beendigung der Magnesiumproduktion. Insbesondere aufgrund der aufeinander folgenden und abflussabhängigen Sedimentations- und Resuspensionszyklen des belasteten Materials im Flussbett und auf Überflutungsflächen ist eine Quantifizierung kaum möglich. Stachel et al.(2011) postulieren ein Langstreckentransportmodell für die Dioxine im Elbesystem, das dem eingangs dargestellten Modell (Abschnitt 7) entspricht: Demnach erfolgt der Transport der zum weitaus überwiegenden Anteil feststoffgebundenen Dioxine im Wesentlichen impulsartig im Zuge von Hochwasserereignissen, die belastete Altsedimente remobilisieren und schrittweise weitertransportieren, gefolgt von einem erneuten Absinken bei verringerten Strömungsgeschwindigkeiten, z. B. in Stillwasserzonen und auf Überflutungsflächen. Ausgangspunkt ist, dass der Standort Bitterfeld-Wolfen, der seine Abwässer über das Spittelwasser ableitete, und die Tochterwerke Staßfurt und Aken vom

Anfang der 1930iger Jahre bis 1945 als Emittenten von PCDD/F aus der Magnesiumchlorierung wirksam waren.

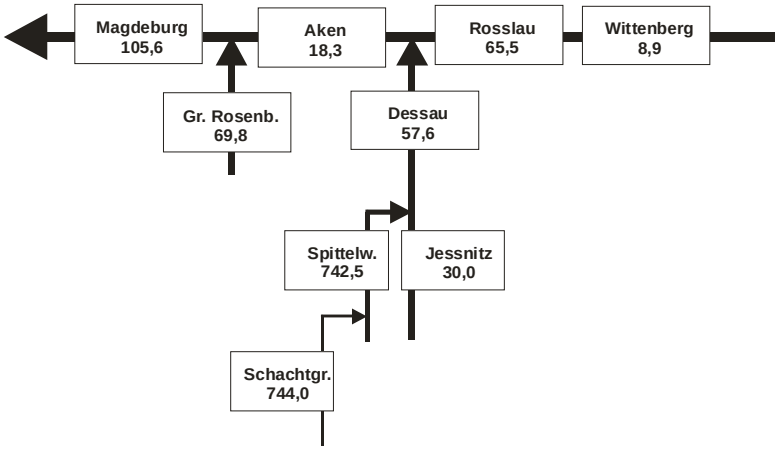


Abbildung 7.2 Jahresmittelwerte 2006 für PCDD/F an Schwebstoffen in ng I-TE / kg gemäß der Tabelle zur Bestimmung der relevanten Stoffe LSA.

Der Blick auf frühere Untersuchungen (Abbildung 7.1, Abbildung 7.2) belegt anhand der Verteilung der PCDD/F-Konzentration im Elbe-Längsprofil die Komplexität der aktuellen Transportsituation ausgehend von verschiedenen historischen Primärquellen und rezenten Sekundärquellen. Stachel et al. (2010, 2011) haben anhand von 35 frischen Sedimentproben aus den Monaten September und Oktober 2008 die PCDD/F-Konzentrationen im Sediment entlang eines Längsprofils der Elbe einschließlich der relevanten Nebenflüsse untersucht (Abbildung 7.1). Die Proben wurden zusammen mit Referenzproben einer Cluster-Analyse unterzogen, um eine Zuordnung zur Herkunft der Belastung zu ermöglichen. Als Ergebnis der Cluster-Analyse konnte festgestellt werden, dass (1) die PCDD/F in den Elbsedimenten unterhalb des Zuflusses der Mulde, (2) die PCDD/F in den Sedimenten aus Bode, Saale, Spittelwasser, Mulde und Schwarzer Elster sowie (3) die PCDD/F in den Sedimentkernen aus der Elbaue demselben Cluster zugeordnet werden können, das auf die Magnesium-Produktion als Ursache der Kontamination verweist. Oberhalb der Mulde zeigen die Elbsedimente eine Kongeneren-Verteilung, die auf Luftdeposition als PCDD/F-Eintrag schließen lässt.

Neben dieser Änderung der Kongeneren-Verteilung zwischen Dommitzsch (oberhalb der Mulde) und Magdeburg (unterhalb der Saale) konstatieren Stachel et al. (2010) in diesem Bereich auch einen Anstieg der PCDD/F-Gehalte in den Sedimenten. Jedoch liegen zwischen Dommitzsch und

Magdeburg 145 Stromkilometer, so dass dem Anstieg letztlich keine räumlich begrenzte Quelle zugeordnet werden kann.
In früheren Untersuchungen (Götz et al. 1995, Götz et al. 1998, Götz und Lauer 2003) wurde derselbe Konzentrationsanstieg entlang des Elbelaufs beobachtet und rezenten Einträgen von belasteten Schwebstoffen aus der Mulde bzw. dem Spittelwasser zugeordnet. Wenngleich die Cluster-Analyse der aktuellen Untersuchung (Stachel et al. 2010) dasselbe Ergebnis hinsichtlich des ursächlichen Produktionsprozesses liefert wie die früheren Untersuchungen, stellen die Autoren dieser aktuellen Untersuchung fest, dass die nach wie vor in der Elbe bei und unterhalb von Magdeburg anzutreffende Dioxinbelastung nicht mehr hauptsächlich auf rezente Einträge aus der Mulde (bzw. dem Spittelwasser) zurückzuführen sein kann.
Zum einen waren in den untersuchten Daten aus dem Jahr 2008 die PCDD/F-Gehalte (Abbildung 7.1) in der Mulde (51,9 pg WHO-TEQ /g dw) nur geringfügig höher als in der Saale (34,8 pg WHO-TEQ /g dw) und zum andern sind sie sogar geringer als in der Elbe bei Magdeburg (67,8 pg WHO-TEQ /g dw). Unter Berücksichtigung der in der Saale etwa um den Faktor acht höheren Schwebstofffrachten, ist eine entsprechend höhere Dioxin-Fracht aus der Saale anzunehmen.
Es ist damit ersichtlich, dass in Anbetracht (1) der offensichtlich gegenüber der Mulde deutlich höheren Schwebstoff-Frachtanteile der Saale und (2) der etwa gleich starken, z. T. sogar geringeren Schwebstoffbelastung der Mulde im Vergleich zur Elbe bei Magdeburg die in Heise et al. (2007) abgeleitete Frachtbeteiligung der Mulde an der Dioxinfracht der Elbe nicht plausibel ist. Dieser Frachtanteil von 70 – 82 % war aus den statistischen Analysen der Kongeneren-Muster durch die QuoData GmbH in Heise et al. (2007) abgeleitet worden. Auch durch die QuoData GmbH wurde allerdings eingeschränkt, dass sich gleichartige Quellen (z. B. verschiedene Leichtmetallproduktionsstandorte) auf diese Weise genauso wenig unterscheiden lassen wie die rezenten Frachten aus den Nebenflüssen von remobilisierten Altsedimenten aus Stillwasserzonen der Elbe.
Der aus den vorliegenden Daten ermittelte Frachtanteil der Mulde an der Dioxinfracht der Elbe bei Aken liegt bei ca. 15 %, während der Frachtanteil der oberen Elbe, bestimmt über die Daten von Wittenberg, ca. das Dreifache beträgt. Die Konzentrationsniveaus, die für 2012 vorliegen, entsprechen dabei in guter Näherung den Daten in Abbildung 7.1.

Die Rolle des Spittelwassersystems für die Dioxinfracht, die über die Mulde in die Elbe vermittelt wird, lässt sich anhand der erhobenen Daten mit hoher Auflösung beschreiben. Unter Normalabflussbedingungen tritt der Frachtanteil des Spittelwassers an der Muldefracht (Priorau, OW018) gegenüber dem wesentlich größeren Frachtanteil der Mulde oberhalb der Spittelwassereinmündung deutlich zurück (Abbildung 5.8). Bei Hochwasserbedingungen kann der Frachtanteil des Spittelwassers unter Umständen höher liegen, was aber anhand der vorliegenden Daten nicht sicher zu quantifizieren ist (Abschnitt 5.2.5).
Des Weiteren wurde festgestellt, dass die über das Spittelwasser vermittelte Fracht nicht über die Zuflüsse SCR, Lobber oder Schlangengraben in das Oberflächenwassersystem gelangen, die alle eine relativ geringe PCDD/F-Fracht aufweisen. Offenbar spielen vielmehr diffuse Einträge

entlang des Fließweges eine Rolle, für die aber Sedimente des Gewässerbetts nicht als Quelle infrage kommen.
So hat sich gezeigt, dass – im Widerspruch zu früheren Untersuchungen – im unteren Spittelwasser (Stillwasserzonen oberhalb des Muldedurchstichs) keine Feinsedimente im Gewässerschlauch vorliegen (Abschnitt 6.4.2), sondern ausschließlich Sande und Kiese. Dies widerspricht auch der bisher allgemein anerkannten Hypothese, dass hier anzutreffende Sedimentablagerungen ein maßgebliches Kontaminationspotenzial für die nachfolgenden Gewässer darstellten, wenn sie durch Hochwasserereignisse remobilisiert werden.
In den Abschnitten oberhalb der Einmündung des Schachtgrabens in das Spittelwasser werden zwar Feinsedimentablagerungen angetroffen, die Abschätzung des Schadstoffpotenzials für Dioxine und Furane (Tabelle 6.7) zeigte jedoch, dass die Menge der Dioxine und Furane mit ca. 200 mg TEQ (Sektion 1) und ca. 130 mg TEQ (Sektion 2) so gering ist, dass selbst über eine komplette Remobilisierung der betreffenden Sedimente weniger Dioxine und Furane ins System gelangen würden als in einem Jahr über das Spittelwasser in die Mulde vermittelt werden. Es ist jedoch möglich, dass hier nach Hochwässern oder Starkregenereignissen belastete Partikel abgesetzt werden, die zuvor über flächenhafte Erosionsprozesse aus dem Bereich des Salegaster Forst eingetragen worden sind. Die Sedimentablagerungen können dann als eine Art Zwischenspeicher dienen und in der Folge tatsächlich als Sekundärquelle wirken. Die Beobachtungen an der Spittelwassermessstelle in Jeßnitz (OW056) zeigen tatsächlich an, dass im Verlauf und insbesondere im Abklingen eines Hochwasserdurchgangs (Januar 2013) sowie im Zuge von Starkregenereignissen (November 2012) besonders hohe Schwebstoffkonzentrationen in Verbindungen mit erhöhten Schadstoffkonzentrationen auftreten (Abschnitt 4.2.5). Dies bestätigt die Relevanz des flächenhaften Eintrags von schwebstoffgebunden Schadstoffen aus der Spittelwasserniederung, wenngleich für den Parameter PCDD/F selbst eine zeitlich so hoch aufgelöste Beobachtung nicht möglich ist, da die Konzentration nur über die Monatsmischproben aus den Sedimentkästen erfolgt.
Die Überflutungsflächen entlang des Spittelwassers zeigen teilweise sehr hohe Konzentrationen von Dioxinen und Furanen, welche theoretisch als Schadstoffquellen wirken können, wenn es zu großflächigen erosiven Prozessen kommt.

Dieses Ergebnis zeigt, dass eine Beschreibung der Dioxinausbreitung als quasi linearer Prozess vom Spittelwasser zur Elbmündung der Komplexität dieses Prozesses offensichtlich nicht gerecht wird. Vielmehr ist die flussabwärts gehende Verlagerung von dioxinbelasteten Feststoffen als weit verzweigtes System von Immobilisierungs- und Mobilisierungsprozessen zu verstehen, die je nach Abflussbedingungen unterschiedlich wirken und miteinander wechselwirken. Ein vereinfachtes Schema dieser Vorgänge ist in Abbildung 7.3 dargestellt.
Wichtig – mit spezifischem Bezug zu den Dioxinen – ist hierbei auch, dass dieser komplexe Prozess bereits seit über 65 Jahren abläuft, ohne dass eine Nachlieferung über die Primärquelle, d. h. die Magnesiumindustrie, besteht. Von daher ist es naheliegend, dass die in das Flusssystem eingetragenen, an Feststoffe gebundenen Dioxine sich weiträumig im Flusssystem verteilt haben,

wie auch Dioxinbefunde im Unterlauf der Elbe belegen. Die Ergebnisse von Götz und Lauer (2003) belegen überdies, dass die Hauptbelastung von Elbsedimenten im Unterlauf den 1940er und 1950er Jahren zuzuordnen ist. Die Belastung der seither abgelagerten Sedimente ist dem gegenüber stark rückläufig. Dies stimmt mit den Ergebnissen von Umlauf et al. 2005 überein, dass die Überflutungsflächen im Bereich der Mulde bereits wieder in einem Prozess des Kontaminationsrückgangs befindlich sind. In dieses Bild fügen sich die aktuellen Erkenntnisse ein, dass der Anteil von Mulde und insbesondere Spittelwasser an der aktuellen Dioxinfracht in der Elbe gering ist und dass auch die Überflutungsflächen der Spittelwasserniederung als Quelle und nicht mehr als Senke für schwebstoffbürtige Dioxine und Furane dienen, während den Gewässersedimenten im Spittelwasser keine frachtrelevante Quellenfunktion mehr zuzuordnen ist.

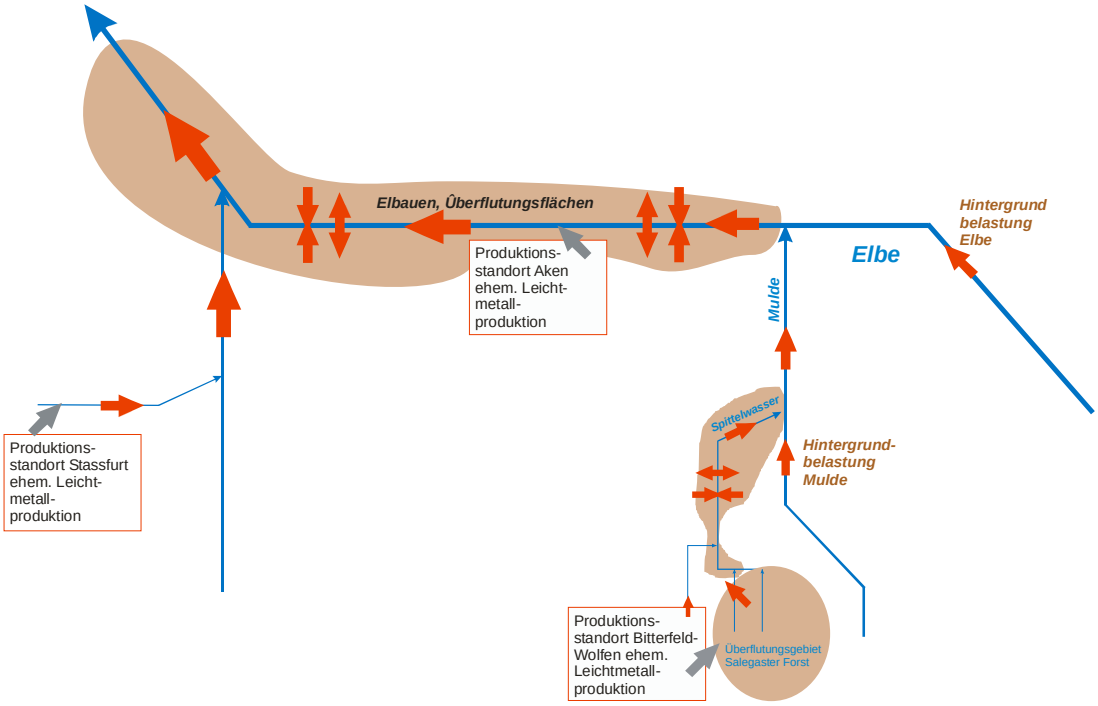


Abbildung 7.3 Transportschema Dioxine und Furane im Elbegebiet. Pfeile (orange): rezente Prozesse, Pfeile (grau): historische Prozesse

7.2 Bewertung Belastungssituation Hexachlorcyclohexan

Die erhebliche Rolle, die der Standort Bitterfeld-Wolfen während der Zeit der Lindan-Produktion von 1951-1982 (Abschnitt 2.2.2) für die historischen Einträge von Hexachlorcylohexan in Spittelwasser, Mulde und Elbe gehabt hat, ist umfangreich belegt. Auch nach Einstellung der Produktion muss von Einträgen aus dem Gelände des Industriestandorts von Ablagerungen, kontaminierten Flächen und anderen Sekundärquellen ausgegangen werden. Diese Einträge führten zu einer erheblichen HCH-Fracht in Schachtgraben und Spittelwasser, die in die Mulde und Elbe weitervermittelt wurde.
Bis heute ist gemäß der Überwachung des Übergabepunkts SCR vom Chemiepark in den Schachtgraben ein kontinuierlicher Eintrag des ehemaligen Produktionsgeländes in das Gewässersystem gegeben.
Daneben ist im Elbesystem eine weitreichende Belastung aus verschiedenen Quellen, unter anderem Industriestandorten in der Tschechischen Republik und der landwirtschaftlichen Anwendung von Lindan, aber auch technischem HCH gegeben. Der HCH-Transport erfolgt auf Flussgebietsebene grundsätzlich entsprechend dem Muster, das auf Seite 202 dargestellt ist und in Abschnitt 7.1 für Dioxine und Furane konkretisiert wurde. Im Vergleich zu den Dioxinen und Furanen spielt bei den HCH-Isomeren jedoch die Löslichkeit im Wasser eine größere Rolle, wobei die Löslichkeit von α-HCH und insbesondere β-HCH wesentlich geringer ist als die von γ-HCH und δ-HCH (Abschnitt 2.1.2). Ebenso unterscheiden sich die Isomere in ihrer mikrobiologischen Abbaubarkeit, wobei wiederum β-HCH die größte Persistenz besitzt.
Außerdem unterscheidet sich die Situation von der der Dioxine und Furane dadurch, dass die Zeit der verursachenden Produktionsprozesse mit ca. 30 Jahre nur etwa halb so lange zurückliegt.

Das HCH-Transportgeschehen im System Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde-Elbe wurde in der jüngeren Vergangenheit maßgeblich durch ein Einzelereignis geprägt, in dessen Verlauf außergewöhnlich hohe Konzentrationen von HCH, vor allem im System Schachtgraben-Spittelwasser gemessen wurden.
Dieses Ereignis ist in Abbildung 7.4 dargestellt. Die HCH-Frachten am Spittelwasser (OW057) wurden aus Bestandsdaten ermittelt[1].
Durch Multiplikation der somit homogenisierten Konzentrations- und Abflussdaten wurden Zeitreihen für Σ-HCH-Frachten ermittelt, die in Abbildung 7.4 dargestellt sind.

[1] Die Konzentrationswerte wurden mittels linearer Interpolation der Messwerte in äquidistante Zeitreihen (Tageswerte) von 1997 bis 2009 überführt. Ebenso wurde mit den zur Verfügung stehenden Durchflussdaten verfahren, wobei die Zeitspannen vor 2001 und nach 2005, für die keine Durchfluss-Werte vorlagen, durch Mittelwertbildung der vorhandenen Daten extrapoliert wurden. Dies ist legitim, da innerhalb dieser extrapolierten Zeitspannen ohnehin vergleichsweise niedrige Frachten infolge niedriger Konzentrationswerte vorliegen.

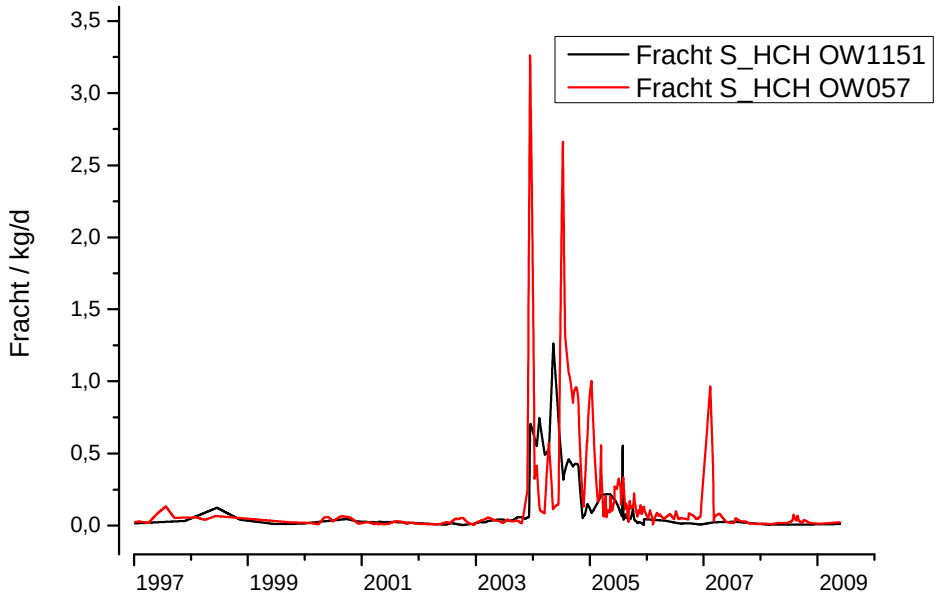


Abbildung 7.4 Durch Interplation (Konzentrationsdaten) und Interpolation/Extrapolation (Abflussdaten) ermittelte Frachtzeitreihen für die Summe der HCH-Isomere unterhalb des SCR (OW1151) und im Spittelwasser vor Einmündung in die Mulde (OW057).

Da die Durchflusswerte insgesamt geringeren Schwankungen unterworfen sind, sind die hohen Frachtwerte im Wesentlichen auf die hohen Konzentrationswerte zurückzuführen.
Bei der Darstellung ist zu beachten, dass durch die Interpolation von Einzeldaten unterschiedlich hoher zeitlicher Auflösung evtl. einzelne Frachtspitzen nicht erfasst wurden. So sind kurze Konzentrationsspitzen in manchen Fällen für den einen Fracht-Datensatz sichtbar, für den anderen aber nicht, so dass diesbezüglich Fehlinterpretationen möglich sind. (Beispielhaft das Ereignis im Februar 2007, wo die Interpolation des OW057 eine Konzentrationsspitze zeigt, die auf zwei Einzelwerten beruht. Da der verwendete Datensatz für OW1151 im fraglichen Zeitraum keine geeigneten Daten enthält, ist der Peak in der scheinbar kontinuierlichen Darstellung unsichtbar.) Grundsätzlich zeigt sich an der Darstellung jedoch, wie stark das Ereignis, ausgehend vom Übergabepunkt SCR des Chemieparks in den Schachtgraben, das Frachtgeschehen über den Zeitraum 2004 bis 2006 bestimmt hat.

Auch unter Beachtung der Tatsache, dass einzelne Konzentrationsspitzen ggf. nicht korrelieren, lässt sich aus dem Vergleich der HCH-Frachten doch deutlich schließen, dass die Ursache für die starken Belastungen im Spittelwasser im Zeitraum 2004-2005 auf Emissionen zurückzuführen sind, die über den SCR in Schachtgraben und Spittelwasser gelangten. Die an OW057 noch erhöhten Frachtwerte in 2006 scheinen ebenfalls durch die Nachwirkung des Ereignisses geprägt zu sein, da die Werte erst in der zweiten Hälfte des Jahres 2007 wieder auf das Niveau vor 2003 zurückgehen. Die Frachten an OW1151 erreichten ihr Ursprungsniveau bereits wieder Anfang 2006.

Abbildung 7.5 zeigt, dass die hohen Werte der α- u. β-HCH-Frachten mit extremen Konzentrationen am frischen schwebstoffbürtigen Sediment einhergehen. Nach 2005, also nach dem der Eintrag extremer Frachten über SCR ein Ende gefunden hatte (Abbildung 7.4), sind die Belastungen der Schwebstoffe in Schachtgraben und Spittelwasser zunächst quasi exponentiell zurückgegangen und verharren seither auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau. Auffällig ist hinsichtlich der Abnahme der HCH-Konzentrationen an Schwebstoffen, dass sich dieser Trend in Mulde und Elbe nicht oder nur andeutungsweise wieder finden lässt.
Ein ähnliches Bild liefern die Ergebnisse der Gesamtwasserproben (Jahresmittel), die in Abbildung 7.6 dargestellt sind. Diese werden aufgrund der Ergebnisse der vorliegenden Studie sowie der Ergebnisse der Altdaten für die Betrachtung des Schadstofffrachtgeschehens bezüglich HCH aussagekräftiger als die Sedimentwerte, da den am frischen schwebstoffbürtigen Sediment bestimmten HCH-Konzentrationen einen vergleichsweise geringer Anteil an der Gesamtfracht zuzuordnen ist. Bzgl. HCH in den Gesamtwasserproben ergibt sich für Schachtgraben und Spittelwasser ein Rückgang seit 2005 um ca. zwei Größenordnungen (ca. 99%). In Übereinstimmung mit den vorliegenden Darstellungen wurde bereits in Abschnitt 5.2.6 ein Frachtrückgang seit 2006 um etwa 1 Größenordnung (ca. 90%) festgestellt. Während in Priorau, kurz unterhalb der Spittelwassereinmündungen ein vergleichbarer Trend, wenn auch in deutlich abgeschwächter Form sichtbar ist, ist für die Mulde bei Dessau und die Elbe bei Magdeburg kein Einfluss des Konzentrations-Peaks in Schachtgraben und Spittelwasser mehr erkennbar. Insbesondere die Elbe zeigt sich selbst im Zuge dieses Ereignisses mit extrem erhöhten HCH-Werten durch die Vorgänge im System Schachtgraben-Spittelwasser weitgehend unbeeinflusst.

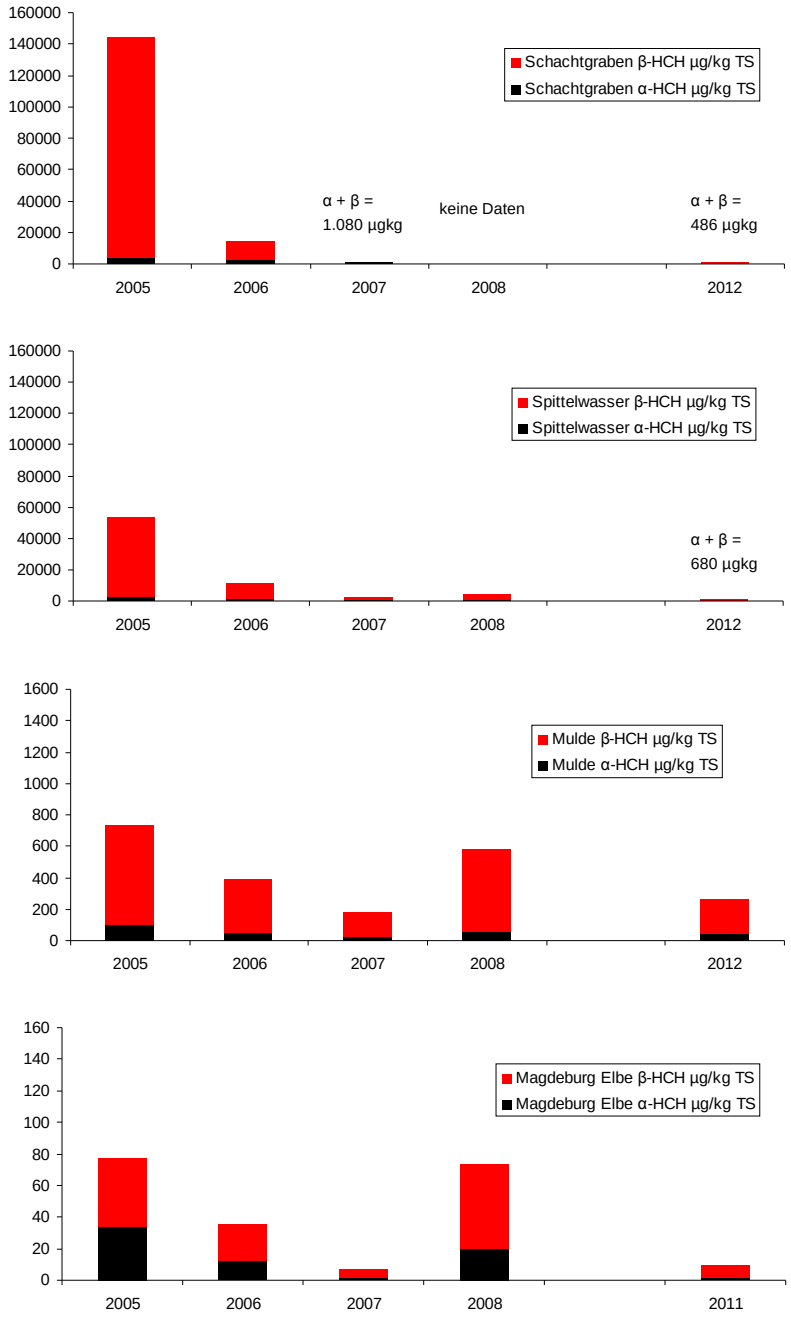


Abbildung 7.5 HCH-Gehalte an Schwebstoffen. Schachtgraben, Spittelwasser und Mulde (Dessau): Jahresmittelwerte nach LSA (2010). Elbe: Jahresmittelwerte für Magdeburg nach IKSE (2008).

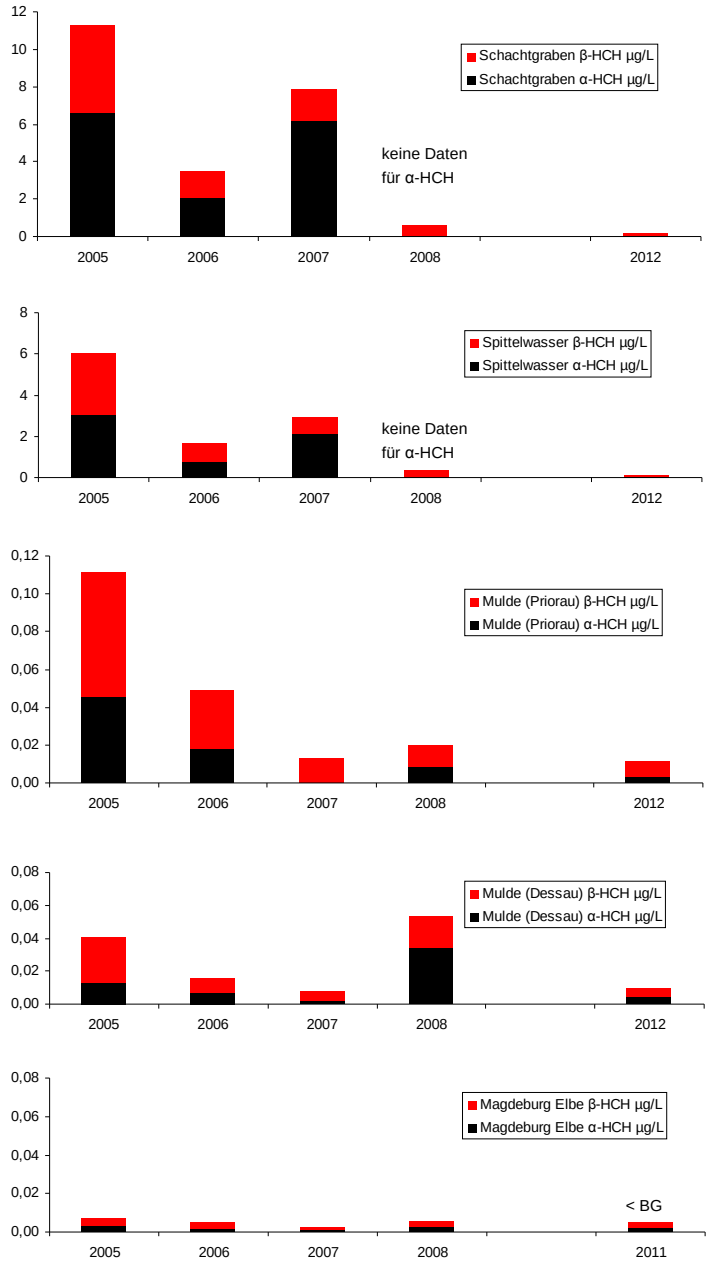


Abbildung 7.6 HCH-Konzentrationen in Wasserproben. Schachtgraben, Spittelwasser und Mulde: Jahresmittelwerte 2005-2008 nach LSA. Elbe: Jahresmittelwerte für Magdeburg (links, Einzelproben) nach FIS FGG.

Die aktuellen Ergebnisse bestätigen die geringen Anteile der über das Spittelwassersystem in die nachfolgenden Gewässer vermittelten HCH-Gesamtfracht, wenngleich am Isomeren-Muster ein Einfluss des Spittelwassersystems erkennbar ist (Abschnitt 5.2.1). Insgesamt ist die Hintergrundbelastung der Mulde jedoch so hoch, dass der Einfluss des Spittelwassers gering bleibt. Nur während Hochwasserereignissen hat das Spittelwasser einen größeren Einfluss.
In der Elbe oberhalb der Muldeeinmündung (Wittenberg, Dommitzsch) und unterhalb der Einmündung (Magdeburg) liegen die HCH-Einzelparameter aktuell in aller Regel unter Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/L.
Unter Normalabflussbedingungen stammt die HCH-Fracht in Schachtgraben und Spittelwasser – im Gegensatz zu den Dioxinen und Furanen – quasi vollständig aus dem Zufluss über den SCR und wird weitgehend unverändert an die Mulde weitervermittelt. Weitere Quellbereiche sind für HCH bei Normalabflussbedingungen weder über den Zustrom aus dem Salegaster Forst (Lobber, Schlangengraben) noch im Bereich des oberen Spittelwassers oder den Überflutungsflächen der Spittelwasserniederung gegeben. Bei Hochwasserereignissen, die so stark sind, dass es zu einem Übertritt der Mulde über den Salegaster Forst in das Spittelwasser bzw. in den Schachtgraben kommt, zeigen die Ergebnisse dieser Studie (Abschnitt 5.2.6) an, dass Mobilisierungsprozesse im Bereich der Überflutungsflächen eine Rolle für die HCH-Fracht spielen können.
Durch die oben stehende Betrachtung der Frachten ist die Rolle der Spittelwassersedimente und die Rolle der Böden der Überflutungsflächen in der Spittelwasserniederung hinsichtlich der HCH-Belastung im Spittelwasser selbst sowie hinsichtlich der vermittelten Frachten als vergleichsweise gering einzustufen. Dies deckt sich insbesondere mit dem in Abschnitt 6.4.2 dargelegten Ergebnis der Sedimentuntersuchungen, dass Feinsedimente im unteren Spittelwasser nicht und im oberen Spittelwasser nur in relativ geringem Umfang angetroffen werden. Infolge der Gewässerunterhaltungsmaßnahme am Schachtgraben (WISUTEC 2008) ist dort ein Einfluss von Sedimenten nicht in relevantem Umfang anzunehmen.

7.3 Bewertung Belastungssituation Organozinnverbindungen

Infolge der industriellen Produktionsprozesse am Standort Bitterfeld-Wolfen gelangten und gelangen Organozinnverbindungen in das System Schachtgraben-Spittelwasser und von dort in die Mulde und letztlich in die Elbe.
Flussgebietsbezogen ist jedoch festzustellen, dass die Organozinn-Frachten, die über die Mulde in die Elbe vermittelt werden, keine relevante Rolle für die Gesamtbelastungssituation spielen, wie für TBT im Elbelängsprofil mit Nebenflüssen dargestellt (Abbildung 7.7). Diese Darstellung umfasst Daten aus den Jahren 1998 bis 2005. Aktuelle Daten der Station Dessau zeigen an, dass seither die Zinnorganikbelastungen der Schwebstoffe stetig und deutlich zurückgehen – insbesondere die im Spittelwasser dominierenden Parameter Mono- und Dibutylzinn (Abbildung 7.8).

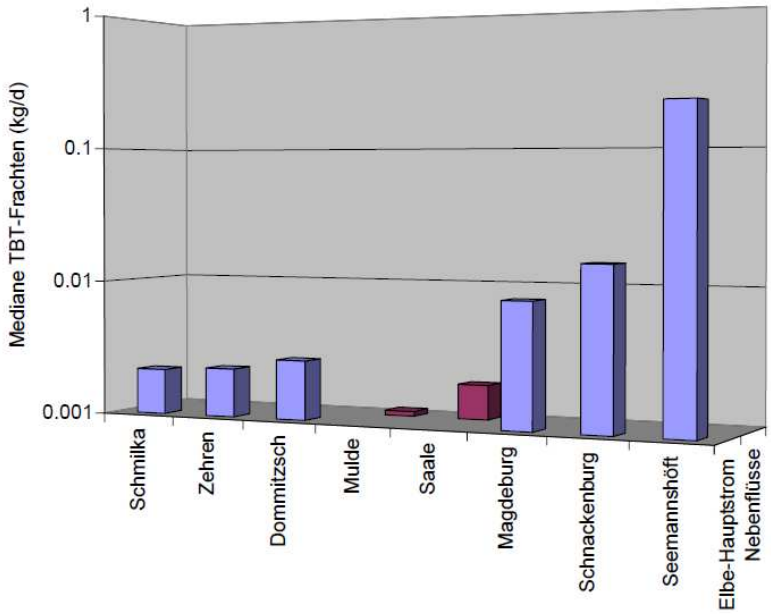


Abbildung 7.7 Logarithmische Darstellung der TBT-Frachten in der Elbe und ihren Nebenflüsse 1998 - 2005 (Heise et al. 2007 auf Grundlage der Daten von ARGE-Elbe).

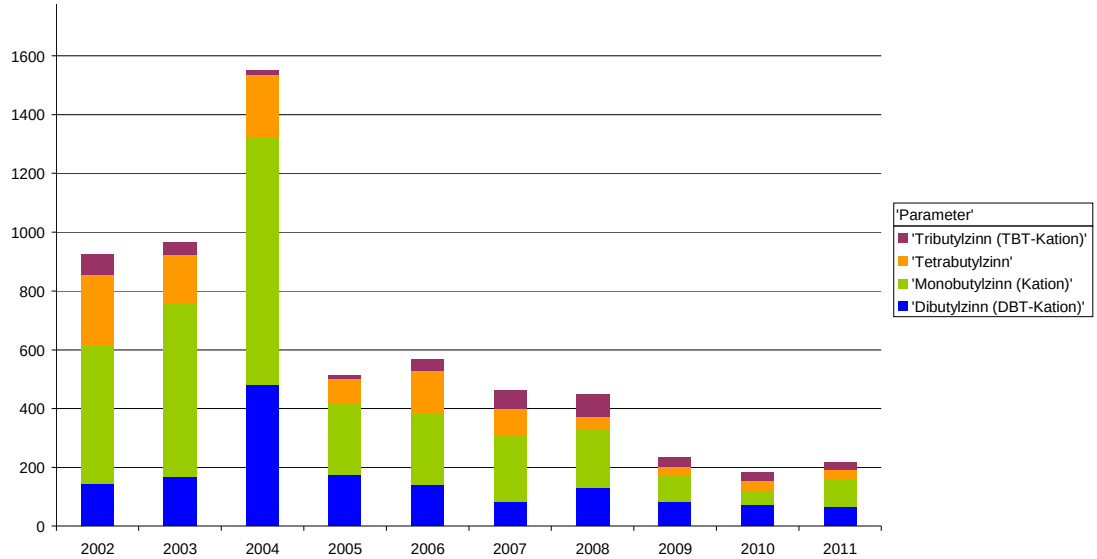


Abbildung 7.8 Zeitliche Entwicklung der Zinnorganikkonzentrationen an den Monatsmischproben frischen schwebstoffbürtigen Sediments an der Station Dessau, Mulde. Daten nach FIS der FGG Elbe in µg/kg T.S.

Die Situation der Organozinnverbindungen im Spittelwasser entspricht grundlegend der Situation des HCH. Der Zutritt von Organozinnverbindungen aus dem Chemiepark über den SCR in den Schachtgraben stellt für das aktuelle Frachtgeschehen unter Normalabflussbedingungen den dominierenden Faktor dar (Abschnitt 5.2.3). Andere Quellbereiche lassen sich anhand der gewonnenen Daten weder im Bereich des Salegaster Forsts (Zuflüsse zum oberen Spittelwasser über Lobber und Schlangengraben) noch entlang des Fließwegs durch die Spittelwasserniederung (Sedimente, Überflutungsflächen) identifizieren.
Die Fracht, die über den SCR in das Spittelwassersystem gelangt, wird somit weitgehend unverändert an die Mulde weiter vermittelt. Der Beitrag der vermittelten Fracht an der Gesamtfracht der Mulde besitzt jedoch nur eine untergeordnete Größenordnung gegenüber der Grundlast der Mulde, die bereits oberhalb der Spittelwassereinmündung vorliegt. Während Hochwasserereignissen steigt die Frachtrate über das Spittelwasser deutlich an, was aber zum größten Teil auf die großen Durchflüsse des übergetretenen Muldewassers und seiner mitgeführten Hintergrundbelastung zurückzuführen ist.

8 Ableitung von Maßnahmeerfordernissen

Ziel der vorliegenden Studie war es, eine geeignete Datengrundlage zu schaffen, um sowohl die Erforderlichkeit als auch gegebenenfalls mögliche Zielgebiete und Optionen für die Durchführung möglicher Maßnahmen zur Reduzierung der Frachten überwiegend schwebstoffgebundener Schadstoffe im Bereich der Spittelwasserniederung zu konkretisieren und einzugrenzen. Die erforderliche Datengrundlage wurde mit dem dargelegten Untersuchungsprogramm gewonnen. Die entsprechenden Ableitungen vor dem Hintergrund der rechtlichen Anforderungen werden im Folgenden vorgenommen.

Eine Reduktion von Schadstofffrachten, die überwiegend aus historisch kontaminierten Sedimenten stammen, ist, wie in den vorangegangenen Kapiteln ausgeführt, schwierig, da die Schadstoffe in der Regel bereits über einen weiten Bereich des Gewässersystems verbreitet wurden. Zunächst ist daher in der Regel nicht damit zu rechnen, dass sich auf Flussgebietsebene einzelne, kleinräumige Hochlastbereiche identifizieren lassen, durch deren Elimination sich eine durchgreifende Verbesserung für das Gesamtsystem realisieren ließe.
Als erster Schritt zur Verbesserung der Gewässerqualität muss es daher das Ziel sein, Bereiche zu identifizieren, wo Emissionen einen maßgeblichen Beitrag zur Beeinträchtigung der nachfolgenden Gewässer zur Folge haben und wo es mit verhältnismäßigen Mitteln möglich ist, die Nachlieferung der relevanten Schadstoffe zu unterbinden und so eine maßgebliche Verbesserung stromabwärts zu erreichen.
Für die Situation im System Spittelwasser-Mulde-Elbe wurde im Rahmen der Grundlagenermittlung im Vorfeld der vorliegenden Studie festgestellt, dass eine Identifizierung etwaiger Hauptnachlieferungsquellen und Sekundärquellen für die relevanten Schadstoffe anhand des zu dem Zeitpunkt vorliegenden Datenbestands nicht in belastbarer Weise erfolgen konnte. Insbesondere ließen sich für eine Ausweisung von möglichen Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung keine belastbaren Kriterien für die Eingrenzung von Maßnahmebereichen oder für die Prognose der Wirksamkeit möglicher zukünftiger Maßnahmen ableiten. Mit Bezug zum System Schachtgraben-Spittelwasser-Mulde wurde in der Grundlagenermittlung festgestellt, dass

- die Erreichung eines guten chemischen Zustands in den Gewässern Schachtgraben / Spittelwasser durch Maßnahmen in Bezug auf Gewässersedimente und Überflutungsflächen nicht absehbar war,
- die Wirkung auf nachfolgende Gewässer auf der Grundlage der vorhandenen Daten nicht abschließend zu beurteilen war und

- durch mögliche Maßnahmen in der Spittelwasserniederung voraussichtlich naturschutzrechtliche Zielsetzungen im Bereich der geschützten Muldeauen betroffen wären.

8.1 Rechtliche Einordnung

Die Bewertung der Umweltqualität von Gewässern wurde durch die Verabschiedung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU-Richtlinie 2000/60/EG) durch die Europäische Kommission neu geregelt. Diese schreibt ein ganzheitliches Vorgehen vor, bei dem das Erreichen des *Guten Zustands* für alle Oberflächengewässer bis 2015 als Ziel gesetzt wurde.
Diese Frist kann gemäß Artikel 4 Absatz 4 WRRL maximal zweimal um je sechs Jahre verlängert werden und endet damit spätestens Ende des Jahres 2027. Eine Verlängerung darüber hinaus ist nur möglich, wenn sich die Ziele aufgrund der natürlichen Gegebenheiten nicht innerhalb des verlängerten Zeitraums erreichen lassen. Mit Bezug auf den Leitfaden der EU-Wasserdirektoren zu Ausnahmeregelungen sowie den daraus entwickelten nationalen Handlungsempfehlungen sieht der Bewirtschaftungsplan (FGG 2009a) die Begründung für Fristverlängerungen aufgrund technischer Unmöglichkeit, unverhältnismäßiger Kosten oder natürlicher Gegebenheiten vor.
Nach Art. 4 Abs. 5 WRRL sind letztlich auch weniger strenge Umweltziele in Anspruch zu nehmen, aber erst dann, wenn es sicher erscheint, dass die Ziele auch bis 2027 nicht erreicht werden können. Die Inanspruchnahme weniger strenger Umwelt- bzw. Bewirtschaftungsziele ist integraler Bestandteil der Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie (Art. 4 WRRL) und das Das Wasserhaushaltsgesetz regelt die weniger strengen Bewirtschaftungsziele in § 30 und § 47 Abs. 3 WHG. Voraussetzung für weniger strenge Umwelt- bzw. Bewirtschaftungsziele ist (FGG 2009a), dass neben anderen Rahmenbedingungen das Erreichen des guten Zustands durch menschliche Tätigkeit so beeinträchtigt ist oder die natürlichen Gegebenheiten so beschaffen sind, dass (1) das Erreichen dieser Ziele in der Praxis nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer wäre (selbst bei Berücksichtigung der Fristverlängerungsmöglichkeiten bis 2027), dass (2) die verursachende Wassernutzung nicht durch eine andere mit wesentlich geringeren nachteiligen Umweltauswirkungen („wesentlich bessere Umweltoption“) zu ersetzen ist, die nicht mit unverhältnismäßig hohen Kosten verbunden ist, und dass (3) als Umweltziel die geringst mögliche Veränderung seines Zustands festgelegt wird. Konkretisiert werden die Anforderungen an die Inanspruchnahme weniger strenger Umweltziele durch die „*Handlungsempfehlung für die Ableitung und Begründung weniger strenge Bewirtschaftungsziele, die den Zustand der Wasserkörper betreffen“* der Bund/Länder-Arbeitsmeinschaft Wasser (LAWA 2012). Konkret herausgestellt werden zwei Begründungstypen für ein weniger strenges Bewirtschaftungsziel für einen Wasserkörper, der durch menschliche Tätigkeiten beeinträchtigt ist. (1.) Begründung mit der technischen Unmöglichkeit der Erreichung des guten Zustandes/Potenzials. (2) Begründung mit dem unverhältnismäßig hohen Aufwand, der mit der Zielerreichung verbunden wäre.
Als Sonderfall sind gemäß LAWA (2012) Oberflächenwasserkörper zu betrachten, die durch historische Tätigkeiten beeinflusst sind. Historische Tätigkeiten sind Tätigkeiten/Nutzungen, die abgeschlossen sind bzw. nicht mehr ausgeübt werden, aber in den Gewässern nicht nur im

Einzelfall Belastungen hinterlassen haben, welche auch nach Beendigung dieser Tätigkeiten weiter vorhanden sind und für die i. d. R. kein Verursacher mehr herangezogen werden kann. In diesem Fall muss geprüft werden, ob es Maßnahmen gibt, um die Auswirkungen der historischen Tätigkeiten zu vermindern oder sogar zu beseitigen. Wenn es Maßnahmen gibt, die mit einem verhältnismäßigen Aufwand umgesetzt werden können, sind diese so rechtzeitig durchzuführen, dass der gute Zustand/Potenzial bis Ende 2021 bzw. Ende 2027 erreicht werden kann. Wenn keine Maßnahmen vorhanden oder die identifizierten Maßnahmen mit unverhältnismäßig hohem Aufwand verbunden sind, muss das erreichbare Bewirtschaftungsziel abgeschätzt und festgelegt werden.

Für die Ziele der WRRL sind in zahlreichen Wasserkörpern des Elbe-Flussgebiets Maßnahmen notwendig. Bestehende Belastungen sollen so verringert werden, dass der Wasserkörper den guten Zustand beziehungsweise das gute ökologische Potenzial behält bzw. erreicht. Als Instrument zur Erreichung der Zielstellung gemäß WRRL waren flusseinzugsgebietsbezogene Bewirtschaftungspläne zu erarbeiten.
Der Bewirtschaftungsplan für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe (FGG 2009a) liegt seit Dezember 2009 vor. Hierin werden u. a. signifikante Belastungen (d.h. Belastungen, die zur Verfehlung des guten Zustands führen und somit Maßnahmeerfordernisse begründen) und anthropogene Auswirkungen auf den Zustand der Wasserkörper zusammengefasst sowie die jeweiligen Umweltziele für die einzelnen Wasserkörper festgelegt. Hinsichtlich der Festlegung von Zielen und Maßnahmen sind auch immer die Belange der Unterlieger zu berücksichtigen, da ggf. Umweltziele in einem Wasserkörper nur dann erreicht werden können, wenn oberhalb im Einzugsgebiet bestehende Belastungen verringert oder beseitigt werden (FGG 2009b). Diese Maßgabe ist auch und speziell im Bereich Spittelwasser bzgl. der in die nachfolgenden Gewässer vermittelten feststoffgebundenen Schadstofffrachten zu beachten. Von zentraler Bedeutung ist hierbei die Feststellung in FGG (2009b), dass als besondere Merkmale der Schadstoffsituation der Elbe erkannt wurden:

- das aktuelle Problem der Elbe mit einer Reihe "klassischer" Schadstoffe stammt überwiegend aus Einträgen, die in der Gegenwart nicht mehr vorkommen (nicht-rezent);
- es handelt sich in erheblichem Maße um ein Schwebstoff- und Sedimentproblem.

8.2 Chemischer Zustand der Oberflächengewässer im Untersuchungsraum

Auf Grundlage der im Rahmen des Gewässerüberwachungsprogramms Sachsen-Anhalt über den Zeitraum 2005 bis 2008 ermittelten Belastungsdaten wurde durch den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt für die Fließgewässer im Betrachtungsraum (Spittelwasser einschließlich östlicher Fuhne – von der Einmündung in die Libehnaer Mulde bis zu den jeweiligen Ursprüngen, östl Fuhne bis zur Bifurkation, inkl. Schachtgraben) ein gemäß

WRRL-VO LSA nicht guter chemischer Zustand festgestellt (LHW 2011). In der Mulde von der Landesgrenze bis Raguhn wurde durch den LHW bei der Bewertung der Stoffe des Chemischen Zustandes nach Anlage 5 der WRRL-VO LSA im Betrachtungszeitraum an keiner Messstelle eine Überschreitung der UQN festgestellt, während es im Unterlauf ab Priorau bei 2 Messstellen (Priorau und Dessau) zur Überschreitung der UQN für HCH kam.

Die Daten der vorliegenden Untersuchung (Abschnitt 4) bestätigen bezüglich der untersuchten, überwiegend schwebstoffgebundenen organischen Schadstoffe und unter Heranziehen der UQN-Werte der Richtlinie 2008/105/EG, dass den einzelnen Fließgewässerabschnitten im System Schachtgraben-Spittelwasser durchweg ein nicht guter chemischer Zustand zuzuordnen ist.
Mit Blick auf Tabelle 4.1 auf Seite 121 ist festzustellen, dass die Umweltqualitätsnormen (UQN) nach EU-Richtlinie 2008/105/EG (Anhang 8) für Hexachlorcyclohexan und Tributylzinn im gesamten Untersuchungsgebiet sowohl mit Bezug zur Jahresdurchschnittskonzentration als auch zur zulässigen Höchstkonzentration überschritten werden. Dies betrifft nicht nur den Gewässerlauf vom Übergabepunkt SCR des Chemieparks Bitterfeld-Wolfen über Schachtgraben und unteres Spittelwasser. Auch in den vergleichsweise gering belasteten Gewässerabschnitten Lobber, Schlangengraben und oberem Spittelwasser, die das Niederungsgebiet des Salegaster Forsts entwässern, werden die entsprechenden UQN überschritten. Dies bedeutet, dass sowohl der Eintrag aus dem Chemieparkgelände über den SCR als auch weitreichende flächenhafte diffuse Einträge das Gewässersystem in einer Weise belasten, dass ein guter Zustand nicht gegeben ist.
Für DDX beschränkt sich der Bereich, wo die Konzentrationen im Gewässer die UQN überschreiten, auf den am stärksten belasteten Schachtgraben vom SCR bis zur Einmündung in das Spittelwasser. Hohe Belastungen mit schwebstoffgebundenen Dioxinen und Furanen gehen im Gegensatz zu den anderen Stoffgruppen nicht vom SCR aus, sondern werden durch Einträge entlang des Fließwegs durch die Spittelwasserniederung gespeist, wobei dem oberen Spittelwasser zwischen Salegaster Forst und der Ortschaft Jeßnitz ein vergleichsweise hoher Eintrag zuzuordnen ist.
Für die Mulde unterhalb des Muldestausees leitet sich aus den aktuellen Ergebnissen sowohl unterhalb als auch oberhalb der Spittelwassereinmündung ein nicht guter Zustand ab. Das bedeutet, dass der nicht gute chemische Zustand, der in der Mulde festgestellt wird, bereits auf die Hintergrundbelastung der Mulde und nicht alleine auf den Einfluss des Spittelwassers zurückzuführen ist. Der nicht gute chemische Zustand ist insbesondere auch auf die Zinnorganik zurückzuführen. Die UQN für HCH sind zwar auch oberhalb und unterhalb der Spittelwassereinmündung überschritten, aber jeweils lediglich durch einen einzelnen Messwert oberhalb der zulässigen Höchstkonzentration (ZHK-UQN), während der Jahresdurchschnittswert (JD-UQN) oberhalb und unterhalb der Spittelwassereinmündung eingehalten wird.

Vor dem Hintergrund der Altdaten und der aktuellen Untersuchungsergebnisse sind die Belastungssituation im Spittelwassersystem und mögliche Ansätze zu ihrer Verringerung aus zwei Perspektiven zu betrachten:

- Erreichen eines guten chemischen Zustands bzw. Verbesserung des chemischen Zustands gem. WRRL für die Oberflächengewässer im Beobachtungsraum,
- Eliminierung von Quellen und Reduzierung der in nachfolgende Gewässer vermittelten Schadstofffracht zur Verbesserung des Zustands der Gewässer im Unterstrom des Beobachtungsraums.

Grundlegend ist festzustellen, dass Maßnahmnkonzepten zur Ereichung eines guten Zustands bzw. zur Verbesserung des chemischen Zustands primär ein **konzentrationsbasierter** Ansatz zugrunde liegt. Das heißt, das Konzentrationsniveau im Gewässersystem Schachtgraben-Spittelwasser soll durch eine entsprechende Quellenreduzierung im besten Fall soweit gesenkt werden, dass die relevanten Umweltqualitätsnormen nicht mehr überschritten werden.

Im Gegensatz hierzu müssen Maßnahmekonzepte, die auf eine Verbesserung der Situation in den nachfolgenden Gewässern abzielen, naturgemäß **frachtbasiert** sein.

Diese Unterscheidung wird der Maßnahmebetrachtung in den nachfolgenden Abschnitten 8.3 bis 8.5 zugrunde gelegt.

8.3 Maßnahmen zur Erreichung des guten chemischen Zustands

Wie in Abschnitt 8.2 ausgeführt, müssen Konzepte für Maßnahmen oder Maßnahmekombinationen zur Erreichung des guten chemischen Zustands in einzelnen oder allen Gewässerabschnitten des Untersuchungsraums einem konzentrationsbasierten Ansatz folgen. Frachtaspekte spielen dabei nur eine untergeordnete Rolle, nämlich dann wenn die Beeinflussung der Gewässerabschnitte untereinander betrachtet werden soll. Hierdurch unterscheidet sich die Bewertung von Maßnahmen zur Erreichung des guten chemischen Zustands grundlegend von der Bewertung von Maßnahmen zur Quellenreduktion mit Blick auf die Unterlieger (Abschnitt 8.5), welche primär frachtbezogen durchzuführen ist.

Diese Feststellung hat weitreichende Folgen bzgl. der Beurteilungsgrundlage und der heranzuziehenden Daten bzw. Datensätze. Die Ergebnisse des Oberflächenwassermonitoringprogramms zeigen diesbezüglich, dass während Normalabflussbedingungen in allen Gewässerabschnitten ein relativ hohes, weitgehend konstantes Konzentrationsniveau für die überwiegend schwebstoffgebundenen Schadstoffe angetroffen wird. Die gemessenen Konzentrationen während des Hochwasserereignisses Januar 2013 liegen in der Regel deutlich niedriger, in wenigen Fällen maximal auf einem vergleichbaren Niveau. Dieser Effekt ist darauf zurückzuführen, dass das

übertretende Muldewasser im Hochwasserfall zu einer Zunahme des Spittelwasserdurchflusses um zwei bis drei Zehnerpotenzen (Beispiel Januar 2013) und einem entsprechenden Verdünnungseffekt führt. Das bedeutet, dass Hochwasserereignisse zwar durch relativ hohe Schadstofffrachten, aber durch vergleichsweise niedrige Konzentrationen gekennzeichnet sind. Die Schadstofffrachten im Hochwasserfall sind dabei zu einem nicht unerheblichen Anteil auf die Hintergrundbelastung des Muldewassers zurückzuführen.
Folglich sind mögliche Maßnahmeorte, Maßnahmekonzepte und Maßnahmewirksamkeiten mit dem Ziel der Erreichung des guten chemischen Zustands primär auf der Grundlage der Normalabflussbedingungen abzuleiten bzw. zu beurteilen, da diese durch die höheren Konzentrationsniveaus geprägt sind und somit für mögliche Überschreitungen der UQN maßgeblich sind.

Unter Normalabflussbedingungen ist die Kontaminationssituation durch eine komplexe Eintragssituation charakterisiert. Neben den unmittelbaren Einträgen aus dem Chemiepark über den SCR stellen die Zuflüsse aus dem Salegaster Forst (Lobber, Schlangengraben) und diffusive Einträge entlang des Fließwegs durch die Spittelwasserniederung Belastungsquellen dar. Feinsedimente im Gewässerschlauch, die als Kontaminationsquelle für das Gewässer wirken könnten, spielen den aktuellen Ergebnissen zufolge keine maßgebliche Rolle. Zur Erreichung eines guten chemischen Zustands im Gesamtsystem müsste entsprechend eine substanzielle Quellenreduzierung parallel für alle Teilbereiche erfolgen. Grundvoraussetzung wäre zunächst das Erreichen einer Wasserqualität an den oberstromigen Systemgrenzen des hier betrachteten Untersuchungsraums (Zustrom aus dem Salegaster Forst, Übergabepunkt SCR vom Chemiepark) die dauerhaft keine Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen aufweist. Darüber hinaus müssten die diffusen Schadstoffzutritte innerhalb des Untersuchungsraums reduziert werden.
In Anbetracht (1) der innerhalb des Salegaster Forst weitläufig verteilten Hintergrundbelastung, (2) der komplexen Belastungssituation innerhalb des Chemieparkareals und der bisher dort bereits durchgeführten Maßnahmen sowie (3) der im Detail nicht aufzuklärenden Kontaminationspfade innerhalb der Spittelwasserniederung ist ein Erreichen des guten Zustands für das Gewässersystem auch unter Inanspruchnahme einer Fristverlängerung bis 2027 nicht möglich.

Dies liegt vor allem in der *technischen Unmöglichkeit* begründet, da keine technischen Lösungen vorhanden sind, die den stetigen Eintrag aus dem weitläufigen Einzugsgebiet in ausreichendem Maße unterbinden könnten, ohne eine weitestgehende Zerstörung des naturschutzrechtlich geschützten Flussniederungsgebiets zu erfordern. Naturnahe Verfahren wie Phytosanierung (Klimanek et al. 2000) oder stimulierter mikrobiologischer Schadstoffabbau sind in Anbetracht der *natürlichen Gegebenheiten*, d.h. (1) des langsamen mikrobiellen Abbaus der vorliegenden persistenten Schadstoffe, (2) der Größe der betroffenen Flächen und (3) des komplexen Schadstoffgemischs nicht geeignet hinreichende Qualitätsziele innerhalb der geltenden Fristen

auch nur näherungsweise zu gewährleisten. Auch natürliche Minderungsprozesse, die in ein MNA-Konzepts integriert werden könnten, sind zwar am Standort wirksam, nehmen jedoch aufgrund der hohen Persistenz der relevanten Schadstoffparameter erhebliche Zeiträume (natürliche Gegebenheiten) weit jenseits der angestrebten Fristen in Anspruch (vgl. Bunge et al. 2006, KORA 2008).

Vor diesem Hintergrund ist aus Sicht der Verfasser erforderlich, für das Gewässersystem Schachtgraben-Spittelwasser weniger strenge Umweltziele festzulegen. Diese sollten sich unter Berücksichtigung des Verschlechterungsverbots am aktuellen Status quo orientieren, d. h. an den in Tabelle 4.1 dokumentierten Jahresdurchschnitts- und Höchstwerten aus dem Untersuchungszeitraum 2012/2013.

8.4 Maßnahmen zur Zustandsverbesserung

Im Sinne (1) des Verschlechterungsverbots und (2) der Maßgabe, die Abweichung vom guten Zustand auf das Mindestmaß zu begrenzen, sind auch bei der Inanspruchnahme weniger strenger Umweltziele grundsätzlich solche Maßnahmen zur Verringerung der Schadstoffbelastung in dem Gewässer zu ergreifen, die unter Aufwendung verhältnismäßiger Mittel eine effektive Entlastung des Gewässersystems bewirken können.
Hinsichtlich der Durchführbarkeit möglicher Maßnahmen und hinsichtlich ihrer Effektivität für den Zustand der Gewässerkörper im Beobachtungsraum ist festzustellen, dass Maßnahmen im Bereich der Spittelwasserniederung auf die Gesamtheit der Überflutungsflächen bezogen werden müssten. Maßnahmen zur Unterbindung der Schadstofffreisetzung aus den weiträumigen Überflutungsflächen des Salegaster Forsts sowie entlang des Spittelwassers würden jedoch, wenn man die extremen Auswirkungen der Überschwemmungen bei Hochwasserereignissen im Januar 2013 oder noch mehr im Juni 2013 auf die Überschwemmungsflächen betrachtet, nicht durchführbar sein und überdies zu einem Konflikt mit den naturschutzrechtlichen Belangen führen.
Zudem ist zu berücksichtigen, dass die Schadstofffreisetzung aus der Spittelwasserniederung im Vergleich zur über den Übergabepunkt des Chemieparks (SCR) vermittelten Schadstofffracht für die aktuelle Belastungssituation im Spittelwassersystem von untergeordneter Bedeutung ist.

Vor diesem Hintergrund sind sowohl Effektivität als auch Effizienz potenzieller Maßnahmekonzepte in den Überflutungsflächen der Spittelwasseraue einschließlich Salegaster Forst negativ zu beurteilen.

Vorrang sollte mit Blick auf die Verbesserung des Zustands im Beobachtungsraum die Prüfung von Maßnahmeoptionen am oder oberhalb des Übergabepunkts SCR haben. Eine Reduzierung der Schadstofffrachten bzgl. der Parameter HCH, Organozinnverbindungen und DDX hätte an diesem Punkt die größte Effektivität für das Gewässersystem. Zudem weist die Schadstofffracht

an diesem Punkt die höchste räumliche Fokussierung auf. In diesem Zusammenhang sei auch auf aktuelle Maßnahmen im Bereich oberhalb des SCR hingewiesen, insbesondere die technische Reduzierung der Schwebstofffracht des aus der Grube Freiheit III gehobenen Wassers.

8.5 Maßnahmen zur Quellenreduktion zur Entlastung der Unterlieger

Maßnahmekonzepte mit dem Ziel der Quellenreduktion zur Entlastung der Unterlieger müssen auf frachtbasierten Ansätzen beruhen, und nicht auf konzentrationsbasierten Ansätzen, da letztere einen aktuellen Zustand nur ortsbezogen charakterisieren, aber keinen Anhaltspunkt bezüglich der Wirkung auf unterstromige Gewässer geben. So liegen beispielsweise die Konzentrationen der schwerpunktmäßig untersuchten Stoffgruppen (HCH, DDX, Organozinnverbindungen, PCDD/F) im Spittelwasser vor der Einmündung in die Mulde deutlich höher als in der Mulde oberhalb der Spittelwassereinmündung, dennoch ist der Frachtbeitrag des Spittelwassers für alle Parameter geringer als die Hintergrundfracht der Mulde. Dies ist der Tatsache geschuldet, dass der Durchfluss des Spittelwassers nur wenige Prozent des Muldedurchflusses ausmacht.

Entsprechend den vorliegenden Ergebnissen sind für eine frachtbezogene Bewertung – im Gegensatz zur konzentrationsbezogenen Bewertung in den Abschnitten 8.3 und 8.4 – neben den Normalabflussbedingungen zwingend die Hochwasserabflussbedingungen einzubeziehen, da bereits einzelnen Hochwasserereignissen ein weitaus überwiegender Anteil an der Gesamtjahresfracht zuzuordnen sein kann (Tabelle 5.2).
Der Maßstab für die Beurteilung von potenziellen Maßnahmekonzepten für das Spittelwassersystem mit Blick auf die nachfolgenden Gewässer muss die Wirksamkeit bzgl. der Erreichung von Qualitätszielen in den unterliegenden Gewässern sein.
Im Rahmen des Bewirtschaftungsplans für die Elbe (FGG 2009a) wurden auf der Grundlage der Umweltqualitätsnormen und Bewirtschaftungsziele (Anhang 8) konkrete Reduzierungsziele für die Mulde abgeleitet (Tabelle 8.1). Diese beruhen auf der Gegenüberstellung der entsprechenden Zielwerte und den jeweiligen Konzentrationswerten des Bezugsjahrs 2006. Ein Bezug zu den Frachten und Frachtanteilen in den unterstromigen Bilanzebenen, der die flussgebietsbezogene Gefährdung von Bewirtschaftungszielen widerspiegelt, geht hierbei nicht ein.

Tabelle 8.1 Organische Schadstoffe mit überregionaler Bedeutung in der Flussgebietseinheit Elbe und Reduzierungsbetrag in [%] gegenüber dem Bezugsjahr 2006 bis zur vollständigen Einhaltung der Umweltnormen an den Bilanzmessstellen (nach FGG 2009b)

	Elbe Seemanns-höft	Elbe Schnacken-burg	Havel Toppel	Saale Rosenburg	Mulde Dessau	Schwarze Elster Gorsdorf	Elbe Schmilka
DDT/Metabolite	84	95	<	<	<	<	29
Dioxine/Furane	71	94	<	41	97	<	<
Haloether	84	k.V.	<	<	<	<	99
HCB	87	98	<.	22	85	<	98
HCH	60	88	k.V.	<	99	33	<
Organozinnverb.	99	k.V.	67	98	98	<	<
Pentachlorbenzol	44	77	<	50	<	<	73
PCBs	18	28	<	31	<	<	75
PAKs	87	67	<	80	<	<	78

Vor diesem Hintergrund war grundsätzlich ein Maßnahmeerfordernis für die Spittelwasserniederung auch dahingehend zu überprüfen, ob durch (1) technisch machbare, (2) verhältnismäßige und (3) den natürlichen Bedingungen entsprechende Maßnahmen in der Spittelwasserniederung mit seinen Sedimenten und Überflutungsflächen eine Reduktion der in die Mulde und in die Elbe vermittelten Frachten feststoffgebundener Schadstoffe in der Weise erfolgen kann, dass an den jeweiligen Bilanzprofilen ein maßgeblicher Beitrag zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele ableitbar ist.

Die Ergebnisse der Frachtermittlung der maßgeblichen organischen Parameter (HCH, DDX, Organozinnverbindungen, PCDD/F) zeigen an, dass unter Normalabflussbedingungen aufgrund des relativ geringen Durchflusses der Beitrag der über das Spittelwasser in die Mulde vermittelten Fracht gegenüber der Hintergrundbelastung der Mulde eine untergeordnete Rolle spielt, obwohl die im Gewässer gemessenen Konzentrationen in Schachtgraben und Spittelwasser in der Regel deutlich höher liegen als in der Mulde. Bezüglich potenzieller Maßnahmekonzepte zur Reduzierung der Frachten unter Normalabflussbedingungen ist daher festzustellen, dass dieselben technischen Einschränkungen bestehen, wie in Abschnitt 8.4 beschrieben. Darüber hinaus ist festzustellen, dass derartige Maßnahmen – ihre technische Möglichkeit vorausgesetzt – vor dem Hintergrund des geringen Anteils des Spittelwassers an der Muldefracht hinsichtlich einer Qualitätsverbesserung in der Mulde (und damit auch in der Elbe) grundsätzlich nicht effektiv sein können.

Unter Hochwasserbedingungen weist der Spittelwasserstrom einen höheren Anteil an der Gesamtfracht der Mulde auf, was aber zumindest teilweise auch auf die Überströmung von Muldewasser in das Spittelwasser und die mitgeführte Hintergrundbelastung zurückzuführen ist. Neben der Hintergrundbelastung der Mulde ist davon auszugehen, dass die Mobilisierung von belasten Partikeln aus den Überflutungsflächen sowohl im Salegaster Forst als auch in den Auenflächen entlang des Spittelwasserlaufs einen Anteil an der hochwasserbezogenen Schadstofffracht hat. Der Frachtanteil aus dem Chemiepark, der über den SCR in das Spittelwasser gelangt und der unter Normalabflussbedingungen deutlich dominiert, spielt hingegen bei Hochwasserereignissen, bei denen es zu einem Übertritt von Muldewasser kommt, nachweislich keine relevante Rolle. Insofern wären Maßnahmekonzepte zur Reduzierung der hochwasserbezogenen Frachten auf die Gesamtheit der betroffenen Überflutungsflächen (Salegaster Forst, Spittelwasseraue und am Muldeoberlauf) zu beziehen.

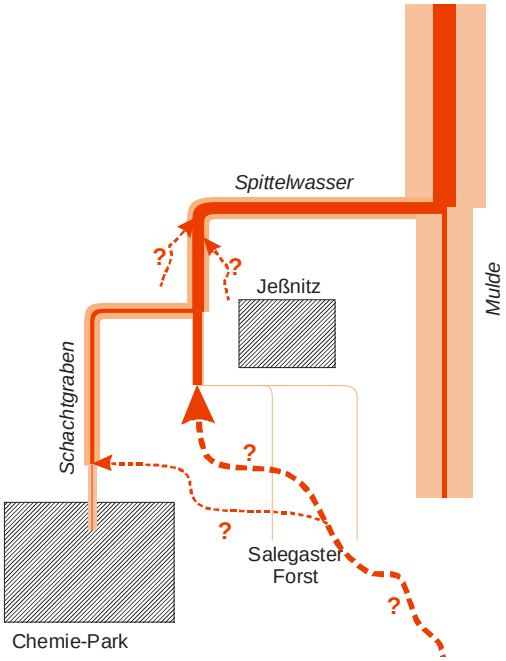


Abbildung 8.1 Schematische Darstellung der Teilströme der HCH-Fracht mit der Gesamtjahresfracht in orange und dem Anteil des Hochwassers Januar 2013 in rot (Stärke der Linien proportional zum Frachtbetrag). Am Beispiel des Parameters ΣHCH wird verdeutlicht, dass wirksmame Maßnahmen zur Reduzierung der an die Unterlieger vermittelten Fracht nur bei den hochwasserbedingten Einträgen aus den Überflutungsflächen ansetzen können.

Es ist somit aus den Ergebnissen der vorliegenden Studie zu schließen (Abbildung 8.1), dass Maßnahmen in der Spittelwasserniederung, die eine merkliche positive Beeinflussung für die Unterlieger haben sollen, nur auf die Auswirkungen des Muldewasserübertritts im Hochwasserfall ausgerichtet sein können. In jedem Fall ist aufgrund der hohen Hintergrundbelastung der Mulde jedoch auszuschließen, dass selbst durch eine völlige Elimination der Schadstofffrachten aus dem Spittelwasser an der Bilanzebene Dessau eine Erreichung der Reduktionsziele in der geforderten Größenordnung auch nur annähernd zu erzielen wäre. Vielmehr ist davon auszugehen, dass selbst eine substanzielle Reduzierung der Quellen der überwiegend schwebstoffgebundenen organischen Schadstoffe im Spittelwasser nur zu geringfügigen Änderungen der entsprechenden Frachten in der Mulde bei Dessau führen würde.

Zudem ist Durchführbarkeit technischer Maßnahmen zur Reduzierung der Schadstofffrachten im Hochwasserfall angesichts der extremen Auswirkungen von Hochwasserereignissen wie im Januar 2013 und umso mehr im Juni 2013 negativ zu beurteilen. Zum einen wird durch das übertretende Muldewasser bereits eine sehr erhebliche Schadstofffracht mitgebracht, die durch Maßnahmen in der Spittelwasserniederung nicht beeinflussbar ist. Zum andern erfolgt gerade im Bereich des Salegaster Forsts eine großflächige Überflutung mit hohen Überströmungsgeschwindigkeiten und Erosionseffekten deren Auftreten und Dynamik sich den Vorhersagemöglichkeiten entzieht. Technische Maßnahmen wie die Errichtung von Deichen, die ein Übertreten von Muldewasser verhindern, oder eine technische Befestigung der relevanten Flächen im Salegaster Forst scheiden aus, da sie zu einer Zerstörung des geschützten Auengebiets führen würden. Eine Eindeichung würde darüber hinaus den aktuellen Bestrebungen des Hochwasserschutzes zuwiderlaufen.
Die vorliegenden Untersuchungen der Spittelwasseraue zeigen, dass die Belastungsschwerpunkte in der Aue entlang dem Spittelwasserlauf und im Bereich von ehemaligen Wasserläufen liegen, während die größten Flächenanteile eine weitaus geringere Belastung aufweisen. Prinzipiell wären hier somit punktuell fokussierte Maßnahmen denkbar. Eine Beschränkung auf diesen Teilbereich würde jedoch angesichts der erheblichen Hintergrundfracht der Mulde und der Mobilisierung von Schadstoffen im Bereich Salegaster Forst im Sinne einer substanziellen Qualitätsverbesserung an unterstromigen Bilanzebenen (Mulde/Dessau, Elbe) nicht effektiv sein.

8.6 Zusammenfassende Beurteilung der Maßnahmeerfordernisse

Mit Blick auf die Belastungssituation der Unterlieger (Mulde/Elbe) ist festzustellen, dass die Schadstofffracht aus dem Spittelwasser unter Normalabflussbedingungen eine untergeordnete Rolle spielt. Ein merklicher Einfluss des Spittelwassers auf die Frachten der Mulde ist auf den Hochwasserfall beschränkt und ursächlich eng mit dem Übertritt von Muldewasser über den Salegaster Forst in das Spittelwasser verbunden. Gegenüber der Gesamtjahresfracht der Mulde ist jedoch auch der Hochwasseranteil aus dem Spittelwasser als untergeordneter Beitrag einzuordnen. Des Weiteren sind Maßnahmen, die potenziell eine wirksame Reduzierung der

hochwasserbezogenen Schadstofffrachten unter diesen Randbedingungen bewirken könnten, aufgrund der technischen Unmöglichkeit bzw. der natürlichen Gegebenheiten auszuschließen.

Aus dem nicht guten chemischen Zustand aller Teilabschnitte des Systems Schachtgraben-Spittelwasser und der Feststellung, dass das Erreichen des guten chemischen Zustands auch unter Inanspruchnahme einer Fristverlängerung bis 2027 ausgeschlossen wird, ergibt sich ein grundsätzliches Handlungserfordernis mit dem Ziel, die Abweichung vom guten chemischen Zustand im System auf das mit verhältnismäßigen Mitteln erreichbare Minimum zu beschränken. Hierbei muss nach Auswertung der gewonnen Daten der Fokus auf den Systemobergrenzen unter Normalabflussbedingungen liegen: dem Zustrom aus dem Salegaster Forst (über die Wasserläufe Lobber und Schlangengraben) sowie dem Zustrom aus dem Chemiepark. Die Möglichkeit, effektive Maßnahmen im Einzugsbereich von Lobber und Schlangengraben zu treffen, wird jedoch grundsätzlich negativ beurteilt. Maßnahmeoptionen für den Einzugsbereich des Übergabepunktes SCR vom Chemiepark in den Schachtgraben werden in der vorliegenden Studie nicht betrachtet. Es wird an dieser Stelle jedoch darauf hingewiesen, dass aktuell Maßnahmen zur Reduzierung der Schwebstofffracht des Hebungswassers der Grube Freiheit III durchgeführt werden. Es wird davon ausgegangen, dass diese Maßnahme einen substanziellen positiven Effekt auf die Schwebstofffracht am SCR und die Fracht der überwiegend schwebstoffgebundenen Schadstoffe haben wird. Eine Prüfung hierüber hinausgehender Maßnahmen wird durch die Verfasser empfohlen.

Verzeichnis der Quellen

Brandt, O. (2003): Eintrags- und Wirkungspfade von Schwermetallen und Arsen in Flußaue-Systemen am Beispiel der Mulde zwischen Bitterfeld/Wolfen und Dessau, Sachsen-Anhalt. - Dissertation, TU Berlin, 228 S.

Bunge, M. (2004): Dioxin-dechlorierende Bakterien in anaeroben Kulturen aus kontaminierten Flußsedimenten. – Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Dissertation.

Bunge, M., H. Ballerstedt und U. Lechner (2001): Regiospecific dechlorination of spiked tetra- and trichlorodibenzo-p-dioxins by anaerobic bacteria fom PCDD/F-contaminated Spittelwasser sediments. – Chemosphere **43**, 675-681.

Bunge, M., M.A. Kähkonen, W. Rämisch, M. Opel, S. Vogler, F. Walkow, M. Salkinoja-Salonen und U. Lechner (2006): Biological activity in a heavily organohalogen-contaminated sediment. – Environ. Sci. Pollut. Res. **14**, 3-10.

FGG Elbe (2009a): Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe.

FGG Elbe (2009b): Hintergrundpapier zur Ableitung der überregionalen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Belastungsschwerpunkt Schadstoffe. 29 S., Abschlussbericht.

FGG Elbe (2009c): Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Richtlinie 2000/60/EG bzw. § 36 WHG der Flussgebietsgemeinschaft Elbe

G.E.O.S. (2011): Bestandsaufnahme Altsedimente / Vor-Ort-Begehung Mulde. Unveröffentlichter Bericht.

GICON (2006): Ökologische Großprojekt Bitterfeld – HCH-Belastungen in Schachtgraben und Spittelwasser sowie in Mulde und Elbe. 29 S., unveröffentlichter Bericht.

Götz, R. und R. Lauer (2003): Analysis of sources of dioxin contamination in sediments and soils using multivariate statistical methods and neural networks. – Environ. Sci. Technol. **37**, 5559-5565.

Götz, R., B. Steiner, P. Friesel, K. Roch, F. Walkow, V. Maaß, H. Reincke, und B. Stachel (1996): Dioxin (PCDD/F) in the River Elbe - investigations of their origin by multivariate statistical methods. – Organohalogen compounds **27**, 440-444.

Götz, R., B. Steiner, P. Friesel, K. Roch, F. Walkow, V. Maaß, H. Reincke, und B. Stachel (1998): Dioxin (PCDD/F) in the River Elbe - investigations of their origin by multivariate statistical analysis. – Chemosphere **37**, 1987-2002.

Graaf, E. R. van der, R. L. Koomans, J. Limburg und K. de Vries (2007): In situ radiometric mapping as a proxy of sediment contamination: Assessment of the underlying geochemical and -physical principles. Applied Radiation and Isotopes, 65: 619-633.

Hackenholz, D. (2004): Die elektrochemischen Werke in Bitterfeld 1914 - 1945. – Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Dissertation.

Harbodt, K. (2006): History until 1945. – In Friedrich, H.E. und B.L. Mordike (Hrsg.): Magnesium Technology – metallurgy, design data, applications. 685 S., Berlin-Heidelberg-New York (Springer).

Heise S., F. Krüger, M. Baborowski, B. Stachel, R. Götz und U. Förstner (2007): Bewertung der Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg. 349 Seiten. Hamburg.

IKSE (2008): Zahlentafeln der physikalischen, chemischen und biologischen Parameter des Internationalen Messprogramms Elbe 2008

Klimanek, E.M., E. Schulz und J. Lehmann (2000): Rückstände aus der Lindanproduktion in der Muldeaue. In: UFZ-Jahresbericht ´98 - ´99, S. 130-135, Leipzig (UFZ Leipzig-Halle GmbH).

Kollotzek, D., E. Hartmann, W. Kassner, J. Kurrle, E. Lemmert-Schmitt und A. Beck, (1998): Technische, analytische, organisatorische und rechtliche Maßnahmen zur Verminderung der Klärschlammbelastung mit relevanten organischen Schadstoffen. Texte 35/98, Umweltbundesamt Berlin.

Koomans, R.L. und R. Voetberg (2008): Data fusion for inland dredging. Hydro International, **10**.

Koomans, R.L., P. v d Wal, und T.P.J. Kamsma (2009): A Geophysical Technique for the Verification and Quantification of Zinc Slag in Roads. In: Near Surface Geoscience, Dublin.

KORA (2008): Leitfaden – Natürliche Schadstoffminderungsprozesse an Begbaukippen/ -halden und Flussauensedimenten.

Krinitz, J. und B. Stachel, (1999): Herkunft und Verteilung von Organozinnverbindungen in der Elbe und in Elbenebenflüssen. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, März 1999.

Kuballa, J., E. Jantzen und R. D. Wilken (1996): Organotin compounds in sediments of the rivers Elbe and Mulde. In: Calmano, W., Förstner, U. (Eds.), Sediments and Toxic Substances. Springer, Berlin.

Kuch, H. und M. Ballschmiter (1999): Hormonell wirksame Verbindungen in der Umwelt Baden-Württembergs. Arbeitsbericht Nr. 151/September 1999, Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg.

LAWA (2012): Handlungsempfehlung für die Ableitung und Begründung weniger strenge Bewirtschaftungsziele, die den Zustand der Wasserkörper betreffen. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“- LAWA-AO.

Lechner, U. (2007): Der mikrobielle Abbau von Chloraromaten als Bestandteil des globalen Chlorzyklus. – Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Habilitationsschrift.

LHW (2011): Bericht zur Beschaffenheit der Fließgewässer und Seen in Sachsen-Anhalt 2005-2008

LHW (2012): Datengrundlage / Methodik für Frachtberechnungen im Rahmen der ad hoc AG Schadstoffe/Sedimentmanagement der AG OW der FGG Elbe, Unveröffentlichte Dokumentation, 2 S.

LfU (1993): Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung: Stoffbericht Hexachlorcyclohexan (HCH).

MEDUSA (2011): Radiometric mapping pilot area Spittelwasser, final report. 40 S., 9. Sept. 2011.

MEDUSA (2013): Radiometric mapping Spittelwasser, draft report. 40 S., 18. Sept. 2013.

Nehring, S. (2001): Antifouling oder Bioinvasion: Das TBT-Dilemma. Wwt Awt 2/2001, S.45-48)

Potesta, H., O. Brandt, S. Geyer und J. Dermitzel (2000): Belastung durch polyzyklische aromatiche Kohlenwasserstoffe und Hexachlorcyclohexane in Böden der Muldeaue bei Bitterfeld/Wolfen. In Friese et al. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Aue-Ökosystemen. Berlin (Springer).

Roth, K.-H. (2009): Die I.G. Farbenindustrie AG von 1933 bis 1939. 29 S., Frankfurt (Main).

Schulze, T. und Ricking, M. (2005): Entwicklung einer Verfahrensrichtlinie „Sedimente und Schwebstoffe“, Freie Universität Berlin, Fachbereich Geowissenschaften, AB Hydrogeologie, im Auftrag des Umweltbundesamtes.

Dessau (FKZ: 301 02 013).

Stachel, B. und R. Götz (2008): Die Kontamination von Elbefischen mit Dioxinen und dioxinähnlichen PCB. – Sonderkapitel in Heise, S. et al.: Bewertung von Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet, Studie im Auftrag der HPA.

Stachel, B., R. Götz, G. Mariani und G. Umlauf (2010): Dioxine und PCBs in Feststoffen aus der Elbe, ihren Nebenflüssen und der Nordsee (Längsprofilaufnahme 2008, Kurzfassung).

Stachel, B., R. Götz, G. Mariani und G. Umlauf (2011): Dioxine und PCBs in Feststoffen aus der Elbe, ihren Nebenflüssen und der Nordsee (Längsprofilaufnahme 2008, Langfassung).

Tauw (2010a): Frachtreduzierung schwebstoffgebundener Schadstoffe - Fließgewässer im Grundwasserkörper VM 2-4 mit Schwerpunkt Spittelwasser / Schachtgraben. Bearbeitungskonzept zum Projekt Frachtreduzierung Spittelwasser (Dok.-Nr.: P002-2378954PAT-V01, unveröffentlicht).

Tauw (2010b): Frachtreduzierung schwebstoffgebundener Schadstoffe - Planung Oberflächenwassermonitoring zur Quantifizierung schwebstoffgebundener Schadstofffrachten (Dok.-Nr.: R001-2385478PAT-V03, unveröffentlicht).

Tauw (2011): Radiometrische Vermessung zur Ermittlung der Schadstoffbelastung – Pilotversuch Spittelwasseraue nördlich Jeßnitz (Anhalt) (Dok.-Nr.: R006-2385478NKT-V03, unveröffentlicht).

Tauw (2012): Untersuchungen an Böden und Sedimenten des Spittelwassersystems - Planung nicht-invasive Flächenuntersuchung (Dok.-Nr.: R008-2385478PAT-V03, unveröffentlicht).

UBS/IGB (1993): Machbarkeitsstudie zur Sanierung des Spittelwassersediments.

Umlauf G., G. Bidoglio, E.H. Christoph, J. Kampheus, F. Krüger, D. L andmann, A.J. Schulz, R. Schwartz, K. Severin, B. Stachel, D. Stehr (2005). The Situation of PCDD/Fs and Dioxin-like PCBs after Flooding of River Elbe and Mulde in 2002. Acta hydrochim hydrobiol **33, 5**, 543-554.

USGS (1984): Element concentrations in soil and other surficial materials of the conterminous United States. USGS Professional paper 1270.

Van den Berg M., L. Birnbaum, A.T.C. Bosveld, B. Brunström, P. Cook, M. Feeley, J.P. Giesy, A. Hanberg, R. Hasegawa, S.W: Kennedy, T. Kubiak, J.C. Larsen, F.X.R. van Leeuwen, A.K.D. Liem, C. Nolt, R.E. Peterson, L. Poellinger, S. Safe, D. Schrenk, D. Tillitt, M. Tysklind, M. Younes, F. Waern, T. Zacharewski (1998): Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and Wildlife. – Environ. Health Perspect. **106**: 775-795.

Wijngaarden, M. van, L.B. Venema, R.J. de Meijer, J.J.G. Zwolsman, B. van Os und J.M.J. Gieske (2002): Radiometric sand-mud characterisation in the Rhine-Meuse estuary Part A. Fingerprinting. Geomorphology, **43**: 87-101.

Wirtz, C. (2004): Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Buhnenfeldern der unteren Mittelelbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung. Dissertation, FU Berlin.

WISUTEC (2008): Gewässerunterhaltungsmaßnahme Wiederherstellung des Abflussprofils des Schacht.

Anlage

1 Untersuchungsgebiet

- Kartendarstellung mit Messstationen

Anlage

2 Durchflussmessungen

- 2.1 Basismessprogramm
- 2.2 Intensivmessprogramm
- 2.3 Ereignismessprogramm

Anlage

3

Analytik Überwachungsprogramm

- 3.1 Übersichtstabelle Analytik Wasser
- 3.2 Übersichtstabelle Analytik frisches schwebstoffbürtiges Sediment
- 3.3 Prüfberichte Wasser
- 3.4 Prüfberichte frisches schwebstoffbürtiges Sediment

Anlage

4

Sedimentuntersuchung Mulde und Spittelwasser

- Karte der Befahrungspunkte zur Bestandsaufnahme belasteter Altsedimente der Fa. GEOS
- Bericht Bestandsaufnahme belasteter Altsedimente der Mulde der Fa. GEOS
- Bericht der Fa. IfUA zur Bestimmung der Sedimentmächtigkeiten in der Mulde
- Bericht der Fa. IfUA Bestimmung der Sedimentmächtigkeiten im unteren Spittelwasser
- Bericht der Fa. IfUA Bestimmung der Sedimentmächtigkeiten im oberen Spittelwasser

Anlage

5

LHW-Methodik Frachtermittlung

Anlage

6

Überflutungsflächen Spittelwasseraue

Anlage

7

Radiometrische Untersuchung Spittelwasseraue

- 7.1 Übersichtskarte Landnutzung Untersuchungsgebiet
- 7.2 Belastungskarte Butylzinn
- 7.3 Belastungskarte Dioxine
- 7.4 Belastungskarte HCH
- 7.5 Belastungskarte DDX

Anlage

8

Umweltqualitätsnormen und Bewirtschaftungsziele

Anlage

9

Stationäre Oberflächenwasserprobenahme