

Umweltprobenbank des Bundes - Auswertung der Analysen von Schwebstoffproben aus den Jahren 2005 bis 2009



Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie
und Angewandte Oekologie
57392 Schmallenberg

Institutsleitung
Prof. Dr. Rainer Fischer

Stellvertretung und Bereichsleitung
Angewandte Oekologie
Dr. Christoph Schäfers

Projektleitung
Karlheinz Weinfurtner

Bearbeitung

Karlheinz Weinfurtner
Annette Fliedner

Auftraggeber
Umweltbundesamt
Fachgebiet II 1.2
Corrensplatz 1
14195 Berlin

Oktober 2012

Inhaltsverzeichnis

1	Hintergrund.....	3
2	Zielstellung	5
3	Durchführung	5
4	Ergebnisse.....	7
4.1	Physikalisch/chemische Charakterisierung	7
4.1.1	Textur	7
4.1.2	Kohlenstoffgehalte (Cgesamt, Canorg, Corg).....	9
4.1.3	pH-Wert.....	11
4.1.4	Zusammenfassung der physikalisch/chemischen Charakterisierung	12
4.2	Elemente	13
4.2.1	Arsen	13
4.2.2	Cadmium	14
4.2.3	Cobalt	16
4.2.4	Chrom.....	17
4.2.5	Kupfer.....	18
4.2.6	Eisen	20
4.2.7	Quecksilber	21
4.2.8	Nickel	22
4.2.9	Phosphor	23
4.2.10	Blei.....	25
4.2.11	Selen	26
4.2.12	Thallium.....	27
4.2.13	Zink.....	28
4.2.14	Zusammenfassung Elemente	30
4.3	Organische Schadstoffe	31
4.3.1	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).....	31
4.3.2	Chlorkohlenwasserstoffe	47
4.3.3	Zusammenfassung organische Schadstoffe.....	58
5	Zusammenfassung und Ausblick.....	62
6	Abstract.....	64
7	Literatur	66

1 Hintergrund

Die Umweltprobenbank des Bundes (UPB) ist ein wichtiger Bestandteil der Umweltbeobachtung in Deutschland. Sie hat die Aufgabe, ökologisch repräsentative Umweltproben zu sammeln, auf umweltrelevante Stoffe zu untersuchen und veränderungsfrei einzulagern. Auf diese Lagerproben kann langfristig für retrospektive Untersuchungen und Trendanalysen zurückgegriffen werden.

Das Ziel der Umweltprobenbank, Aussagen über den aktuellen Zustand ausgewählter aquatischer Ökosysteme und deren Veränderungen im Laufe der Zeit zu treffen, kann nur erreicht werden, wenn neben den betrachteten „lebenden“ Matrices wie Brassen und Dreikantmuscheln auch die sie umgebenden Medien (z. B. Schwebstoffe) in die Untersuchungen mit aufgenommen werden.

Unter dem Begriff „Schwebstoffe“ werden im Wasser enthaltene mineralische und organische Feststoffe zusammengefasst, die nicht in Lösung gehen und wegen ihrer geringen Größe und ihres geringen Gewichts in Schwebelage gehalten bzw. schon durch geringe Bewegungen des Mediums wieder verteilt werden. Schwebstoffe sind in aquatischen Ökosystemen zusammen mit Wasser und Sediment die wichtigsten Struktur- und Funktionselemente. Konzentration, Zusammensetzung und Herkunft der Schwebstoffe sind gewässerspezifisch und werden durch Geologie, Landnutzung, Art und Größe des Wassereinzugsgebietes und nicht zuletzt durch anthropogene Effekte (Urbanisierung, wasserbauliche Maßnahmen etc.) beeinflusst. Weitere Einflussgrößen sind Abflussmenge, Jahreszeit, Witterung und Nährstoffangebot. Die Sedimentation, Umlagerung und Freisetzung von Schwebstoffen kann kleinräumig wechseln und ist stark von der Fließgeschwindigkeit, Korngröße, Witterung (z. B. Hochwasserereignisse, Trockenphasen) und von wasserbaulichen Eingriffen abhängig.

Da organische und anorganische Stoffe zum Teil partikulär gebunden vorliegen, wird deren Gesamtfracht in der Wasserphase unmittelbar von der Art und Menge an Schwebstoffen beeinflusst.

Je nach Situation sind Schwebstoffe somit Senke, Quelle oder Transportmedium für partikulär gebundene Stoffe und damit unverzichtbar für eine umfassende Bewertung der Gewässerbelastung.

Um Schwebstoffe in das Probenschema der Umweltprobenbank zu integrieren hat die Arbeitsgruppe Hydrogeologie der Freien Universität Berlin in einer mehrjährigen Entwicklungsphase verschiedene Probenahmeverfahren für Schwebstoffe getestet und eine Probenahmerichtlinie zur Sammlung und Beprobung von Schwebstoffen für die Umweltprobenbank entwickelt (Schulze & Ricking, 2005, Schulze et al., 2007). Diese Richtlinie enthält Vorgaben zur Probenahmetechnik, Häufigkeit der Probenahme und Bearbeitung der Proben.

Seit 2005 werden routinemäßige Schwebstoffproben an 11 Standorten genommen. Die Zahl der Standorte erhöhte sich seither auf 16 (Abb. 1, Tab. 1). Die Probenahme erfolgt monatlich. Das gewonnene Schwebstoffmaterial wird noch vor Ort auf 2 mm gesiebt und über Flüssigstickstoff eingefroren. Die Weiterverarbeitung erfolgt am Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie (IME) in Schmallenberg. Dort werden die Proben gefriergetrocknet und aus den monatlichen Einzelproben wird ein

Jahreshomogenat gebildet. Anschließend werden ca. 200 Einzelproben hergestellt und in der Umweltprobenbank archiviert.



Abb. 1: Probenahmeflächen für Schwebstoffe im Rahmen des Messprogramms der Umweltprobenbank.

Die chemische Erstcharakterisierung auf ein festgelegtes Set an anorganischen und organischen Schadstoffen und die physikalisch/chemische Charakterisierung wird an jeweils 6 Teilproben pro Schwebstoffstandort durchgeführt.

2 Zielstellung

Ziel dieses Berichtes ist es, einen Überblick über die Belastung von Schwebstoffen in den verschiedenen Probenahmegebieten (siehe Tab. 1) zu erhalten und mögliche Trends in den Konzentrationsverläufen aufzuzeigen. Dazu wurden die Daten der Jahre 2005 bis 2009 zusammenfassend ausgewertet.

Tabelle 1: Probenahmegebiete (PNG), Gebietsausschnitte (GA), Probenahmeflächen (PNF) und Beginn der Routinebeprobung für Schwebstoffe.

Probenahmegebiet	Gebietsausschnitt	Probenahmefläche	Routineprobenahme seit
Elbe	Grenze Deutschland/Tschechische Republik	Prossen	2005
	Raum Zehren	Zehren	2005
	Unterhalb Saale Mündung	Barby	2005
	Raum Schnackenburg	Cumlosen	2005
	Unternelbe	Blankenese	2005
Dübener Heide	Dübener Heide Mitte	Mulde/Dessau	2005
		Saale/Wettin	2005
Rhein	Oberrhein	Weil	2005
	Raum Seitz/Iffezheim	Iffezheim	2005
	Oberhalb Moselmündung	Koblenz	2005
	Niederrhein	Bimmen	2005
Saarländischer Verdichtungsraum*	Saartal	Staustufe Güdingen	2006
	Saartal	Staustufe Rehlingen	2006
Donau	Oberhalb Illermündung	Ulm	2009
	Unterhalb Altmühlmündung	Kelheim	2009
	Unterhalb Innmündung	Jochenstein	2009

* In Abbildungen wird für den „Saarländischen Verdichtungsraum“ der Begriff „Saar“ verwendet

3 Durchführung

Für die Auswertung wurden die Daten aus den vorhandenen Probenahmejahren aufbereitet und zusammengestellt. Tabelle 2 fasst die im Rahmen der Erstcharakterisierung analysierten Parameter zusammen. Alle Daten wurden unter akkreditierten Bedingungen

erhoben. Bei allen Analysen wurden zur Qualitätssicherung zertifizierte Referenzmaterialien mitgeführt. Zusätzlich wurde für alle Daten ein Ausreißertest durchgeführt. Ergänzende Daten weiterer UPB-Matrices wurden dem Informationssystem Umweltprobenbank (IS UPB) entnommen. Statistische Auswertungen erfolgten mit dem Programmpaket SPSS 15 bzw. mit dem Excel Tool MAKESENS 1.0 (Salmi et al., 2002) zur Analyse von zeitlichen Trends nach dem Mann-Kendall Test.

Tabelle 2: Übersicht der untersuchten Analyte bei der Erstcharakterisierung von Schwebstoffproben im Rahmen des Messprogramms der Umweltprobenbank (TG = Trockengewicht)

Analytengruppe	Analyt	Einheit
Physikalisch/chemische Charakterisierung	Textur (Sand-, Schluff-, Tongehalt)	% TG
	Kohlenstoff (C_{gesamt} , C_{anorg} , C_{org})	% TG
	pH-Wert	-
Anorganische Stoffe	Metalle (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Fe, Ni, Se, Tl, Zn)	$\mu\text{g/g TG}$
	Nichtmetalle (P)	$\mu\text{g/g TG}$
Organische Stoffe	Organochlorverbindungen/-pestizide (HCB, OCS, Aldrin, Dieldrin, HCH, HC, HE)	ng/g TG
	Polychlorierte Biphenyle (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	ng/g TG
	DDT und Metabolite (pp'-DDE, pp'-DDD, op'-DDT, pp'-DDT)	ng/g TG
	PAK (Analysenspektrum siehe Tab.5)	ng/g TG

In den Abbildungen, die zeitliche Verläufe darstellen, werden jeweils die Mittelwerte der Analysen von sechs Teilproben eines Homogenats gezeigt. Auf die Darstellung der Standardabweichung wurde aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet. Die Konzentrationen sind bei allen chemischen Analyten und Grundparametern mit Bezug auf das Trockengewicht (TG) angegeben.

In Abbildungen, in denen Ergebnisse zu allen Probenahmeflächen gezeigt werden, sind jeweils die Mittelwerte und Standardabweichungen über alle Probenahmejahre dargestellt. Die Buchstaben über den Säulen geben das Signifikanzniveau innerhalb eines Probenahmegebietes wider. Dabei steht „a“ jeweils für den niedrigsten Wert. Signifikante Unterschiede zwischen den Probenahmeflächen bestehen wenn sich die Buchstaben über den Säulen unterscheiden. Das heißt, statistische Analysen zum Vergleich der Mittelwerte einer Probenahmefläche wurden nur für Probenahmeflächen innerhalb eines Probenahmegebietes vorgenommen. Bei den Ergebnissen für die Donau ist zu berücksichtigen, dass hier nur Untersuchungen aus dem Jahr 2009 vorliegen.

4 Ergebnisse

4.1 Physikalisch/chemische Charakterisierung

4.1.1 Textur

Die Textur beschreibt die jeweiligen Anteile der verschiedenen Korngrößenfraktionen (Sand/Schluff/Ton) an der Schwebstofffracht. Sie variiert an den einzelnen Probenahmestellen innerhalb des Untersuchungszeitraumes nur in einem engen Bereich, meist in einer Größenordnung von ca. 10 % (absolut) zwischen den einzelnen Jahren. Ein Trend zu einer Veränderung der Verteilung ist an keiner Probenahme­fläche zu erkennen. Abbildung 2 zeigt dies exemplarisch für die Schluff- und Tongehalte an den Probenahme­flächen im Rhein.

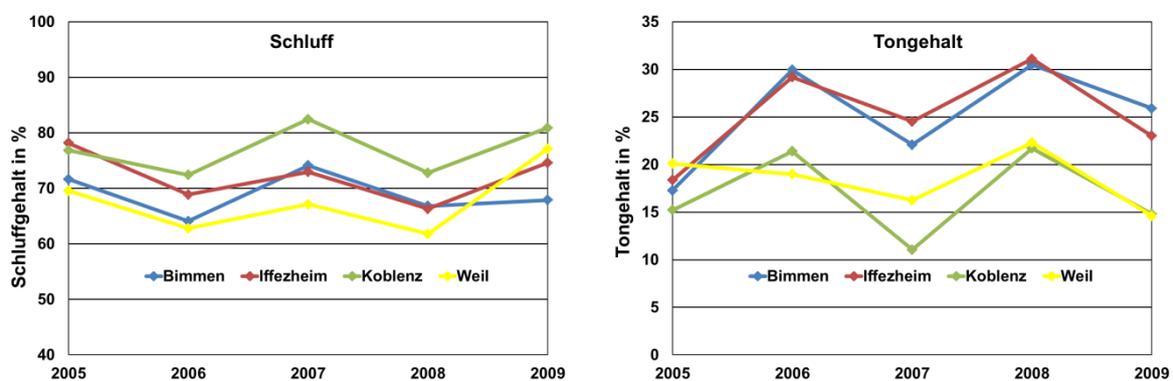


Abb. 2: Schluff- und Tongehalte der Schwebstoffe im Probenahmegebiet Rhein zwischen 2005 und 2009.

In Abbildung 3 sind die mittleren Sand- Schluff- und Tongehalte an den einzelnen Probenahme­flächen im gesamten Untersuchungszeitraum zusammengefasst.

Im Probenahmegebiet „Elbe“ variiert der Sandgehalt zwischen ca. 5 % (Zehren) und 20 % (Blankenese). Trotz der Streuungen zwischen den Jahren lassen sich signifikante Unterschiede zwischen den Probenahme­flächen feststellen (Zehren < Cumlosen, Prossen < Barby < Blankenese). Wie in allen anderen Probenahme­gebieten dominiert Schluff mit Anteilen von 60 bis 80 % an der Schwebstofffracht, wobei die niedrigsten Schluffgehalte in Prossen und die höchsten Gehalte in Cumlosen gemessen werden. Die Tonanteile nehmen flussabwärts von 30 % in Prossen bis zu ca. 10 % in Blankenese ab.

Im Probenahmegebiet „Rhein“ sind die Sandanteile niedriger als in der Elbe und liegen zwischen 3 % (Iffezheim) und 14 % (Weil). Die Schluffgehalte zeigen mit Werten um 70 % nur eine geringe Variation, wobei in Koblenz die höchsten und in Weil die niedrigsten Schluffgehalte gemessen werden. Die Tongehalte liegen bei ca. 20 %, mit etwas höheren Werten in Iffezheim und Bimmen.

Die niedrigsten Schluffgehalte (50 – 60 %) und die höchsten Tongehalte (32 – 37 %) werden im Probenahmegebiet „Saarländischer Verdichtungsraum“ gemessen. Die Sandgehalte betragen an der Probenahme­fläche „Staufstufe Rehlingen“ mit 4 % nur ein Drittel des Sandgehaltes der „Staufstufe Güdingen“ und sind vermutlich auf die Lage der

Probenahme­fläche im Wehrbereich der Staustufe und der damit verbundenen geringen Fließgeschwindigkeit der Saar zurückzuführen.

Im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ unterscheiden sich die beiden Probenahme­flächen nur im Sand- und Tongehalt. Während an der Mulde in Dessau die Anteile der beiden Texturfractionen je ca. 15 % betragen, wird an der Saale mit nur 2 % der niedrigste Sandgehalt aller Standorte beobachtet.

Für das Probenahmegebiet „Donau“ liegen nur Daten aus dem Jahr 2009 vor. Auch dort ist Schluff die dominierende Texturfraction mit Anteilen von 60 - 70 %. „Jochenstein“ weist mit 15 % die höchsten Sandgehalte und die niedrigsten Tongehalte der drei Probenahme­stellen auf.

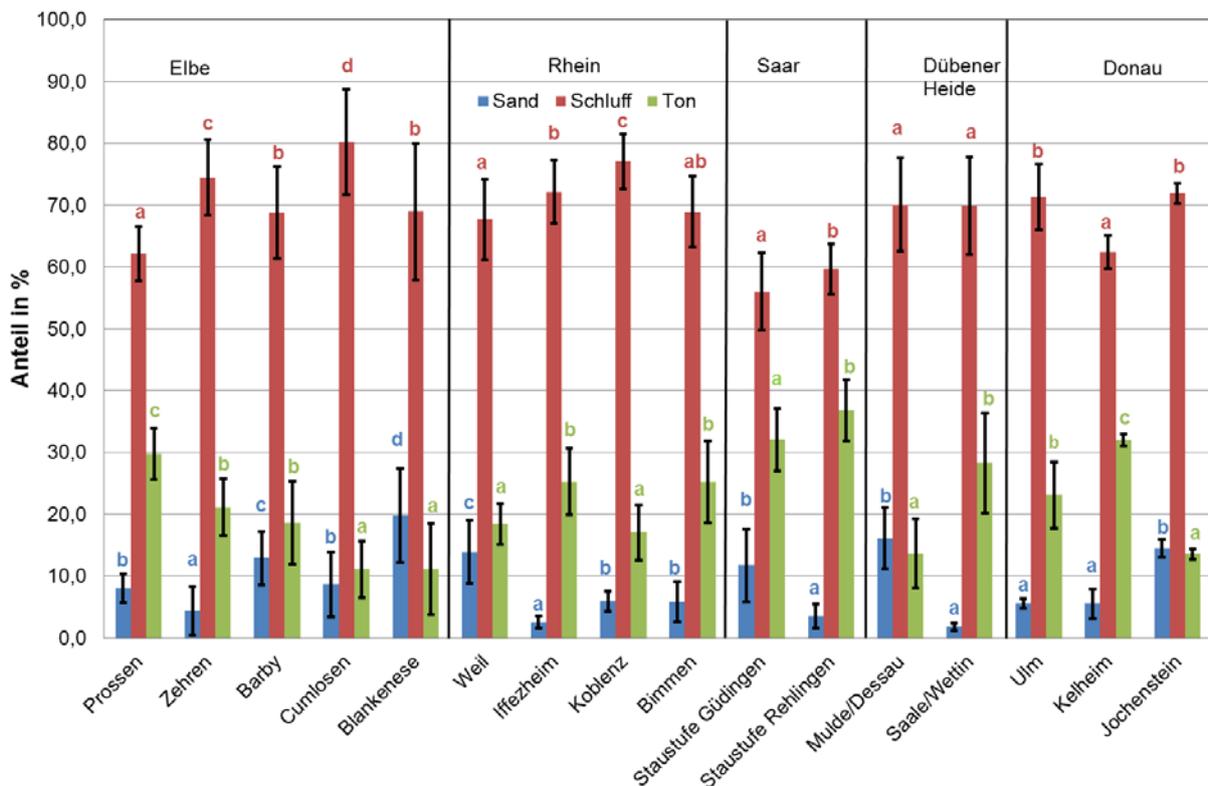


Abb. 3: Mittlere Gehalte an Sand, Schluff und Ton in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich innerhalb des jeweiligen Probenahmegebietes.
*Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

4.1.2 Kohlenstoffgehalte (C_{gesamt} , C_{anorg} , C_{org})

Der Gesamt-Kohlenstoffgehalt einer Probe setzt sich aus anorganischen und organischen Kohlenstoffverbindungen zusammen. Die Differenzierung in anorganischen und organischen Kohlenstoff ist für eine Interpretation der Belastungsdaten relevant.

Ein statistisch signifikanter Trend im Kohlenstoffgehalt wird nur an der Probenahme­fläche Mulde/Dessau beobachtet. Hier zeigt sich ein Anstieg der C_{gesamt} - und C_{org} -Gehalte seit Beginn der Routineprobenahme 2005 (Abb. 4). An allen anderen Probenahme­flächen sind keine Trends in den C-Gehalten erkennbar.

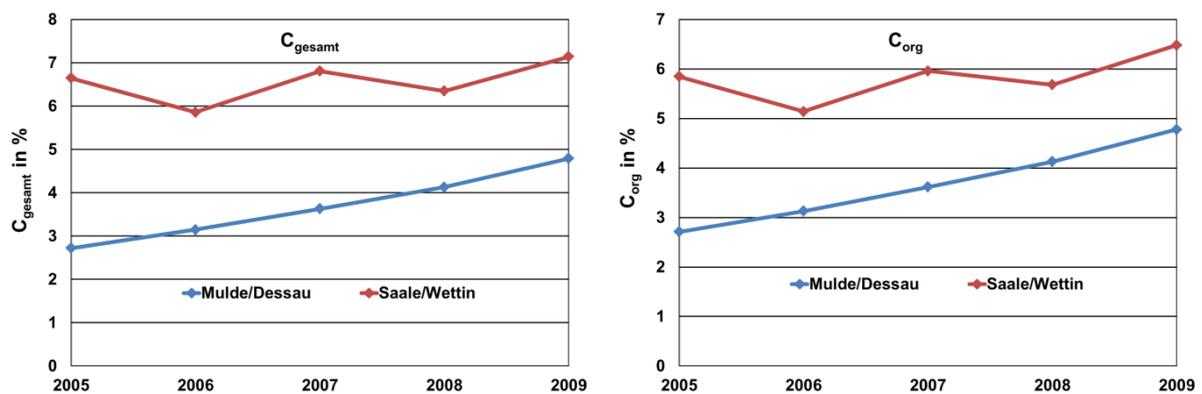


Abb. 4: C_{gesamt} - und C_{org} -Gehalte in Schwebstoffen im Probenahmegebiet „Dübener Heide“

Die einzelnen Probenahme­flächen unterscheiden sich dagegen deutlich in ihren Kohlenstoffgehalten (Abb. 5).

Im Probenahmegebiet „Elbe“, beispielsweise, liegt C_{gesamt} an den Probenahme­flächen „Prossen“ und „Cumlosen“ bei 7% und damit signifikant höher als an den übrigen Standorten. Die niedrigsten C_{gesamt} -Gehalte werden in „Blankenese“ gemessen (4%). Die Gehalte an C_{anorg} sind in „Prossen“ und „Zehren“ sehr niedrig (ca. 0,1 %). Die höchsten Gehalte an C_{anorg} werden in „Cumlosen“ gemessen (ca. 2 %). Dort beträgt der Anteil von C_{anorg} an C_{gesamt} ca. 30 %. Die Gehalte an C_{org} verringern sich tendenziell flussabwärts und erreichen in „Blankenese“ nur noch die Hälfte der Werte in „Prossen“. Die gemessenen Werte für C_{anorg} und C_{org} an den Probenahme­flächen der Elbe unterscheiden sich meist nur wenig von den Ergebnissen der Erstuntersuchungen im Rahmen der Entwicklung einer Verfahrensrichtlinie zur Probenahme von Sedimenten und Schwebstoffen (Schulze & Ricking, 2005). Für „Prossen“ ergaben Schwebstoffanalysen dort nur einen Wert von ca. 2% C_{org} , in „Barby“ und in „Cumlosen“ lagen die Werte für C_{anorg} bei 0,2 %.

Im Probenahmegebiet „Rhein“ sind die Unterschiede der C_{gesamt} - und C_{org} -Gehalte zwischen den Probenahme­flächen geringer aber dennoch signifikant. Die niedrigsten Gehalte werden jeweils an der Probenahme­fläche „Koblenz“ beobachtet. C_{anorg} nimmt flussabwärts ab. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Erstuntersuchungen (Schulze & Ricking, 2005) sind die im Untersuchungszeitraum 2005 - 2009 gemessenen Werte für C_{anorg} um ca. 0,5 – 1% niedriger. Die C_{org} -Gehalte fallen dagegen mit Ausnahme von „Bimmen“ (-2,5 % absolut) um ca. 0,5 % höher aus. Im Vergleich zu den aus Monatswerten der FGG RHEIN (2012) berechneten Mittelwerten für die Probenahme­flächen „Iffezheim“, „Koblenz“ und „Bimmen“ liegen die Werte aus der UPB absolut um 0,2 (Iffezheim) bis 1,0 % (Koblenz) niedriger.

Tabelle 3: Vergleich der Mittelwerte für C_{org} in Schwebstoffen aus dem UPB- bzw. FGG RHEIN-Messprogramm an drei Probenahmeeflächen am Rhein.

Probenahmeefläche	C_{org} in % (UPB)	C_{org} in % (FGG RHEIN)
Iffezheim (Karlsruhe)	3,9	4,1
Koblenz	3,2	4,2
Bimmen	4,3	4,9

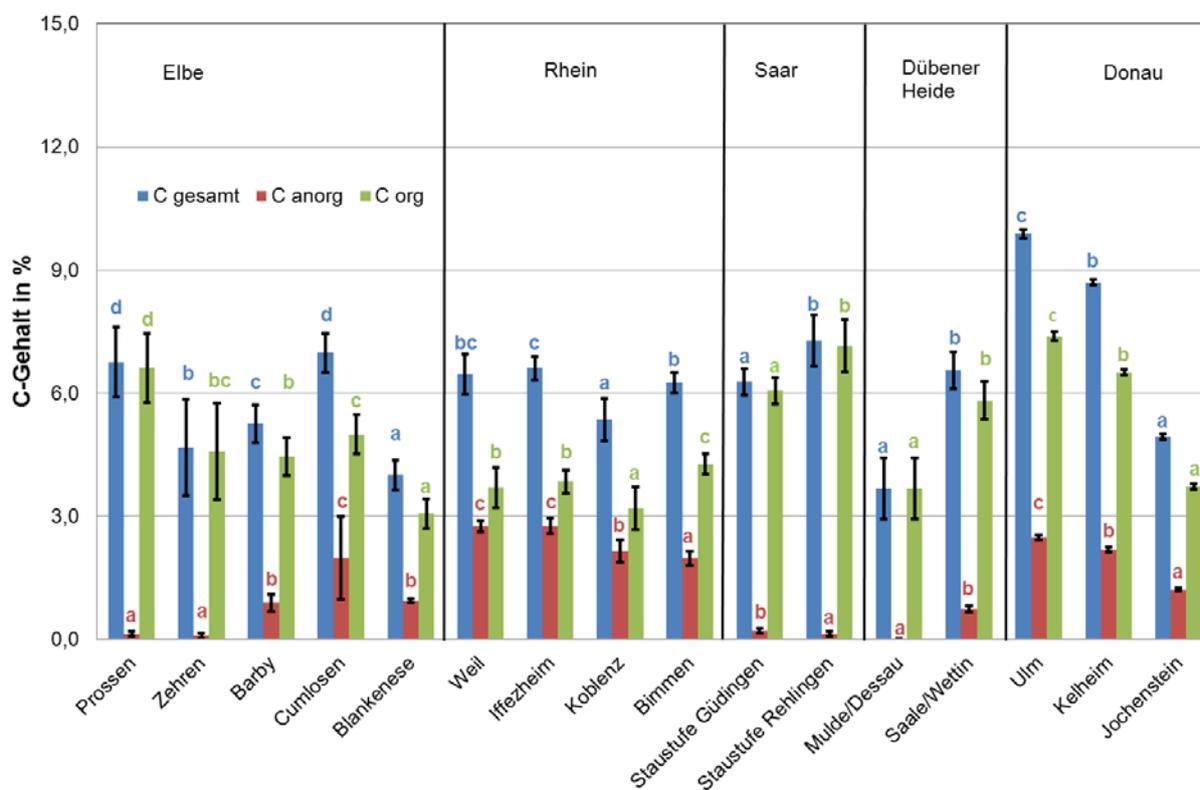


Abb. 5: Mittlere Gehalte von C_{gesamt} , C_{anorg} , C_{org} in Schwebstoffen an den Probenahmeeflächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Im Probenahmegebiet „Saarländischer Verdichtungsraum“ weist die weiter flussabwärts gelegene Probenahmeefläche „Staufstufe Rehlingen“ signifikant höhere Gehalte an C_{gesamt} und C_{org} auf als die Probenahmeefläche „Staufstufe Güdingen“. Die Gehalte an C_{anorg} sind in „Rehlingen“ dagegen signifikant niedriger. Die beobachteten Messwerte stimmen mit Ausnahme von C_{org} in „Güdingen“ gut mit den Werten der Erstcharakterisierung überein. In

„Güdingen“ liegt der im Untersuchungszeitraum von 2006 – 2009 gemessene Wert für C_{org} um ca. 50 % über dem Wert der Erstcharakterisierung.

Im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ weist die Saale bei Wettin für alle drei Kohlenstofffraktionen signifikant höhere Werte auf als die Mulde bei Dessau. Mit Ausnahme eines höheren Gehaltes für C_{org} an der Mulde (ca. 6,5 %) stimmen die Werte im Untersuchungszeitraum gut mit den Ergebnissen der Erstcharakterisierung überein.

Im Probenahmegebiet „Donau“ nehmen die Gehalte aller drei Kohlenstofffraktionen flussabwärts signifikant ab und liegen in „Jochenstein“ um ca. 50 % niedriger als in Ulm.

4.1.3 pH-Wert

Der pH-Wert einer Schwebstoffprobe gibt den Säurezustand einer Probe an und wird sowohl von deren Zusammensetzung (z.B. organische Substanz, Tonanteil) als auch von dem umgebenden Wasser beeinflusst.

Im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ sowie an den Elbe-Probenahmeflächen „Barby“, „Blankenese“ und „Cumlosen“ steigen die pH-Werte im Untersuchungszeitraum leicht an (Abb. 6). Auch an der Probenahmefläche „Güdingen“ (nicht dargestellt) wird ein Anstieg des pH-Wertes beobachtet. Am Rhein zeigt nur die Probenahmefläche „Koblenz“ einen Trend zu höherem pH. Statistisch signifikant ist dieser Anstieg jedoch nur für die Standorte „Cumlosen“ und „Koblenz“.

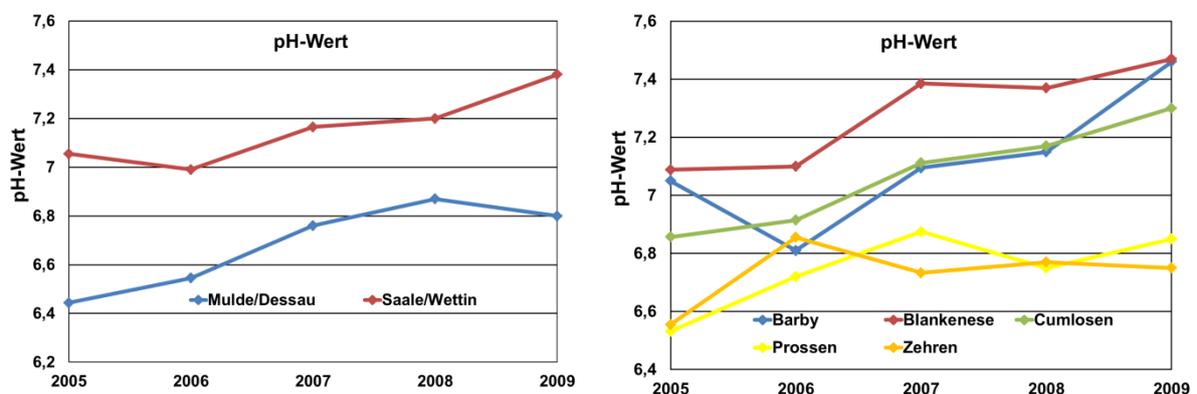


Abb. 6: pH-Werte in Schwebstoffproben von den Probenahmegebieten „Elbe“ und „Dübener Heide“ im Zeitraum 2005 - 2009.

Abbildung 7 zeigt die gemittelten pH-Werte an den einzelnen Probenahmeflächen über den gesamten Untersuchungszeitraum. Dabei zeigt sich, dass in den Probenahmegebieten „Elbe“, „Rhein“ und „Donau“ der pH-Wert flussabwärts signifikant ansteigt. Nur an der Saar wird an der flussabwärts gelegenen Probenahmefläche „Rehlingen“ ein niedrigerer pH-Wert als flussaufwärts gemessen. Im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ unterscheiden sich die Probenahmeflächen stark. Während die Mulde mit einem pH-Wert von 6,6 im schwach sauren Bereich liegt, ist die Saale als neutral bis schwach alkalisch einzustufen.

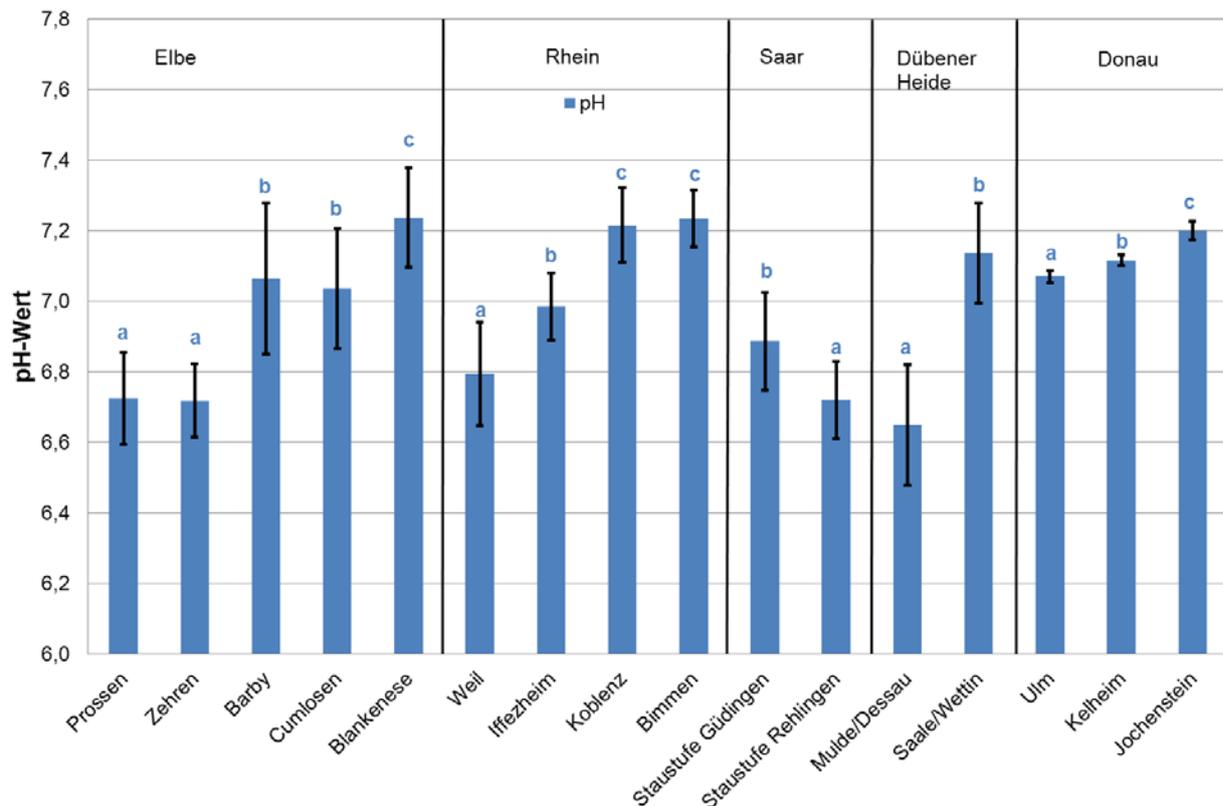


Abb. 7: Mittlere pH-Werte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

4.1.4 Zusammenfassung der physikalisch/chemischen Charakterisierung

Die Auswertung der Ergebnisse aus den Probenahme­jahren 2005 bis 2009 zeigt, dass die meisten der untersuchten physikalisch/chemischen Parameter nur wenig schwanken und keinem Trend unterliegen. Ausnahmen bilden die leicht ansteigenden pH-Werte im Probenahmegebiet „Dübener Heide“, an der Saar-Probenahme­fläche „Güdingen“ und an einigen Probenahme­flächen der Elbe sowie die steigenden Gehalte an C_{gesamt} und C_{org} an der Probenahme­fläche „Mulde/Dessau“. Aufgrund der geringen Anzahl an Beobachtungsjahren sind diese Trends jedoch statistisch nicht abzusichern.

Innerhalb eines Probenahmegebietes unterscheiden sich die Probenahme­standorte teilweise beträchtlich. Allerdings sind meist keine gerichteten Veränderungen festzustellen. Ausnahmen sind der flussabwärts gerichtete Anstieg des pH-Wertes in den großen Flusssystemen (Elbe, Rhein, Donau) sowie die Abnahme der Kohlenstoffgehalte in der Donau.

4.2 Elemente

Für die untersuchten Elemente konnte an keinem Standort ein Trend im Verlauf des Untersuchungszeitraums festgestellt werden (Beispiele siehe Abb. 8). Deshalb wurden in den folgenden Abschnitten auch bei den Elementen die Mittelwerte für jeden Standort ermittelt und für die Diskussion in jeweils einer Abbildung vergleichend dargestellt. Die Zuordnung zu den Gewässergüteklassen (GGK) gilt nur für das jeweilige Element.

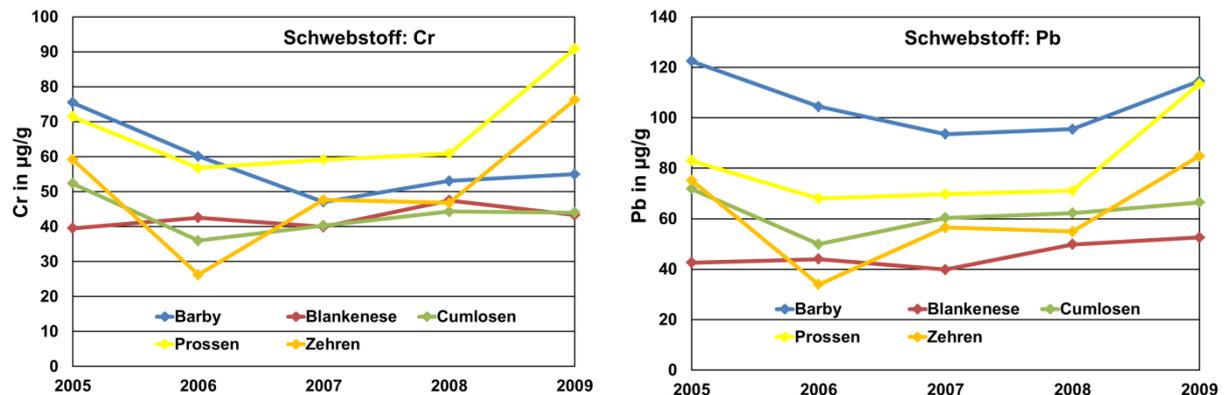


Abb. 8: Chrom- und Bleikonzentrationen in Schwebstoffen im Probenahmegebiet „Elbe“ im Zeitraum 2005 – 2009.

4.2.1 Arsen

An den meisten Probenahmeflächen liegen die Arsenkonzentrationen zwischen ca. 10 und 30 µg/g. Einzige Ausnahme ist die Probenahmefläche Mulde/Dessau, wo mit 100 µg/g 3 bis 10-fach höhere Werte auftreten (Abb. 9). Bestätigt werden diese hohen Konzentrationen durch Untersuchungen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (SLULG), bei denen zwischen 2005 und 2009 mittlere Arsengehalte von etwa 130 µg/g an dem Mulde-Standort „Bad Düben“ gemessen wurden. Die hohen Arsengehalte in der Mulde lassen sich durch Belastungen aus dem ehemaligen Bergbau im Erzgebirge begründen (Rohde, 2010). Neben der Mulde weist die Elbe die höchsten Arsenkonzentrationen auf, die tendenziell flussabwärts abnehmen. Entsprechend der Einstufung der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG ELBE, vormals ARGE ELBE) ist „Blankenese“ damit der Gewässergütekategorie (GGK) II zuzuordnen, die übrigen Probenahmeflächen liegen in der GGK II-III (ARGE ELBE, 2000). Verglichen mit Untersuchungen des SLULG (2011), die im Rahmen des FGG-Messprogramms durchgeführt wurden, liegen die hier gemessenen Konzentrationen für das Probenahmegebiet „Zehren“ etwas niedriger. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass in dem Messprogramm der FGG ELBE die Konzentration für anorganische Stoffe aus der Fraktion < 20 µm bestimmt werden und nicht, wie im UPB-Messprogramm, aus der Fraktion < 2 mm. Da anorganische Stoffe vorwiegend in der Schluff- und Tonfraktion gebunden sind, ist mit einer höheren Konzentration in den kleineren Fraktionen zu rechnen.

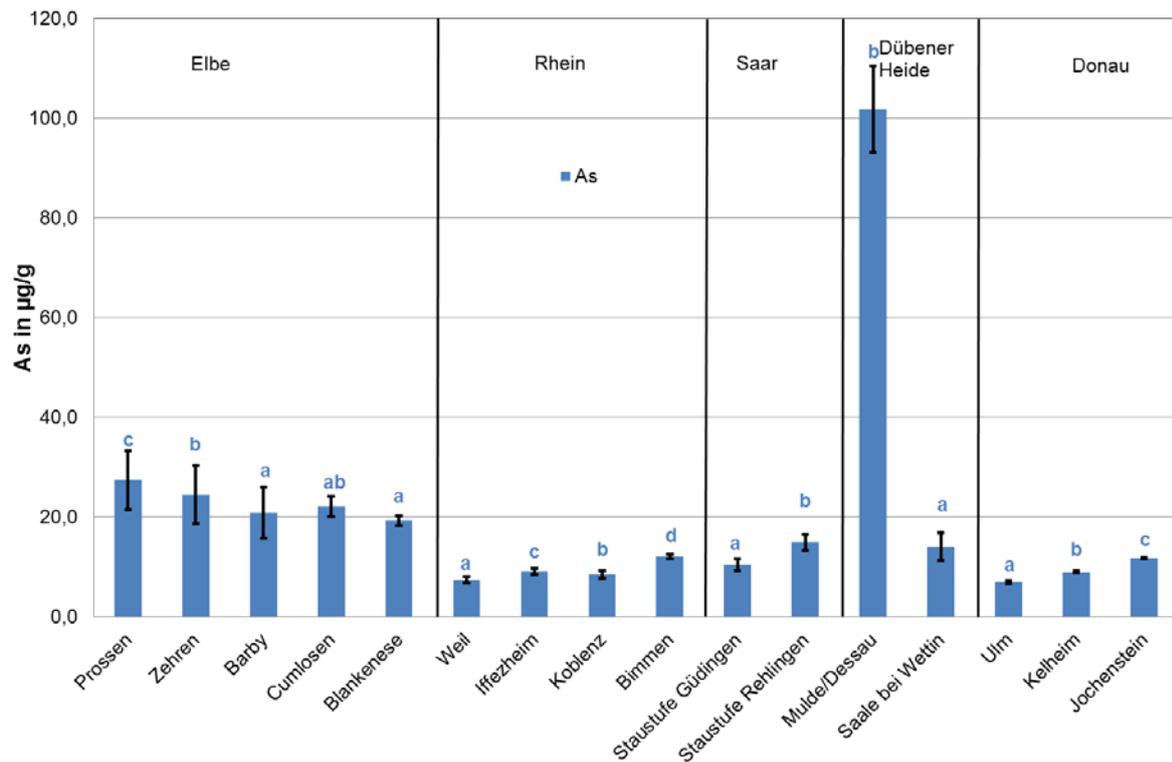


Abb. 9: Mittlere Arsengehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Im Rhein liegen die Arsenkonzentrationen mit Werten um 10 µg/g deutlich niedriger als in der Elbe. Flussabwärts sind leicht steigende Konzentrationen zu beobachten, die jedoch weit unter der Zielvorgabe von 40 µg/g der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR, 2011) liegen. Auch in den Probenahmegebieten „Saar“ und „Donau“ liegen die gemessenen Konzentrationen im Bereich um 10 µg/g mit flussabwärts ansteigender Tendenz.

Ähnlich wie an der Elbe-Probenahme­fläche „Zehren“ liegen auch die in den Probenahmegebieten „Saar“, „Donau“ und Rhein“ gemessenen Werte unterhalb der Messwerte der Flussgebietsgemeinschaft Rhein (FGG Rhein, 2012) bzw. der Internationalen Kommission zum Schutz der Donau (IKSD). Der Grund dürfte wieder in der Untersuchung von unterschiedlichen Korngrößenfraktionen liegen.

4.2.2 Cadmium

Ähnlich wie bei Arsen treten auch bei Cadmium die höchsten Konzentrationen auf der Probenahme­fläche „Mulde/Dessau“ auf (ca. 10 µg/g) (Abb. 10). Dieser Wert liegt jedoch deutlich unter dem von dem SLULG (2011) gemessenen Wert an der Mulde-Probenahme­stelle „Bad Düben“ (16,5 µg/g). Allerdings ist auch hier zu berücksichtigen, dass

den Messungen unterschiedliche Korngrößenfraktionen zugrunde liegen. Darüber hinaus liegt die Probenahmestelle „Dessau“ flussabwärts so dass es auch zu einer Verdünnung des vorwiegend bergbaulich bedingten Cadmiumgehalts kommen dürfte (Rohde, 2010). Deutlich geringere, aber immer noch hohe Cadmiumgehalte finden sich in Schwebstoffproben der Saale. Unter Berücksichtigung der Gewässergüteklassifizierung nach UBA und LAWA (UBA, 2012) ist der Standort an der Mulde in die GGK IV einzustufen, „Wettin“ liegt in der GGK II-III.

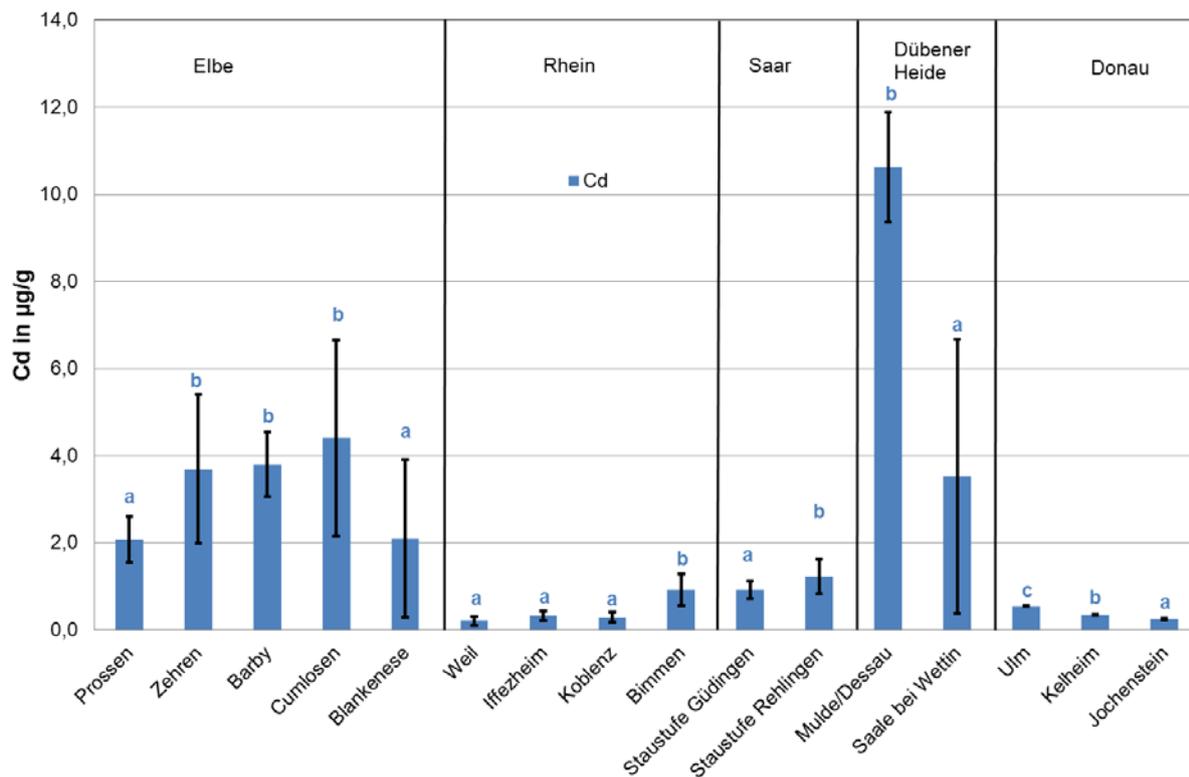


Abb. 10: Mittlere Cadmiumgehalte in Schwebstoffen an den Probenahmeflächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

In der Elbe treten ebenfalls hohe Cadmiumgehalte mit Werten zwischen 2 und 4 µg/g auf. Die Konzentrationen nehmen dabei zunächst flussabwärts zu, liegen aber an der Probenahmefläche „Blankenese“, mit 2 µg/g wieder deutlich niedriger. Die Zielvorgabe der IKSE (2005) (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) von 1,2 µg/g wird an allen Probenahmeflächen überschritten. Die Einstufung in GGK nach ARGE ELBE (2000) liegt entsprechend an allen Standorten in der GGK II-III. Mit 3,7 µg/g an der Probenahmefläche „Zehren“ ist der Mittelwert im Untersuchungszeitraum vergleichbar mit den Ergebnissen des SLULG (2011) (4,0 µg/g).

Im Rhein liegen die Cadmiumkonzentrationen in Schwebstoffen deutlich niedriger und immer unterhalb der Zielvorgabe der IKSr (2011) von 1,0 µg/g. Allerdings wird dieser Wert in Bimmen (0,91 µg/g) nahezu erreicht. Die Konzentrationen nehmen flussabwärts

tendenziell zu. Im Vergleich zu den Untersuchungen des FGG stimmt der Mittelwert in Bimmen gut mit den FGG RHEIN-Messungen überein (0,99 µg/g), während in Koblenz durch die FGG RHEIN etwas höhere Werte gemessen wurden (0,51 µg/g gegenüber 0,29 µg/g). „Iffezheim“ und „Koblenz“ liegen in der GGK I, die beiden anderen Standorte sind der GGK I-II zuzuordnen.

Im Probenahmegebiet „Saar“ liegen die Cadmiumkonzentrationen beider Messstellen im Bereich der Zielvorgabe. Mit Konzentrationen von 1,2 µg/g wird dieser Wert am Probenahmestandort „Rehlingen“ leicht überschritten. „Rehlingen“ wird entsprechend in die GGK II-III eingestuft.

An der Donau nehmen – anders als in den übrigen Flusssystemen - flussabwärts die Cadmium-Konzentrationen in Schwebstoffen ab. Von „Ulm“ nach „Jochenstein“ halbiert sich die Cadmiumkonzentration von 0,54 auf 0,26 µg/g. Für Jochenstein ergibt sich im Untersuchungszeitraum dabei ein Wert von 0,35 µg/g. Jochenstein liegt damit in der GGK I, die beiden anderen Standorte in GGK I-II.

4.2.3 Cobalt

Die höchsten Cobaltkonzentrationen in Schwebstoffen werden wiederum an der Mulde gemessen (Abb. 11). Der Mittelwert liegt bei 32 µg/g. In der Saale ist die Konzentration mit 18 µg/g deutlich niedriger, aber immer noch relativ hoch. Die erhöhten Messwerte im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ sind möglicherweise auf Einträge aus dem Braunkohlebergbau sowie der Metall- und Lederindustrie zurückzuführen.

Auch in der Elbe werden relativ hohe Cobaltgehalte gemessen, wobei die Konzentrationen flussabwärts abnehmen und sich von „Prossen“ (21 µg/g) bis „Blankenese“ (11 µg/g) halbieren. Im Gegensatz dazu steigen im Rhein die Cobaltkonzentrationen in Schwebstoffen mit der Flusslänge, von 7 µg/g an der Probenahmefläche „Weil“ auf 11 µg/g bei „Bimmen“.

Auch in der Saar und der Donau nehmen die Cobaltkonzentrationen flussabwärts zu.

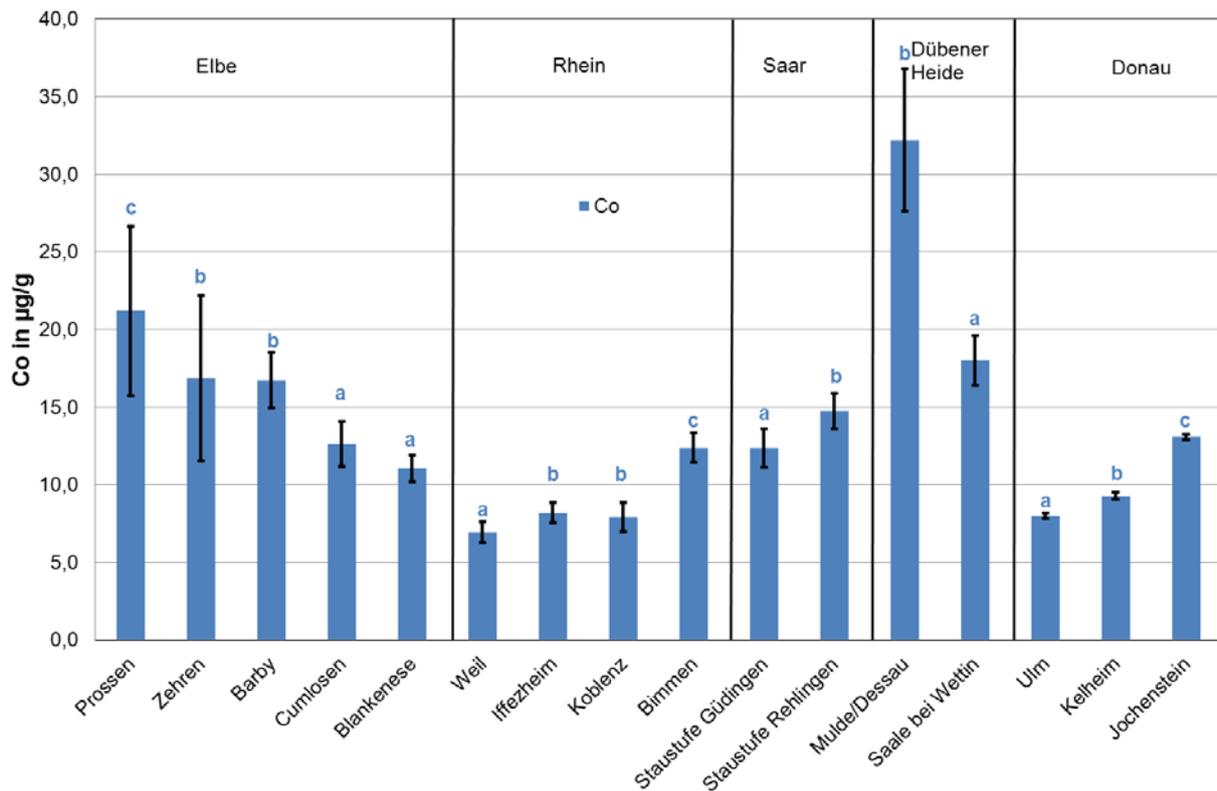


Abb. 11: Mittlere Cobaltgehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

4.2.4 Chrom

Die Chromkonzentrationen sind in Schwebstoffen aus der Saale am höchsten (ca. 82 µg/g) (Abb. 12). Der entsprechende Wert aus der Mulde ist mit 46 µg/g deutlich niedriger. Wieder zeigt sich, dass der vom SLULG (2011) gemessene Chromgehalt an der Probenahmestelle „Bad Düben“ mit 69 µg/g um ca. 40 % über dem der UPB-Probenahme­fläche „Dessau“ liegt.

In der Elbe nimmt die Chromkonzentration tendenziell flussabwärts ab und verringert sich von 68 µg/g in „Prossen“ auf 43 µg/g in „Blankenese“. Lediglich an der Probenahme­fläche „Barby“ werden wieder etwas erhöhte Konzentrationen beobachtet, was vermutlich auf einen erhöhten Chromeintrag aus der Saale zurückzuführen ist. Der vom SLULG (2011) ermittelte Wert für den Standort „Zehren“ liegt mit 61 µg/g etwas über dem Wert aus dem UPB-Messprogramm. Die Zielvorgabe der IKSE (2005) von 100 µg/g wird an allen Standorten unterschritten, alle Standorte an der Elbe liegen in der GGK I.

Im Rhein und in der Saar nehmen die Chromgehalte in der Regel flussabwärts zu. Die Mittelwerte variieren dabei zwischen ca. 30 und 50 µg/g und liegen unterhalb der Zielvorgabe (100 µg/g) der IKSR (2011). Im Vergleich zu den Messwerten der FGG RHEIN liegen die im UPB-Messprogramm erhalten Mittelwerte von 32 µg/g (Koblenz) und ca.

50 µg/g (Saar) unterhalb der Werte der FGG RHEIN für die Standorte „Koblenz“ (61 µg/g) und „Saarbrücken“ (62 µg/g). In „Bimmen“ stimmen die Werte mit ca. 50 µg/g gut mit den entsprechenden FGG RHEIN-Werten überein (50 µg/g).

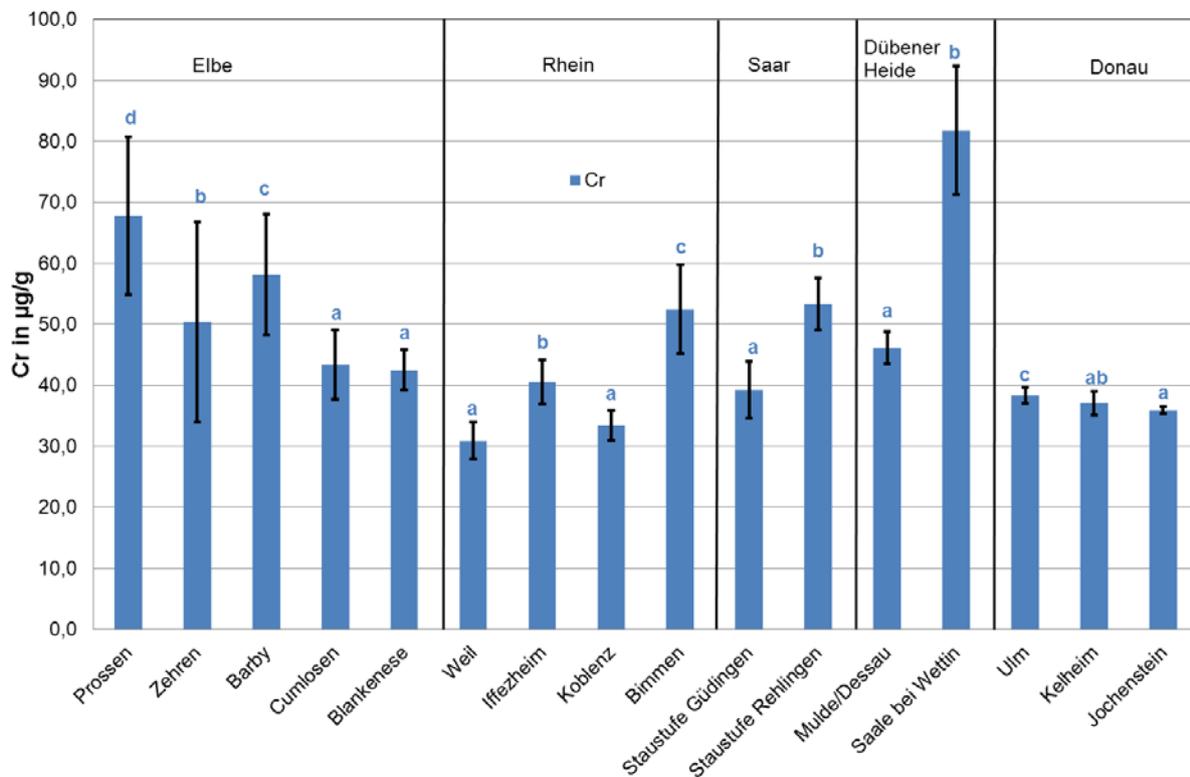


Abb. 12: Mittlere Chromgehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

An der Donau ist eine leichte Abnahme der Chromkonzentrationen flussabwärts festzustellen. Von der IKSD liegen nur für „Jochenstein“ Zeitreihen aus den Jahren 2005 - 2009 vor, aus denen sich ein Mittelwert von 42 µg/g ergibt, der nur wenig über dem Wert des UPB-Messprogramms liegt.

4.2.5 Kupfer

Die höchsten Kupferkonzentrationen finden sich in Schwebstoffen aus der Elbe (Abb. 13). Besonders hohe Werte werden an den Probenahme­flächen „Prossen“ und „Barby“ beobachtet (ca. 90 µg/g), wobei der erhöhte Wert in Barby zumindest zum Teil auf den Kupfereintrag aus der Saale zurückzuführen ist, die an der Probenahme­fläche „Wettin“ ebenfalls Konzentrationen um 90 µg/g aufweist. Die niedrigsten Werte an der Elbe werden in „Blankenese“ mit 44 µg/g gemessen. Die Zielvorgaben der IKSE von 80 µg/g werden

damit in „Prossen“ und „Barby“ überschritten. In der Gewässergüteeinstufung der ARGE ELBE (2000) liegen die Probenahme­flächen mit Ausnahme von „Blankenese“ (GGK II) in der GGK II-III. Am Standort „Zehren“ liegt der Vergleichswert des SLULG (2011) bei 65 µg/g und ist damit mit dem Wert des UPB-Mess­programms vergleichbar.

Im Rhein liegen die Kupferkonzentrationen niedriger und nehmen flussabwärts von 31 µg/g (Weil) auf 54 µg/g (Bimmen) zu. Die Zielvorgabe der IKS­R (2011) von 50 µg/g wird mit Ausnahme der Probenahme­fläche „Bimmen“ eingehalten. Die Vergleichswerte von der FGG RHEIN liegen mit 65 µg/g für „Koblenz“ und 60 µg/g für „Bimmen“ höher als die entsprechenden UPB-Werte. Dabei schließt der FGG RHEIN-Wert für „Bimmen“ das Jahr aus, in dem im Mai mit 1200 µg/g ein Ausreißerwert gemessen wurde, der bei der UPB-Messung nicht auftritt.

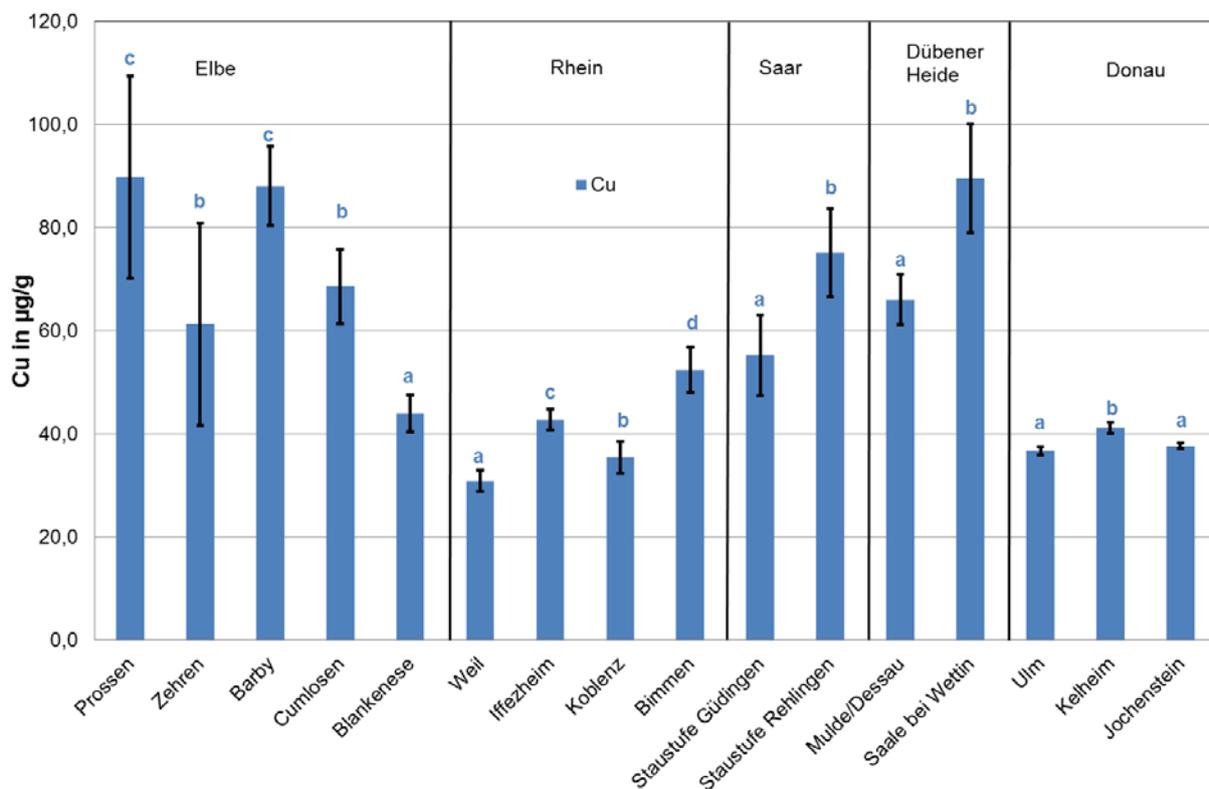


Abb. 13: Mittlere Kupfergehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Verglichen mit dem Rhein liegen die Kupferkonzentrationen in der Saar deutlich höher. Bei „Güdingen“ werden 55 µg/g gemessen, bei „Rehlingen“ sogar 75 µg/g, so dass an beiden Probenahme­flächen die Zielvorgabe nicht eingehalten wird.

Für den Rhein sind „Weil“ und „Koblenz in GGK I-II einzustufen, „Iffezheim“ und „Bimmen“ in GGK II. Die Werte der FGG RHEIN liegen am Standort „Saarbrücken“ bei 60 µg/g und sind somit mit den UPB-Werten vergleichbar.

An der Donau variieren die Kupfergehalte nur wenig und liegen im Bereich von 40 µg/g. Von der IKSD gibt es für „Jochenstein“ Messungen zwischen 2005 und 2009, die einen Mittelwert von 38 µg/g ergeben und damit gut mit den UPB-Werten übereinstimmen. Damit liegen alle Standorte im Bereich der GGK I-II.

4.2.6 Eisen

Die Eisengehalte variieren nur gering zwischen den einzelnen Probenahme­flächen (Abb. 14). An der Elbe wird mit ca. 34.000 µg/g die höchste Konzentration in „Prossen“ gemessen, die niedrigsten Gehalte finden sich in „Cumlosen“ mit 21.000 µg/g. Tendenziell nimmt der Eisengehalt flussabwärts ab. In „Zehren“ liegt das Ergebnis des SLULG mit 28.400 µg/g nahe dem Messwert der UPB (25.800 µg/g).

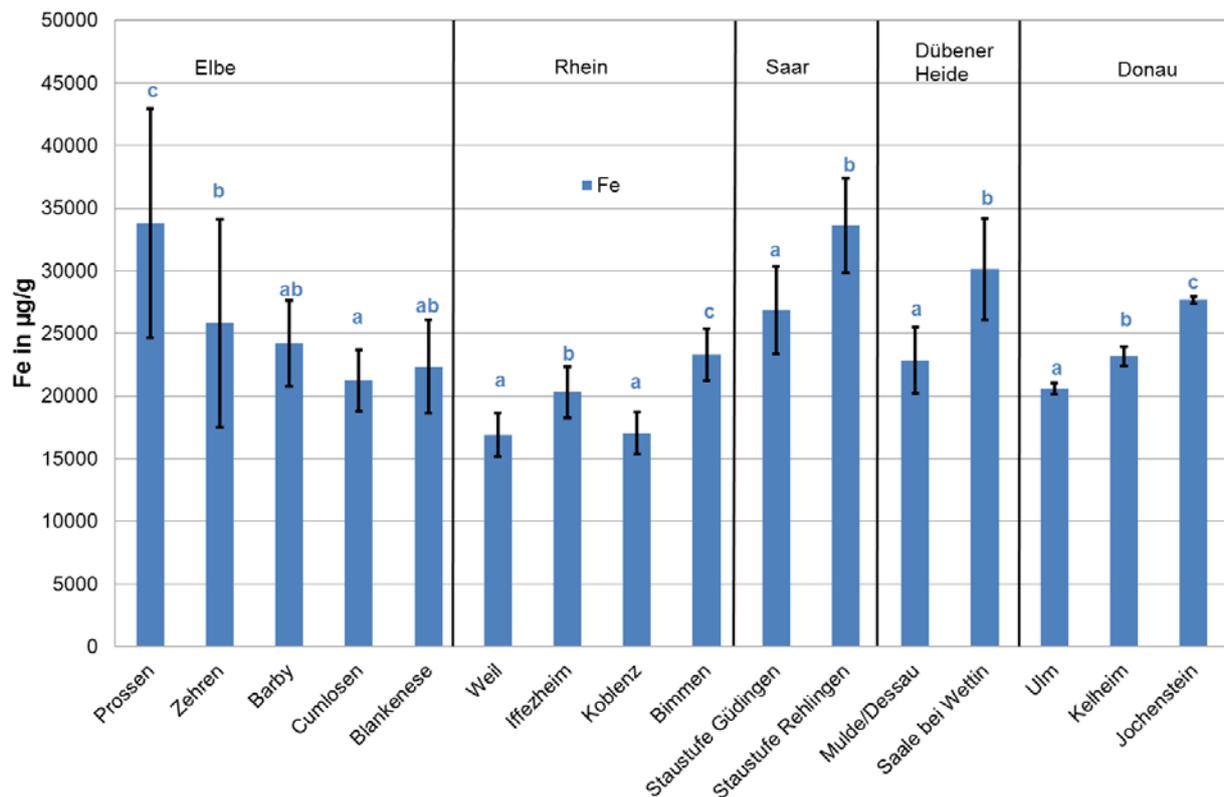


Abb. 14: Mittlere Eisengehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Im Rhein liegen die Eisengehalte etwas niedriger als in der Elbe und variieren zwischen 17.000 µg/g (Weil) und 24.000 µg/g (Bimmen). Die Mittelwerte der FGG RHEIN liegen am Rhein jeweils deutlich höher als die Werte der UPB (Koblenz: 17.000 zu 27.000 µg/g, Bimmen 24.000 zu 37.000 µg/g).

Die Eisengehalte in Schwebstoffen aus der Saar liegen bei 27.000 bzw. 34.000 µg/g und damit über denen im Rhein.

Im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ weist die Saale mit 30.000 µg/g ca. 20 % höhere Eisengehalte auf als die Mulde.

In der Donau ist eine leichte Zunahme flussabwärts von 20.500 auf 27.500 µg/g zu beobachten. Messungen der IKSD ergeben für „Jochenstein“ mit 29.700 µg/g einen vergleichbaren Wert.

4.2.7 Quecksilber

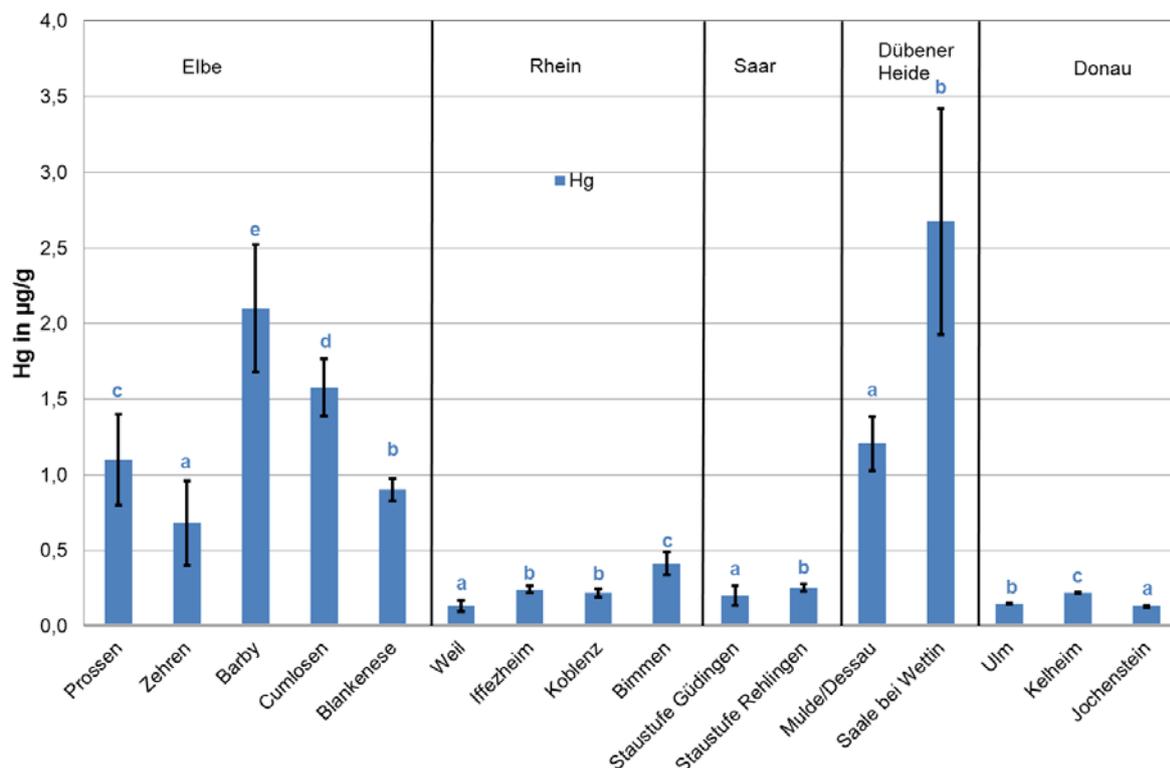


Abb. 15: Mittlere Quecksilbergehalte in Schwebstoffen an den Probenahmeflächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Die Quecksilbergehalte in Schwebstoffen sind insbesondere in den Flüssen Saale, Mulde und Elbe erhöht (Abb. 15). Die höchste Konzentration wird an der Saale-Probenahmefläche „Wettin“ gemessen (2,7 µg/g). In der Mulde ist die Konzentration mit 1,2 µg/g deutlich niedriger, überschreitet die Zielvorgabe der IKSE von 0,8 µg/g aber immer noch bei weitem.

Das SLULG (2011) ermittelt für den flussaufwärts gelegenen Standort „Bad Düben“ eine mittlere Quecksilberkonzentration von 0,8 µg/g, was auf zusätzliche Einträge bis zur Probenahme fläche „Dessau“ hinweist.

In der Elbe verringert sich die Quecksilberkonzentration von 1,1 µg/g in „Prossen“ auf 0,68 µg/g in „Zehren“ und unterschreitet dort die Zielvorgabe der IKSE (2005). Nach der Mündung der Saale steigt die Konzentration jedoch wieder stark auf 2,1 µg/g an, um anschließend flussabwärts auf ca. 0,9 µg/g abzunehmen. Aus den Daten des SLULG (2011) lässt sich für „Zehren“ ein Mittelwert von 0,9 µg/g ermitteln, der damit etwas höher als der UPB-Wert liegt. Entsprechend der Vorgaben der ARGE ELBE (2000) sind die Probenahme flächen mit Ausnahme von Zehren (GGK II) in die GGK II-III einzustufen.

Im Probenahmegebiet „Rhein“ treten wesentlich niedrigere Quecksilberkonzentrationen auf. Dabei nehmen die Quecksilbergehalte flussabwärts von 0,14 µg/g (Weil) auf 0,41 µg/g (Bimmen) zu. An allen Probenahme flächen wird die Zielvorgabe der IKSR (2011) von 0,5 µg/g eingehalten. Die Mittelwerte aus den Untersuchungen der FGG RHEIN (2012) liegen in „Koblenz“ bei 0,32 µg/g und in „Bimmen“ bei 0,45 µg/g und stimmen damit gut mit den Ergebnissen der UPB-Messungen überein.

Die Quecksilbergehalte im Probenahmegebiet „Saar“ sind mit Konzentrationen um 0,2 µg/g ebenfalls gering. Die entsprechenden FGG RHEIN-Werte für „Saarbrücken“ liegen mit 0,21 µg/g im gleichen Bereich. Entsprechend der Vorgaben nach UBA und LAWA (UBA, 2012) liegen die Standorte an Rhein und Saar mit Ausnahme von „Weil“ (GGK I) damit in GGK I-II

Im Probenahmegebiet „Donau“ wird der höchste Quecksilbergehalt in Schwebstoffen (0,22 µg/g) von der Probenahme fläche „Kelheim“ gemessen. An den beiden anderen Standorten liegen die Quecksilbergehalte im Bereich von 0,15 µg/g und weisen damit die niedrigsten Gehalte aller Probenahme flächen auf. Die verfügbaren Daten des IKSD weisen für „Jochenstein“ bzw. „Kelheim“ Werte von 0,12 µg/g bzw. 0,22 µg/g für das Jahr 2009 aus, die gut mit den Ergebnissen der UPB übereinstimmen. „Kelheim“ ist in GGK I-II, die beiden anderen Standorte in GGK I einzustufen.

4.2.8 Nickel

Schwebstoffe aus dem Probenahmegebiet „Dübener Heide“ weisen die höchsten Nickelkonzentrationen auf (Abb. 16). An der Mulde lagen die Werte im Mittel bei 70 µg/g, an der Saale bei 53 µg/g. Der Mittelwert von Dessau ist vergleichbar mit dem der Probenahme stelle „Bad Düben“ des SLULG (2011) (72,5 µg/g).

In der Elbe schwanken die mittleren Nickelgehalte zwischen 47 µg/g an der Probenahme stelle „Prossen“ und 24 µg/g bei „Blankenese“. Tendenziell sinken die Werte flussabwärts, wobei der leichte Anstieg in „Barby“ auf den Einfluss der höher belasteten Saale zurückgeführt werden kann. Die Zielvorgabe der IKSE (2005) von 120 µg/g wird an allen Standorten eingehalten. Die Standorte sind nach ARGE ELBE (2000) in GGK II (Prossen), GGK I-II (Zehren, Barby) und GGK I (Cumlosen, Blankenese) einzustufen.

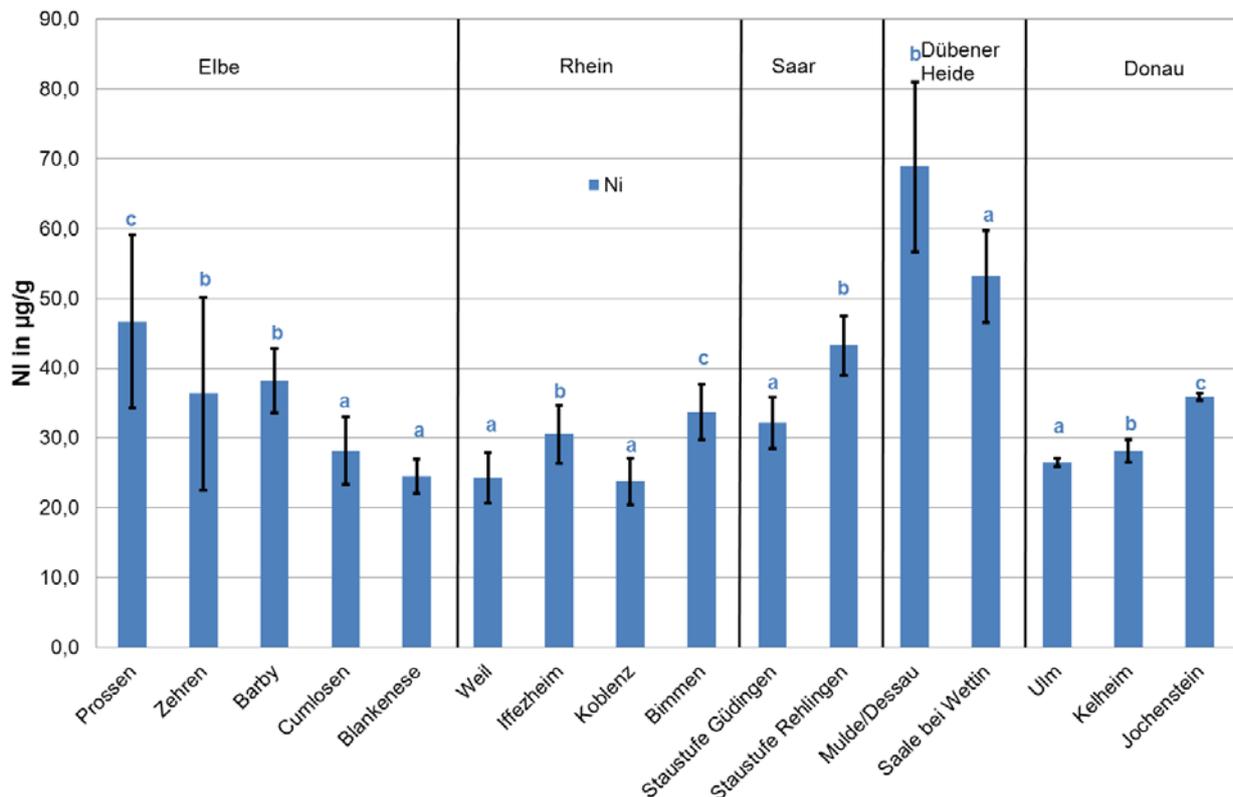


Abb. 16: Mittlere Nickelgehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Im Rhein und in der Saar ist flussabwärts eine Tendenz zu steigenden Nickelgehalten festzustellen, wobei die Gehalte in der Saar die im Rhein leicht übersteigen. Die Zielvorgabe der FGG RHEIN (2012) von 50 µg/g wird an allen Probenahme­flächen unterschritten. Die Standorte sind in der Regel in die GSK I (Weil, Koblenz) und I-II (Iffezheim, Bimmen und Güdingen) einzustufen, Rehlingen mit den höchsten Gehalten in die GSK II. Im Vergleich zu den Untersuchungen der FGG RHEIN sind die UPB-Werte in „Koblenz“ und „Bimmen“ um ca. 20 % niedriger, an der Saar stimmen sie gut mit den FGG RHEIN-Werten überein.

In der Donau nimmt die Nickelkonzentration flussabwärts ebenfalls leicht zu. Die Standorte Ulm und Kelheim liegen in der GSK I, Jochenstein in GSK I-II. Von der IKSD liegen für „Jochenstein“ Werte vor, aus denen sich für den Zeitraum 2005 - 2009 ein Mittelwert von 34,6 µg/g ergibt. Für 2009 errechnet sich ein Mittelwert von 36,6 µg/g der gut mit den 35,9 µg/g des UPB-Messprogramms übereinstimmt.

4.2.9 Phosphor

Die höchsten Phosphorgehalte werden in der Saar beobachtet (Abb. 17). Schwebstoffe von der Probenahme­fläche „Güdingen“ weisen im Mittel 2150 µg/g auf. Etwas höhere

Konzentrationen finden sich an der flussabwärts gelegenen Probenahme­fläche „Rehlingen“ (2700 µg/g). Der Anstieg zwischen den beiden Probenahme­flächen dürfte in erster Linie auf Kläranlageneinleitungen zurückzuführen sein, da diese neben diffusen Einträgen aus der Landwirtschaft die Hauptquelle von P-Einträgen in aquatische Systeme sind und im Probenahmegebiet die Landwirtschaft nur eine untergeordnete Rolle spielt. Der aus den Messwerten der FGG RHEIN (2012) errechnete Mittelwert liegt mit 4000 µg/g noch deutlich über dem Wert der Umweltprobenbank.

Ähnlich hohe Phosphorgehalte finden sich in Schwebstoffen aus der Saale im Probenahmegebiet „Dübener Heide“. Hier liegt der Mittelwert bei ca. 2300 µg/g. In der Mulde liegt die Konzentration mit ca. 1500 µg/g deutlich niedriger.

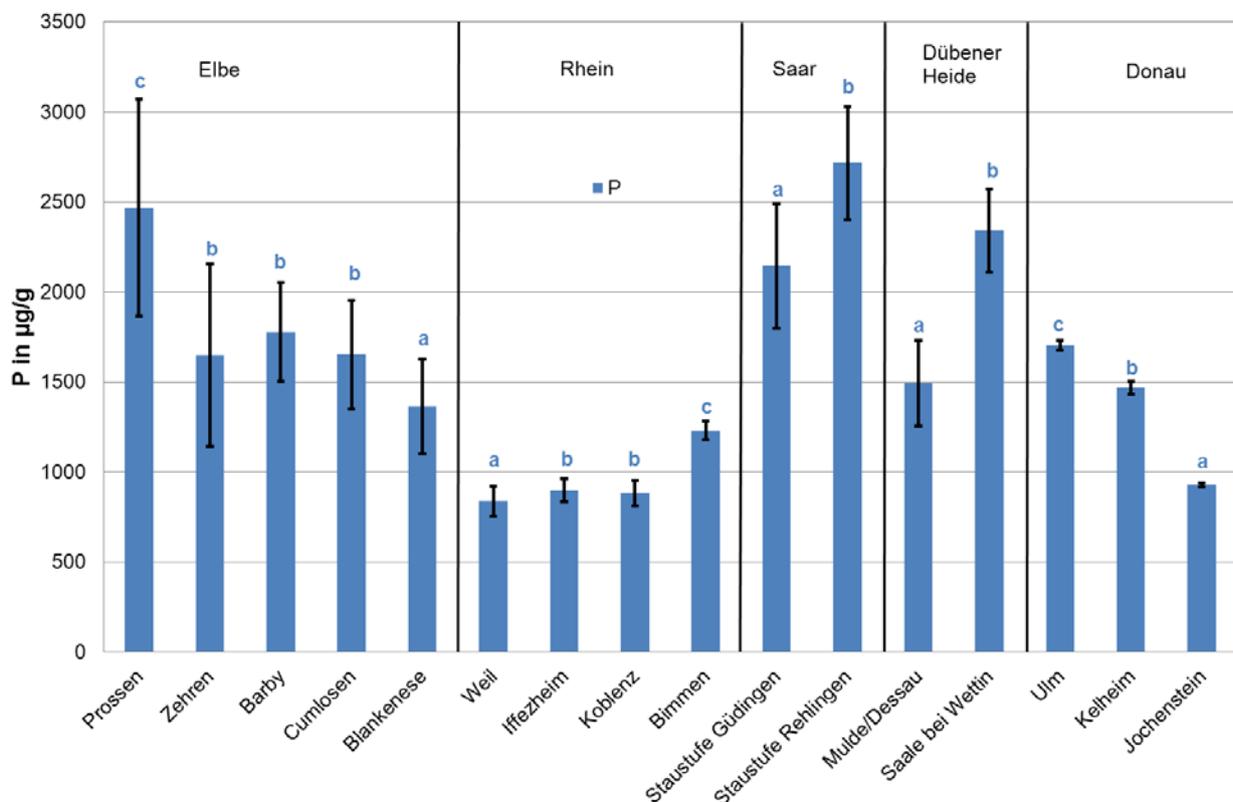


Abb. 17: Mittlere Phosphorgehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

In der Elbe treten die höchsten Phosphorkonzentrationen mit ca. 2500 µg/g in „Prossen“ auf und nehmen tendenziell flussabwärts ab. Ein leichter Anstieg der Phosphorgehalte an der Probenahme­fläche „Barby“ (verglichen mit „Zehren“) ist vermutlich auf Einträge aus der Saale zurückzuführen. Anschließend sinkt der Phosphorgehalt bis „Blankenese“ auf 1360 µg/g.

Die niedrigsten Phosphorkonzentrationen finden sich in Schwebstoffen aus dem Rhein. Flussabwärts steigen die Werte an, von 840 µg/g in „Weil“ auf 1230 mg/g in „Bimmen“, wobei der Anstieg vor allem im Mittel- und Niederrhein zwischen „Koblenz“ und „Bimmen“ auftritt. Die von der FGG RHEIN (2012) für die dortigen Probenahmestellen ermittelten Mittelwerte sind mit 1540 µg/g in Koblenz nahezu doppelt so hoch wie der Wert der UPB; in „Bimmen“ beträgt der Unterschied ca. 40 % (1230 µg/g UPB, 1700 µg/g FGG RHEIN).

In der Donau nehmen die Phosphorkonzentrationen flussabwärts ab und halbieren sich nahezu zwischen „Ulm“ (1700 µg/g) und „Jochenstein“ (920 µg/g).

4.2.10 Blei

Schwebstoffe aus der Mulde weisen mit knapp 140 µg/g die höchsten Bleigehalte aller Probenahmeflächen auf (Abb. 18). An der Mulde-Messstelle „Bad Dübener“ des SLULG (2011) ist der Mittelwert für den Zeitraum 2005 - 2009 mit 253 µg/g sogar noch wesentlich höher. Relativ hohe Bleigehalte werden auch in der Saale beobachtet (ca. 80 µg/g bei „Wettin“). Ursachen für die hohen Bleigehalte dürften der ehemalige Bergbau v.a. im Einzugsgebiet der Freiburger Mulde sowie die Bleiverhüttung im Raum Freiberg sein (Kraft, 2007). Nach der Einstufung der ARGE ELBE (2000) befindet sich die Mulde in GGK II-III, die Saale in GGK II.

Auch in der Elbe sind die Bleikonzentrationen in Schwebstoffen relativ hoch. Zwischen „Prossen“ und „Zehren“ sinkt der Gehalt von 80 µg/g auf 60 µg/g steigt aber durch den Zufluss der Mulde an der Probenahmefläche „Barby“ wieder deutlich an und erreicht Werte um 110 µg/g. Im weiteren Verlauf nehmen die Konzentrationen wieder ab und liegen bei etwa 45 µg/g in Schwebstoffen an der Probenahmefläche „Blankenese“. Die Zielvorgabe von 100 µg/g der IKSE (2005) wird damit nur an der Probenahmefläche „Barby“ überschritten.

Im Rhein werden erheblich geringere Bleikonzentrationen beobachtet. Die Bleigehalte sind an den Messstellen im Oberrhein niedrig und liegen im Bereich von 25 µg/g, was der GGK I entspricht. In „Bimmen“ steigt der Bleigehalt auf 52 µg/g an. Damit liegt dieser Standort in der GGK I-II. Die Zielvorgabe der IKS (2011) von 100 µg/g wird damit an allen Probenahmeflächen weit unterschritten. Im Vergleich mit den Daten der FGG RHEIN stimmen die UPB-Werte in „Bimmen“ gut mit den FGG RHEIN-Werten überein, während an der FGG RHEIN-Station „Koblenz“ mit 46 µg/g ein nahezu doppelt so hoher Wert gemessen wird.

An der Saar liegen die Bleigehalte um 50 µg/g, wobei in „Rehlingen“ wiederum höhere Gehalte gemessen werden. Die Messwerte liegen etwas niedriger als die Werte der FGG RHEIN, die für den Standort „Saarbrücken“ eine mittlere Bleikonzentration von ca. 65 µg/g ergeben. Die beiden Probenahmeflächen sind in die GGK I-II einzustufen, die Zielvorgabe von 100 µg/g wird auch an der Saar deutlich unterschritten.

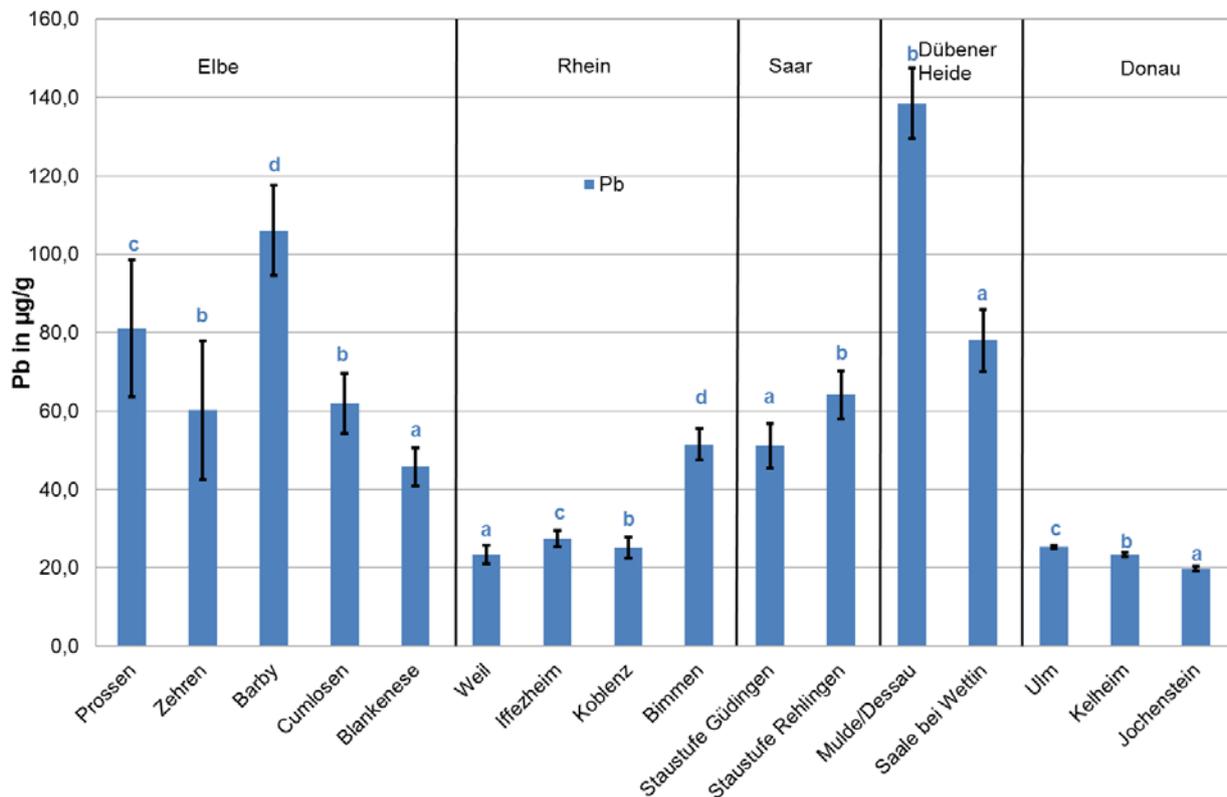


Abb. 18: Mittlere Bleigehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

In der Donau werden ebenfalls nur niedrige Bleigehalte in den Schwebstoffen gefunden. Die Konzentrationen zeigen dabei flussabwärts eine Abnahme von 25 µg/g in „Ulm“ auf nur noch 20 µg/g in „Jochenstein“. Damit sind alle Probenahme­flächen an der Donau in die GK I einzustufen. Aus den IKSD-Daten von 2009 lässt sich für „Jochenstein“ ein Bleigehalt von 30 µg/g ermitteln, dieser basiert allerdings nur auf zwei Messungen.

4.2.11 Selen

Die höchsten Selengehalte treten mit 2,9 µg/g an der Probenahme­fläche „Ulm“ in der Donau auf (Abb. 19). Flussabwärts verringert sich die Selenkonzentration deutlich und liegt in „Jochenstein“ bei nur noch 1,3 µg/g.

Ebenfalls relativ hohe Selenkonzentrationen werden in der Saale und an der Probenahme­fläche „Prossen“ in der Elbe gemessen. In der Elbe verringert sich die Selenkonzentration flussabwärts. Allerdings ist auch bei Selen ein Anstieg an der Probenahme­fläche „Barby“ zu erkennen, der auf den erhöhten Selen-Eintrag durch die Saale zurückzuführen ist.

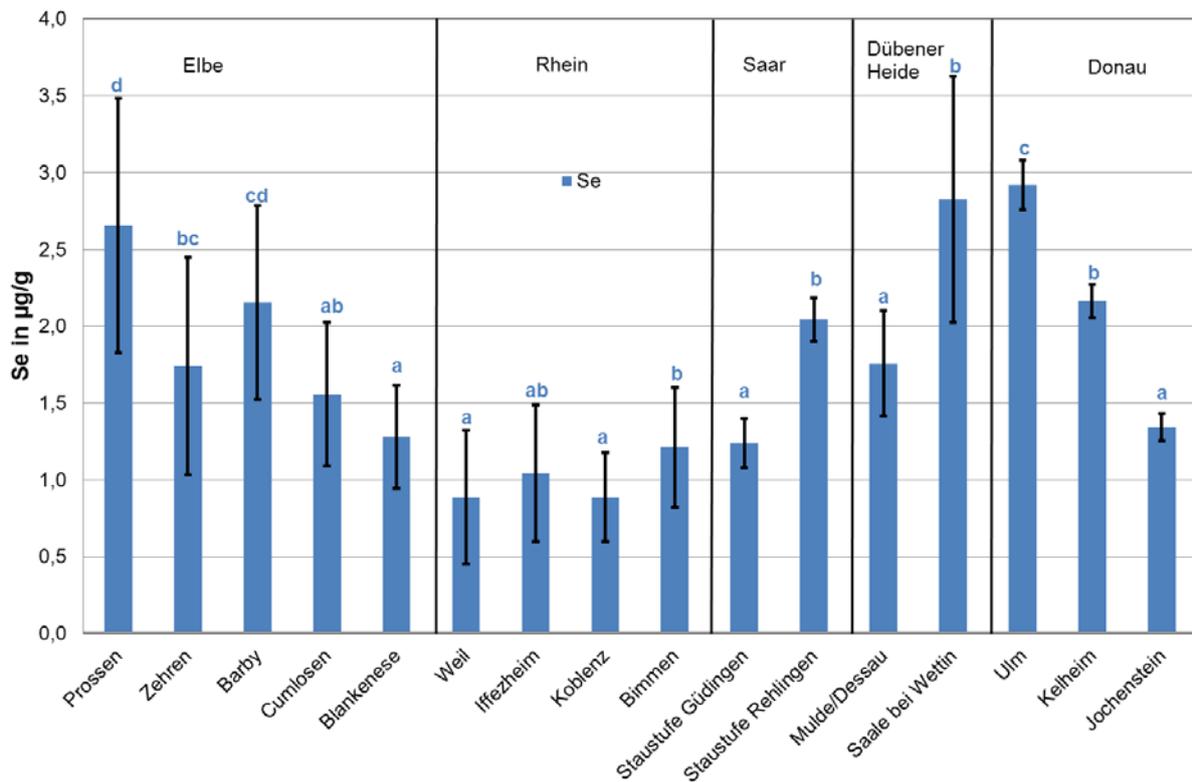


Abb. 19: Mittlere Selengehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Im Rhein zeigen die Selengehalte nur geringe Unterschiede zwischen den Probenahme­flächen und schwanken um 1,0 µg/g.

An der Saar wird ein starker Anstieg des Selengehaltes flussabwärts beobachtet. Ursache hierfür dürfte die industrielle Belastung der Saar zwischen den beiden Probenahme­flächen sein (Alloway, 1999).

4.2.12 Thallium

Schwebstoffe von der Elbe-Probenahme­fläche „Prossen“ weisen mit 0,51 µg/g die höchsten Thalliumkonzentrationen auf (Abb. 20). Die Konzentrationen nehmen flussabwärts ab, wobei an der Probenahme­fläche „Barby“ - bedingt durch den Zufluss von Mulde und Saale - etwas höhere Konzentrationen zu beobachten sind. An der unteren Elbe bei „Blankenese“ liegen die Thalliumgehalte in Schwebstoffen nur noch bei 0,3 µg/g.

Relativ hohe Thalliumkonzentrationen finden sich auch in Schwebstoffen aus der Mulde, der Saale und der Saar, wobei wieder ein deutlicher Unterschied zwischen den beiden Probenahme­flächen an der Saar zu beobachten ist.

Deutlich niedriger liegen die Werte im Rhein und in der Donau, die jeweils im Bereich zwischen 0,2 und 0,3 µg/g schwanken.

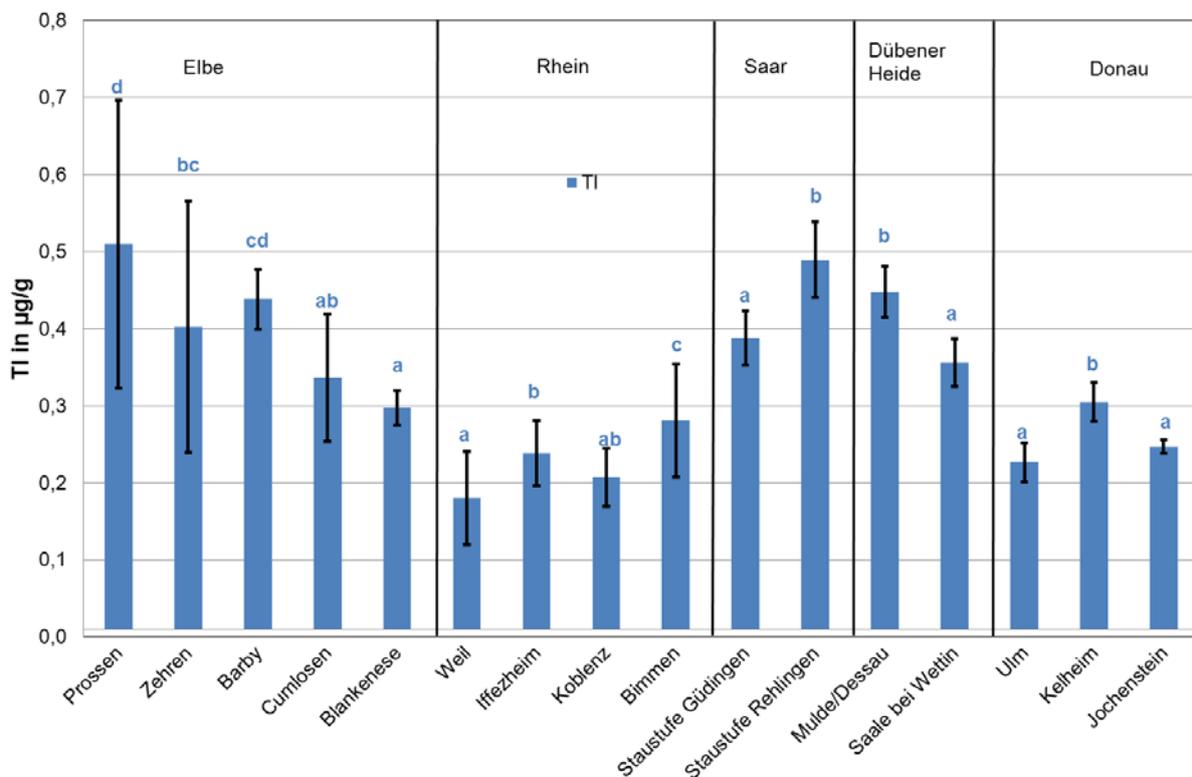


Abb. 20: Mittlere Thalliumgehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

4.2.13 Zink

Die Zinkbelastungen sind in der Elbe und im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ am höchsten (Abb. 21). Die höchsten Konzentrationen werden in Schwebstoffen von den Probenahme­flächen „Barby“ (863 µg/g) und „Dessau“ (760 µg/g) gemessen. Ursache für die hohen Werte von „Barby“ dürfte der Zink-Eintrag durch die Mulde sein, da an den beiden flussabwärts gelegenen Elbe-Probenahme­flächen „Prossen“ und „Zehren“ deutlich niedrigere Konzentrationen gemessen werden. Im weiteren Verlauf der Elbe nehmen die Zinkgehalte ab und erreichen Werte von 300 µg/g an der Probenahme­fläche „Blankenese“. Die Zielvorgabe der IKSE (2005) von 400 µg/g wird damit an allen Probenahme­flächen mit Ausnahme von „Blankenese“ zum Teil erheblich überschritten. Mit Ausnahme von „Blankenese“ (GGK II) sind die Probenahme­flächen an der Elbe bzw. im Gebiet der Dübener Heide in die GGK II-III bzw. III (Barby) einzustufen. Die Vergleichswerte des SLULG (2011) liegen mit 688 µg/g am Standort „Zehren“ und mit 1215 µg/g in „Bad Düben“ noch über den Werten der UPB.

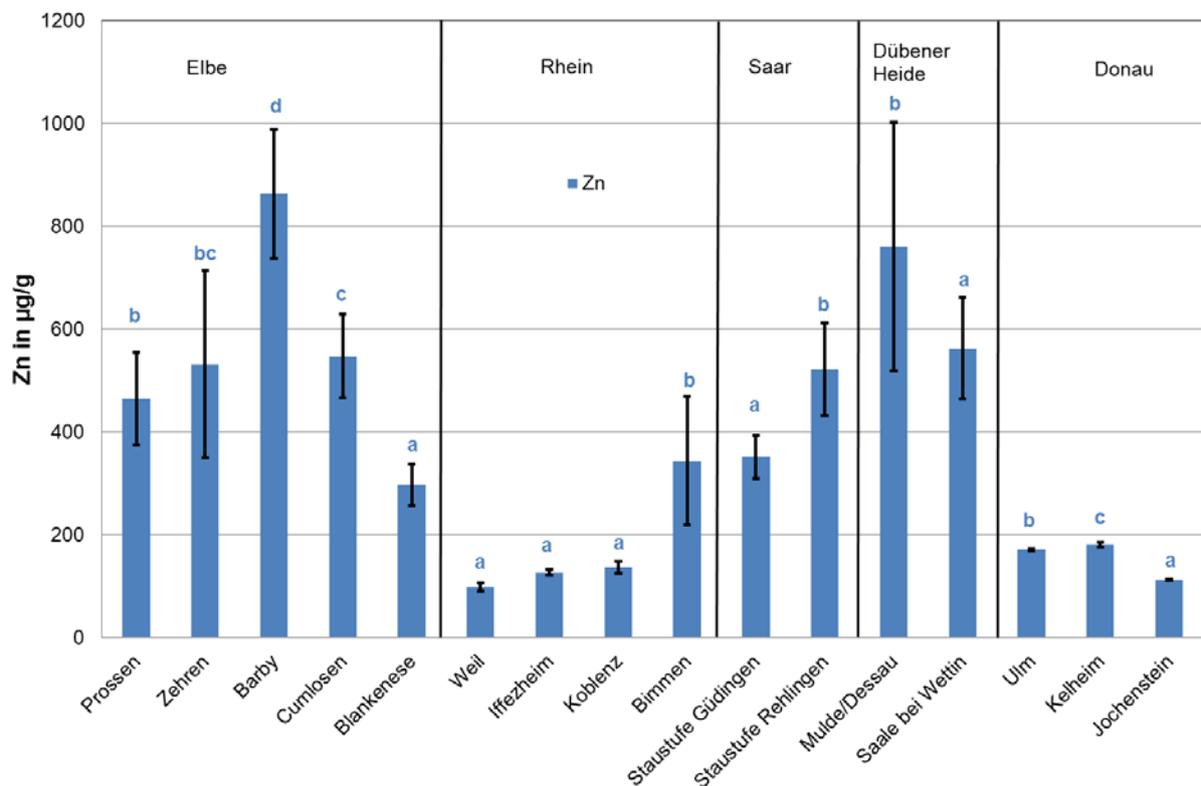


Abb. 21: Mittlere Zinkgehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Auch Schwebstoffe aus der Saar weisen relativ hohe Zinkkonzentrationen auf und überschreiten mit 350 µg/g an der Probenahme­fläche „Güdingen“ und 520 µg/g in „Rehlingen“ die Zielvorgabe von 200 µg/g deutlich. Die beiden Standorte sind damit in GGK II-III einzustufen. Der Standort „Saarbrücken“ der FGG RHEIN liegt mit 440 µg/g zwischen den Werten der beiden UPB-Probenahme­flächen.

Im Rhein sind die Zinkkonzentrationen im Oberlauf wesentlich geringer und schwanken zwischen 100 µg/g und ca. 140 µg/g an den ersten drei Probenahme­flächen. In „Bimmen“ ist allerdings ein starker Anstieg auf 344 µg/g zu beobachten, so dass hier die Zielvorgabe für den Rhein von 200 µg/g deutlich überschritten wird. „Bimmen“ liegt daher in der GGK II-III, die anderen Probenahme­flächen in GGK II. In „Koblenz“ liegt der Vergleichswert aus den Daten der FGG RHEIN (2012) mit 260 µg/g fast doppelt so hoch wie der Wert aus dem UPB-Messprogramm, wohingegen die beide Werte für „Bimmen“ gut übereinstimmen (344 bzw. 360 µg/g).

In der Donau sind die Zinkkonzentrationen ebenfalls niedrig und nehmen flussabwärts von „Ulm“ (170 µg/g) nach „Jochenstein“ (112 µg/g) ab. Während „Ulm“ und „Kelheim“ in die GGK I-II eingeordnet werden können, liegt „Jochenstein“ in der GGK I. Aus den Daten des

IKSD von 2009 lässt sich für „Jochenstein“ ein Zinkgehalt von 130 µg/g ermitteln, der allerdings nur auf zwei Messungen basiert.

4.2.14 Zusammenfassung Elemente

Im Allgemeinen unterscheiden sich die Elementgehalte nicht nur zwischen den einzelnen Probenahmeeflächen, wie oben dargestellt, sondern auch zwischen den Probenahmegebieten. In Tabelle 4 sind die Ergebnisse eines Mittelwertvergleiches zwischen den Probenahmegebieten dargestellt. Unterschiedliche Buchstaben charakterisieren dabei signifikante Unterschiede, wobei „a“ jeweils die Gruppe mit den niedrigsten Werten bezeichnet.

Tabelle 4: Statistischer Vergleich der Mittelwerte der Elementkonzentrationen in Schwebstoffen zwischen den Probenahmegebieten der Umweltprobenbank, Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009, einfaktorielle ANOVA, 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit.

Element	Elbe	Rhein	Donau	Dübener Heide	Saarländischer Verdichtungsraum
Arsen	b	a	a	c	a
Cadmium	b	a	a	c	a
Cobalt	b	a	a	c	c
Chrom	c	a	a	d	b
Kupfer	bc	a	a	c	b
Eisen	b	a	b	b	c
Quecksilber	b	a	a	c	a
Nickel	bc	a	ab	d	c
Phosphor	c	a	b	c	d
Blei	c	a	a	d	b
Selen	bc	a	cd	d	b
Thallium	b	a	a	b	b
Zink	c	a	a	d	b

Aus der Tabelle wird deutlich, dass der Rhein bei allen untersuchten Elementen jeweils in der Gruppe mit den niedrigsten Werten liegt und damit die geringsten Belastungen aufweist. Auch in der Donau werden meist nur geringe Belastungen gemessen, mit Ausnahme des Elements Selen, das in der Donau in der zweithöchsten Konzentration vorkommt. Wesentlich höher sind die Elementgehalte in der Saar und in der Elbe, in der fast immer die zweithöchsten Konzentrationen auftreten. Am höchsten belastet sind die beiden

Flüsse im Probenahmegebiet „Dübener Heide“, in denen - mit Ausnahme von Eisen - immer die höchsten Elementkonzentrationen gemessen werden. Dies zeigt sich auch, wenn die jeweils höchste Belastung auf einer Probenahmefläche betrachtet wird. Bei acht Elementen werden jeweils die höchsten Konzentrationen im Gebiet „Dübener Heide“ gemessen (Mulde: As, Cd, Co, Ni und Pb; Saale: Cr, Cu, Hg). Wie bereits oben geschildert, ist dies in erster Linie auf ehemalige Bergbauaktivitäten zurückzuführen. Ein weiterer Unterschied lässt sich beim Konzentrationsverlauf feststellen. In der Elbe ist bei 10 von 13 Elementen flussabwärts eine Abnahme der Konzentration festzustellen, nur bei drei Elementen findet sich kein Trend (Hg, Cd, Zn). Dies kann als Hinweis für eine „importierte“ Belastung der Elbe aus Tschechien betrachtet werden. Im Rhein und in der Saar hingegen steigt die Elementkonzentration jeweils flussabwärts an. Einzige Ausnahme ist Selen im Rhein, bei dem kein Trend auftritt. Ein differenzierteres Bild zeigt die Donau: dort ist bei sechs Elementen flussabwärts ein abnehmender Trend zu beobachten (Cd, Cr, Ni, P, Pb, Zn), während bei vier Elementen eine Zunahme zu verzeichnen ist (As, Co, Cu, Hg).

4.3 Organische Schadstoffe

4.3.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe) sind eine Gruppe von mehreren Hundert Einzelsubstanzen, die als gemeinsames Merkmal mindestens drei kondensierte aromatische Ringe aufweisen. Die Anzahl der aromatischen Ringe beeinflusst maßgeblich die Eigenschaften des jeweiligen PAK. Mit zunehmender Ringzahl nehmen Flüchtigkeit und Löslichkeit ab, wohingegen die Toxizität meist zunimmt. PAK liegen fast immer als Mischungen vor, wobei die Zusammensetzung dieser Mischungen von dem Entstehungsprozess abhängt.

Natürlich kommen PAK in Erdöl, Torf, Braun- und Steinkohle vor. Außerdem entstehen sie bei Erhitzung oder Verbrennung von organischem Material unter Sauerstoffmangel. In der Umwelt sind PAK ubiquitär verbreitet. PAK mit 3 Ringen verbreiten sich in der Atmosphäre hauptsächlich als Gase, solche mit 4 und mehr Ringen sind an Staubpartikel gebunden. Über Nass- und Trockendeposition gelangen sie in Gewässer und Böden. PAK können in Luft und Wasser durch UV-Licht abgebaut werden. Der mikrobielle Abbau in Boden und Sediment ist deutlich langsamer.

Aufgrund ihrer Persistenz und ihres Bioakkumulationspotenzials gelten sie als Umweltschadstoffe. Viele PAK sind darüber hinaus toxisch, kanzerogen, mutagen, reproduktionstoxisch und teratogen.

Alle Schwebstoffproben wurden auf das in der Konzeption festgelegte Spektrum an PAK analysiert (Tabelle 5). In den Abbildungen werden die in Tabelle 5 aufgeführten Kürzel verwendet.

Im Gegensatz zu den Elementen sind bei den PAKs bei einigen der untersuchten Verbindungen Trends im Verlauf des Untersuchungszeitraumes festzustellen. So nehmen die Konzentrationen von Benz[a]anthracen, Benzo[e]pyren und Benzo[a]pyren im Rhein tendenziell ab (Abb. 22 und 23). Signifikant (5 % Irrtumswahrscheinlichkeit) ist diese

Abnahme jedoch nur an den Standorten „Bimmen“ für B[a]A und B[e]P und „Koblenz“ für B[a]P. Eine signifikante Zunahme von Benzo[ghi]perylen wird am Standort „Blankenese“ beobachtet (Abb. 23). Diese Trends sind in den Untersuchungen der FGG RHEIN jedoch nicht zu beobachten. Dort schwanken z. B. die B[a]P-Konzentrationen in den Jahren 2005 bis 2009 um 250 ng/g (Koblenz) und 300 ng/g (Bimmen).

Tabelle 5: Analysespektrum an PAK

Abkürzung	PAK	Anzahl der Ringe	Molekulargewicht
PHE	Phenanthren	3	178
A	Anthracen	3	178
FLU	Fluoranthen	4	202
PYR	Pyren	4	202
B[a]A	Benzo[a]anthracen	4	228
CHR+TRI	Chrysen+Triphenylen	4	228
B[c]PHE	Benzo[c]phenanthren	4	228
2,1-BNT	Benzo(b)naphto[2,1-d]thiophen	4	234
B[ghi]FLU	Benzo[g,h,i]fluoranthen	5	226
BF[b+j+k]	Benzo[b+j+k]fluoranthen	5	252
B[e]P	Benzo[e]pyren	5	252
B[a]P	Benzo[a]pyren	5	252
DB[a,h]A	Dibenz[a,h]anthracen	5	278
INP	Indeno[1,2,3-cd]pyren	6	276
B[ghi]P	Benzo[ghi]perylen	6	276
ANT	Anthanthren	6	276
COR	Coronen	7	300

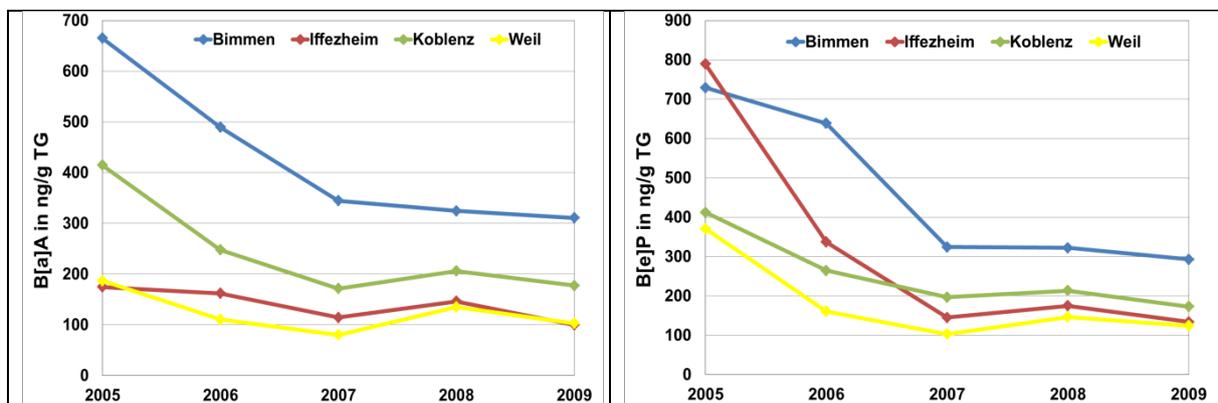


Abb. 22: Konzentration von B[a]A und B[e]P in Schwebstoffen im Probenahmegebiet „Rhein“ im Zeitraum 2005 – 2009.

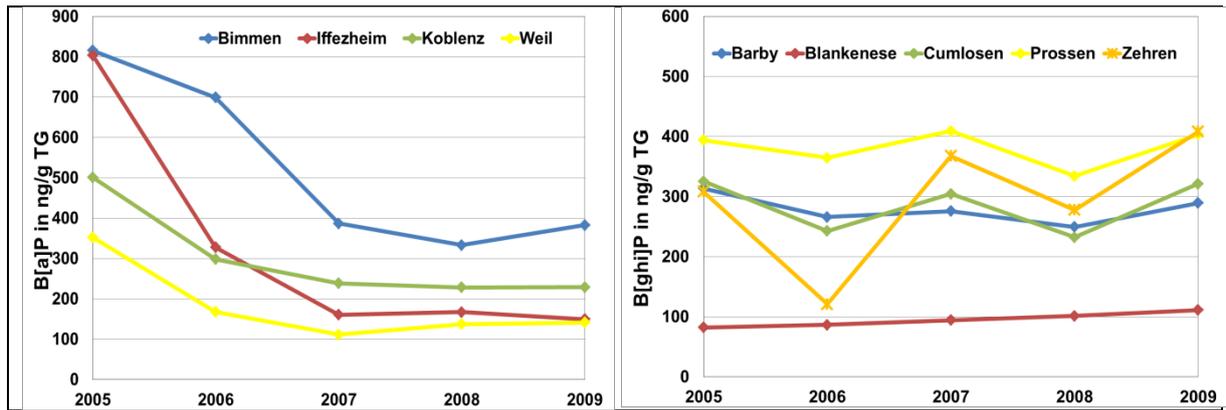


Abb. 23: Konzentration von B[a]P im Probenahmegebiet „Rhein“ und B[ghi]P im Probenahmegebiet „Elbe“ in Schwebstoffen im Zeitraum 2005 – 2009.

In Abb. 24 ist die Summe der Einzelverbindungen als Mittelwert über den Untersuchungszeitraum 2005 – 2009 aufgetragen. Ähnlich wie bei den Elementen gibt es deutliche Unterschiede zwischen den Probenahmegebieten und zwischen den Probenahmeflächen. In der Elbe werden die höchsten PAK-Summenwerte in Schwebstoffen an der Probenahmefläche „Prossen“ gemessen. Die Belastung nimmt flussabwärts nur wenig ab. Erst an der Probenahmefläche „Blankenese“ ist ein deutlicher Rückgang der PAK-Summenwerte festzustellen, der wahrscheinlich auf einem Verdünnungseffekt durch Vermischung mit Meerwasser beruht. Im Rhein ist die PAK Belastung generell niedriger als in der Elbe (mit Ausnahme von „Blankenese“) und die PAK-Summenwerte nehmen flussabwärts zu. Ähnlich wie bei den Elementen ist eine Zunahme vor allem zwischen den Probenahmeflächen „Koblenz“ und „Bimmen“ zu beobachten.

Die höchsten PAK-Summenwerte finden sich in Schwebstoffen der beiden Probenahmeflächen an der Saar wobei „Rehlingen“ mit 9742 ng/g TG der bei weitem am stärksten belastete Standort ist. Im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Flüssen Saale und Mulde mit etwa doppelt so hohen Konzentrationen in der Saale. Relativ niedrige PAK-Konzentrationen werden in der Donau beobachtet, wobei die Belastung flussabwärts stark abnimmt. Der niedrigste PAK-Summenwert wird im Probenahmegebiet „Jochenstein“ mit 553 ng/g gemessen. Für die PAK-Summenwerte wurde kein Vergleich mit den Untersuchungen der FGG RHEIN, FGG Elbe und IKSD durchgeführt, da diese weniger und zum Teil auch andere Einzelverbindungen untersuchen.

Tabelle 6: Bewertungskriterien für einige Einzelverbindungen

PAK	Heise et al. (2007) in mg/kg	Rüdel et al. (2007) in mg/kg
Anthracen	0,297	0,30
Benzo(b)fluoranthen		1,1
Benzo(k)fluoranthen	1,63	1,6
Benzo[a]pyren	2,94	2,9
Fluoranthen	1,1	1,1
Benzo(g,h,i)perylene		0,13
Indeno(1,2,3-cd)pyren		0,13

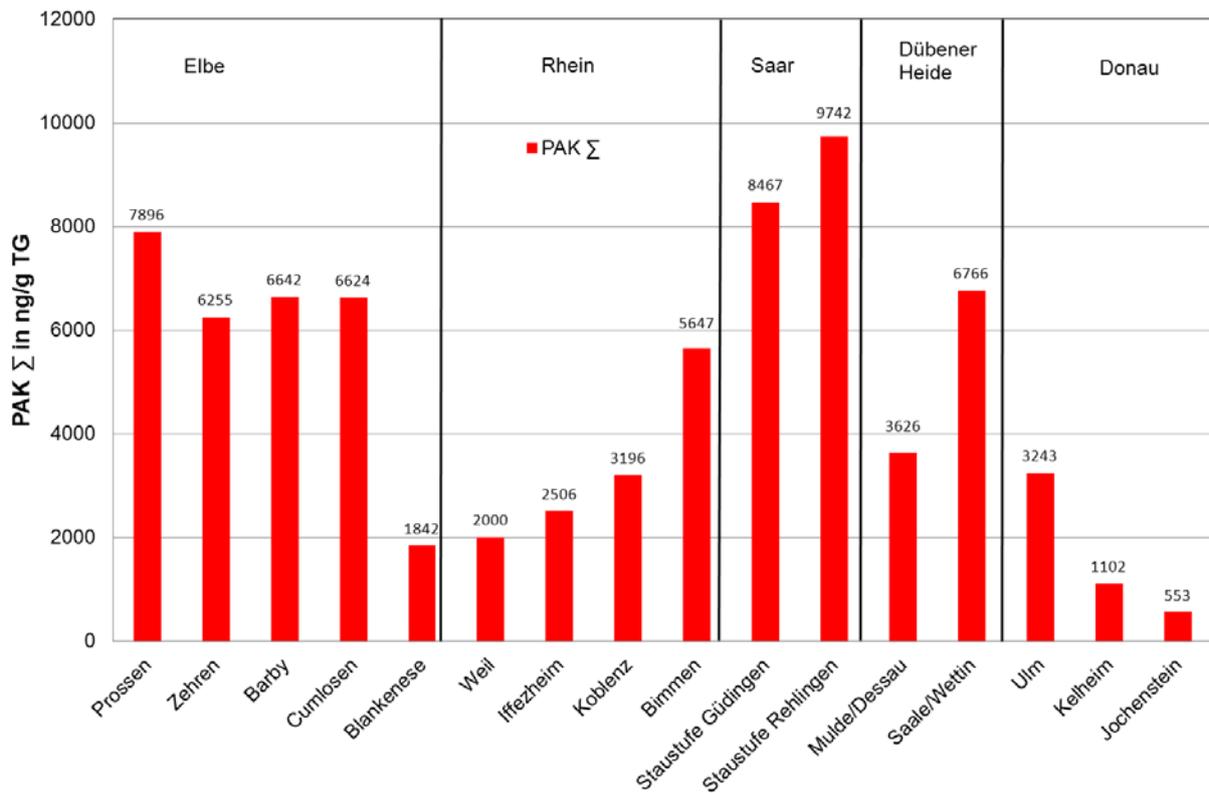


Abb. 24: Mittlere PAK-Gehalte in Schwebstoffen an den Probenahme-Flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Dargestellt ist die Summe aus 17 Einzelverbindungen (Tab. 5). *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Bei Betrachtung der Einzelverbindungen bestätigt sich in der Regel das oben dargestellte Muster für die PAK-Summenwerte. Von den 17 untersuchten PAK werden hier nur einige Beispiele dargestellt, da die übrigen Verbindungen sich in den Verteilungsmustern zwischen den Standorten nicht unterscheiden und für die dargestellten Verbindungen Bewertungskriterien vorliegen. In der Wasserrahmenrichtlinie und dem untergeordneten Regelwerk fehlen derzeit noch Bewertungskriterien bzw. Zielvorgaben für PAK in Schwebstoffen. Heise et al. (2007) legten jedoch für einige PAK Umweltqualitätsziele ($UQRW_{SPM}$) für Schwebstoffe fest, die aus den Qualitätszielen für Wasser und den substanzspezifischen Verteilungskoeffizienten Schwebstoff-Wasser abgeleitet wurden. Auch Rüdell et al. (2007) entwickelten im Auftrag des österreichischen Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft für einige Einzelverbindungen Bewertungskriterien, die ebenfalls auf Verteilungskoeffizienten beruhen und gut mit den Kriterien von Heise et al. (2007) übereinstimmen (Tab. 6).

Anthracen

In Schwebstoffen aus der Elbe liegen die Anthracengehalte an 4 von 5 Probenahme-Flächen im Bereich zwischen ca. 150 und 200 ng/g und steigen zwischen „Prossen“ und „Cumlosen“ noch leicht an (Abb. 25). Nur an der Probenahme-Fläche „Blankenese“ ist die Konzentration mit knapp 50 ng/g wesentlich niedriger. Der für „Zehren“ ermittelte Wert von 138 ng/g liegt um ca. 30 % niedriger als der Mittelwert aus den Untersuchungen des SLULG (204 ng/g).

Im Rhein steigen die Anthracengehalte flussabwärts von ca. 30 ng/g in „Weil“ auf 120 ng/g in „Bimmen“ an und liegen damit im Mittel deutlich unter den Gehalten in der Elbe. Im Vergleich zu den Untersuchungen der FGG RHEIN stimmen die Mittelwerte in „Koblenz“ gut überein (50 vs. 43 ng/g), während der von der UPB gemessene Wert in „Bimmen“ (115 ng/g) höher ist als der entsprechende FGG RHEIN-Wert (70 ng/g). Die höchsten Gehalte treten in der Saar auf und liegen mit 200 – 240 ng/g um ca. 40 % über dem Wert der FGG RHEIN. Im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ ist der mittlere Anthracengehalt in der Saale mehr als doppelt so hoch wie in der Mulde und erreicht das Niveau der Elbe. Ein Vergleich mit den Untersuchungen des SLULG zeigt, dass der Mittelwert an dem UPB-Standort „Mulde bei Dessau“ mit 78 ng/g deutlich niedriger ist als der an der SLULG-Messtelle „Bad Düben“ ermittelte Wert (199 ng/g).

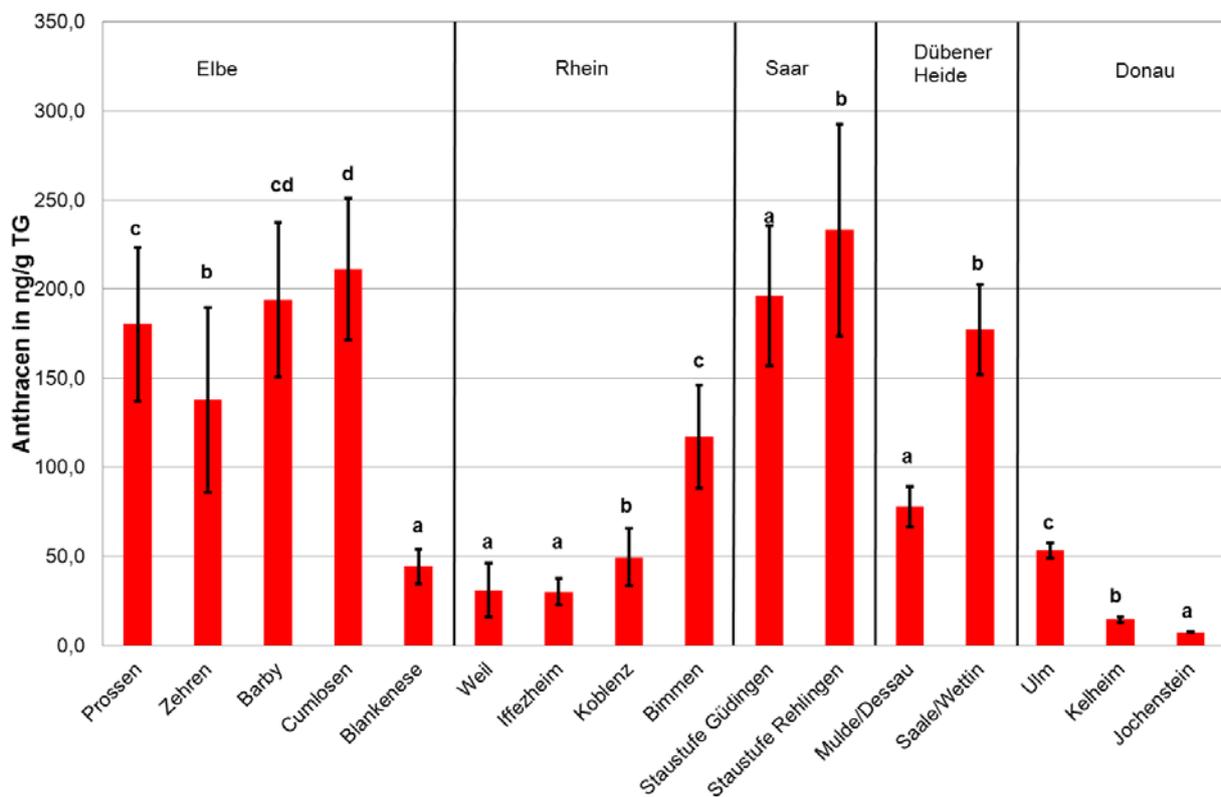


Abb. 25: Mittlere Anthracengehalte in Schwebstoffen an den Probenahmeflächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

In der Donau nehmen die Anthracengehalte flussabwärts deutlich ab und verringern sich von 53 ng/g in „Ulm“ auf nur 7 ng/g in „Jochenstein“. Das Untersuchungsprogramm der IKSD ist für PAK nur sehr lückenhaft. Für Anthracen liegen nur Einzelwerte aus Untersuchungen im Jahr 2007 für „Jochenstein“ und „Kelheim“ vor, die allerdings gut mit den Messwerten der UPB übereinstimmen.

Gemessen an den von Heise et al. (2007) und Rüdel et al. (2007) vorgeschlagenen Bewertungskriterien für Anthracen (297 bzw. 300 ng/g TG) sind die Gehalte in Schwebstoffen an allen UPB-Probenahmestellen unbedenklich.

Benzo[b+j+k]fluoranthen

Die Gehalte an Benzo[b+j+k]fluoranthen sind in der Elbe an der Probenahmestelle „Prossen“ mit ca. 1000 ng/g am höchsten und nehmen flussabwärts langsam ab (Abb. 26). In „Blankenese“ kommt es, wie auch bei Anthracen, zu einem starken Abfall der Konzentration auf ca. 1/3 des Wertes von „Cumlosen“. Ein Vergleich für den Probenahmestandort „Zehren“ zwischen UPB-Daten und den Daten des SLULG ist nur eingeschränkt möglich, da im UPB-Messprogramm die „b“, „j“ und „k“-Isomere zusammengefasst betrachtet werden, während beim SLULG und den Messprogrammen an anderen Flüssen nur die „b“ und „k“-Isomere erfasst werden. Die UPB-Messung ergibt für „Zehren“ einen Mittelwert von 883 ng/g, wohingegen das SLULG für die „b“ und „k“-Isomere im gleichen Zeitraum einen Wert von 1084 ng/g angibt.

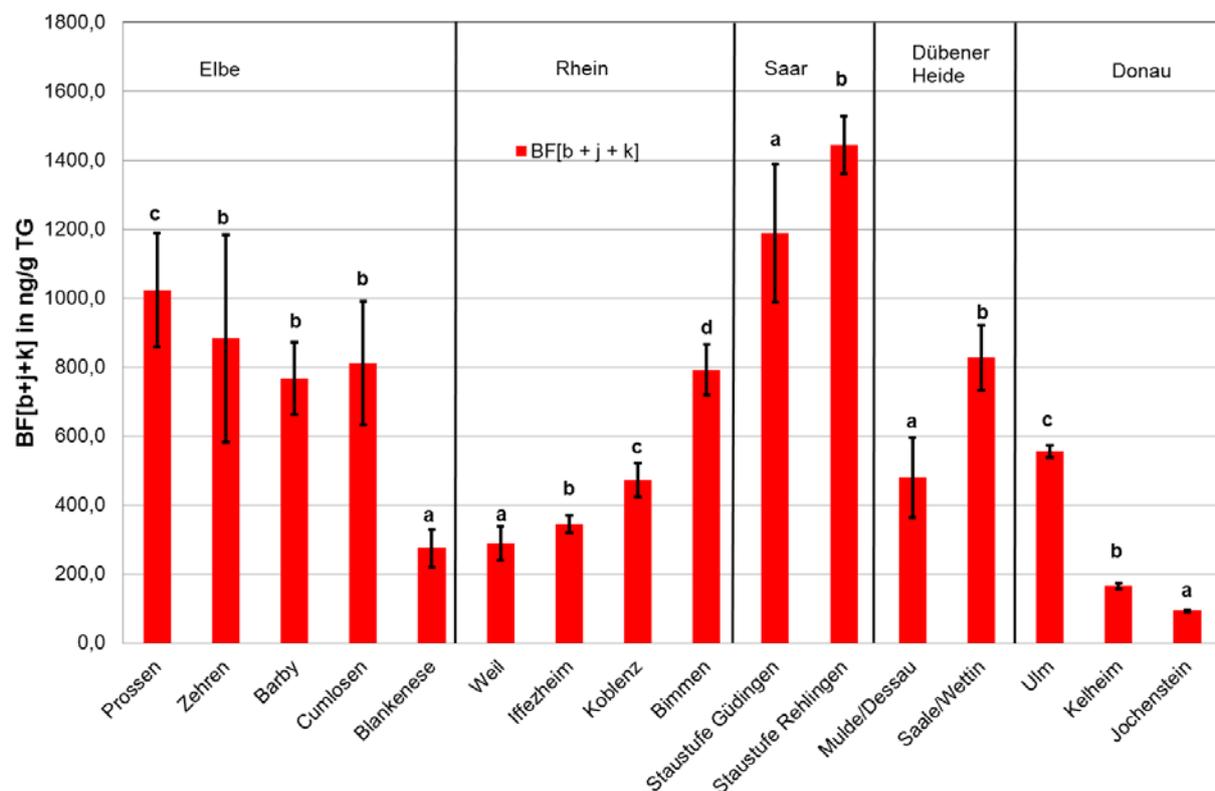


Abb. 26: Mittlere Benzo[b+j+k]fluoranthengehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes.
*Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Im Rhein steigen die Konzentrationen von 290 ng/g (Weil) bis auf 790 ng/g (Bimmen) an, wobei der stärkste Anstieg zwischen „Koblenz“ (472 ng/g) und „Bimmen“ auftritt. Die höchsten Gehalte werden wiederum in der Saar bei „Rehlingen“ (ca. 1450 ng/g) gemessen.

Im Vergleich dazu liegen die Werte der FGG RHEIN etwas niedriger mit 394 ng/g bei „Koblenz“, 554 ng/g bei „Bimmen“ und 1076 ng/g bei „Saarbrücken“.

Im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ finden sich wieder deutlich höhere Konzentrationen in der Saale. Starke Unterschiede fallen auch zwischen dem SLULG-Standort bei „Bad Dübren“ (1083 ng/g) und der flussabwärts gelegenen UPB-Messstelle in Dessau (479 ng/g) auf.

In der Donau ist flussabwärts ein starker Rückgang der Konzentrationen von 555 ng/g in „Ulm“ auf 92 ng/g in „Jochenstein“ zu beobachten. Aus dem IKSD Messprogramm liegen nur Einzelwerte aus dem Jahr 2007 vor, die für „Kelheim“ eine Konzentration von 344 ng/g und für „Jochenstein“ von 55 ng/g ergeben.

Heise et al. (2007) und Rüdell et al. (2007) schlagen getrennte Bewertungskriterien für Benzo(b)fluoranthren (1100 ng/g) und Benzo(k)fluoranthren (1600 ng/g) vor. Alle im Rahmen der UPB ermittelten Werte liegen deutlich unterhalb dieser Bewertungskriterien.

Benzo[ghi]perylen

Bei Benzo[ghi]perylen treten die gleichen Muster auf, die auch bei Anthracen und Benzo[b+j+k]fluoranthren beobachtet werden. In der Elbe wird der höchste Wert am Standort „Prossen“ gemessen (Abb. 27). An den drei folgenden Standorten „Zehren“, „Barby“ und „Cumlosen“ verringert sich die Konzentration um $\frac{1}{4}$ auf ca. 300 ng/g. In „Blankenese“ liegt die Konzentration mit nur ca. 100 ng/g dann wiederum deutlich niedriger. Im Vergleich zu den Untersuchungen des SLULG in „Zehren“ (420 ng/g) liegt der UPB-Wert mit ca. 300 ng/g um etwa 25% niedriger.

Im Probenahmegebiet „Rhein“ ist flussabwärts eine Zunahme zu beobachten: Zwischen „Weil“ und „Bimmen“ verdoppelt sich die Benzo[ghi]perylenkonzentration in Schwebstoffen von 123 ng/g auf ca. 270 ng/g. Die ermittelten Werte stimmen gut mit den Untersuchungen der FGG RHEIN überein, die im gleichen Zeitraum für „Koblenz“ einen Mittelwert von 204 ng/g und für „Bimmen“ von 284 ng/g ergeben. Die höchsten Benzo[ghi]perylengehalte werden wiederum an den beiden Probenahmestellen in der Saar gemessen, wobei auch hier „Rehlingen“ mit 558 ng/g die höchste Konzentration aufweist. Auch an der Saar stimmt der gemessene Wert gut mit den Ergebnissen der FGG RHEIN von Saarbrücken überein (520 ng/g).

In der „Dübener Heide“ wird auch für Benzo[ghi]perylen eine deutlich höhere Konzentration in der Saale gemessen. Der Wert ist etwa doppelt so hoch wie in der Mulde. Wie bereits bei den anderen PAK beobachtet, liegt die am UPB-Standort „Mulde bei Dessau“ gemessene Konzentration von 155 ng/g beträchtlich unterhalb des an der SLULG-Probenahmestelle „Bad Dübren“ ermittelten Wertes.

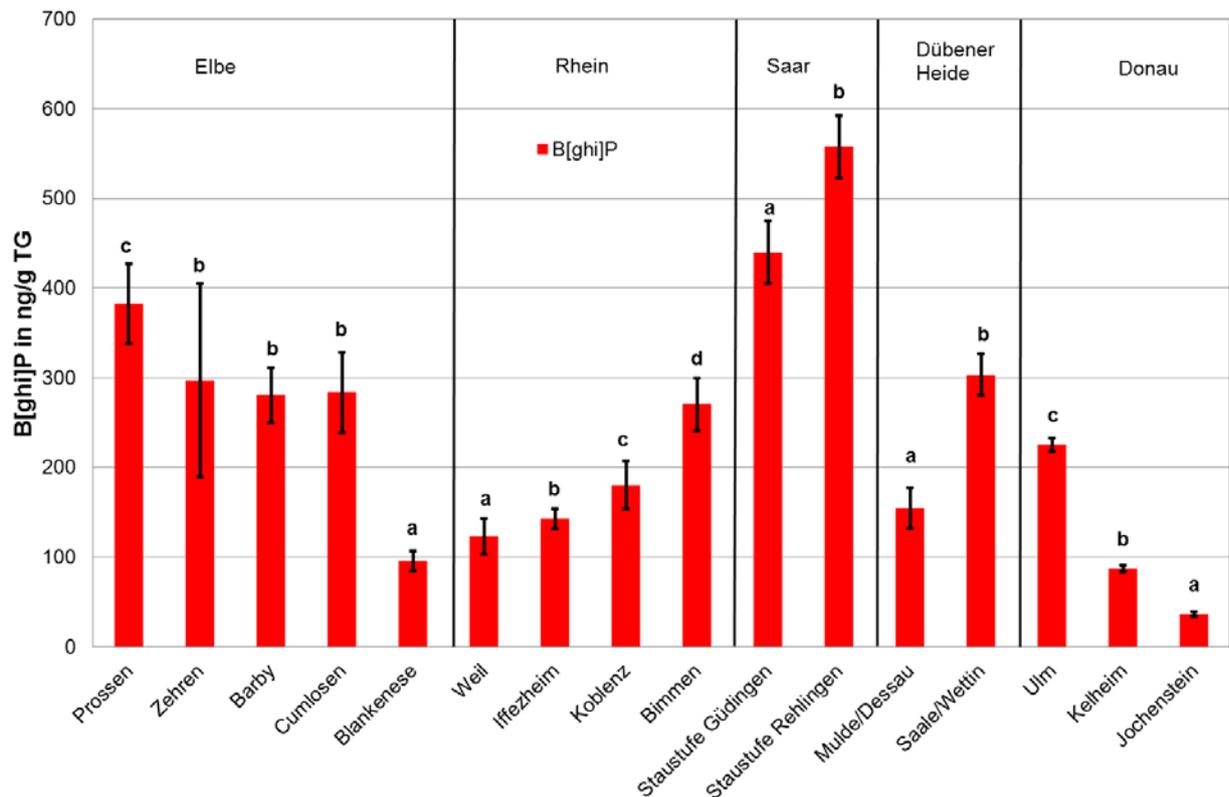


Abb. 27: Mittlere Benzo[ghi]perylengehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

In der Donau nehmen die Konzentrationen von Benzo[ghi]perylen zwischen „Ulm“ und „Jochenstein“ ab (von 220 ng/g auf 36 ng/g). Auch für Benzo[ghi]perylen gibt es von der IKSD nur Einzelwerte aus dem Jahr 2007, die mit Konzentrationen von 131 ng/g (Kelheim) bzw. 25 ng/g (Jochenstein) auf vergleichbarem Niveau liegen.

Das von Rüdell et al. (2007) ermittelte Bewertungskriterium von 130 ng/g für Benzo[ghi]perylen wird mit wenigen Ausnahmen (Blankenese, Weil, Kelheim und Jochenstein) überschritten.

Benzo[a]pyren

Im Probenahmegebiet „Elbe“ weist die Probenahme­fläche „Prossen“ die höchste Benzo[a]pyrenkonzentration in Schwebstoffen auf (Abb. 28). Diese verringert sich auf den folgenden Probenahme­flächen von ca. 600 ng/g auf rund 400 ng/g in „Cumlosen“, ehe sie in „Blankenese“ auf 135 ng/g zurückgeht. In „Zehren“ liegt der ermittelte Wert von 462 ng/g um ca. 20 % unter dem Wert des SLULG von 569 ng/g im gleichen Zeitraum.

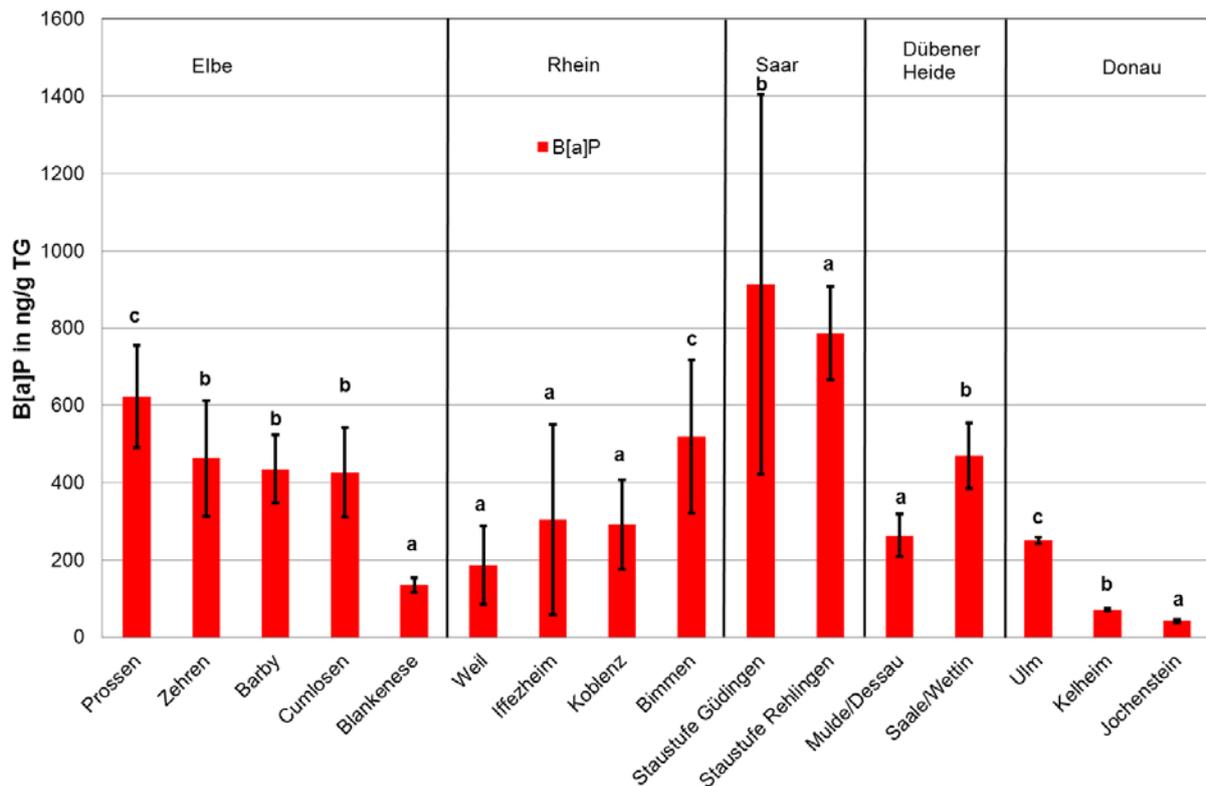


Abb. 28: Mittlere Benzo[a]pyrengelalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Ein umgekehrter Trend ist im Rhein zu finden, wo die Konzentrationen flussabwärts von 186 ng/g (Weil) auf 519 ng/g (Bimmen) zunehmen. Allerdings ist bei Benzo[a]pyren keine kontinuierliche Zunahme zu beobachten, da in „Iffezheim“ ein höherer Wert als in „Koblenz“ auftritt. Während in „Koblenz“ der ermittelte Wert von 291 ng/g nur um ca. 20 % über dem Wert der FGG RHEIN liegt, überschreitet in „Bimmen“ der UPB-Wert den FGG RHEIN-Wert von 314 ng/g deutlich. Erneut tritt die höchste Schwebstoffbelastung in der Saar auf. Im Gegensatz zu den bisherigen Verbindungen wird der höchste Benzo[a]pyrenwert (914 ng/g) allerdings an der „Staufstufe Güdingen“ gemessen und liegt weit über dem Ergebnis der FGG RHEIN (578 ng/g).

In der „Dübener Heide“ weist die Saale wiederum deutlich höhere Konzentrationen auf als die Mulde. Auch liegen die Benzo[a]pyrengelalte in Schwebstoffen an der SLULG Messstelle in „Bad Düben“ mit 558 ng/g etwa doppelt so hoch wie an der UPB-Probenahme­fläche „Mulde bei Dessau“ (263 ng/g).

In der Donau ist auch für Benzo[a]pyren eine Abnahme der Konzentrationen flussabwärts zu beobachten mit Werten von 250 ng/g in „Ulm“ und 41 ng/g in „Jochenstein“. Während der Vergleichswert der IKSD bei „Jochenstein“ mit 32 ng/g gut mit dem UPB-Wert übereinstimmt, liegt er in Kelheim mit 150 ng/g doppelt so hoch.

Für Benzo[a]pyren wurde sowohl von Heise et al. (2007) als auch von Rüdell et al. (2007) ein Bewertungskriterium abgeleitet (2940 bzw. 2900 ng/g). Die Konzentrationen an allen Probenahme­flächen der UPB liegen deutlich unter diesem Kriterium.

Fluoranthen

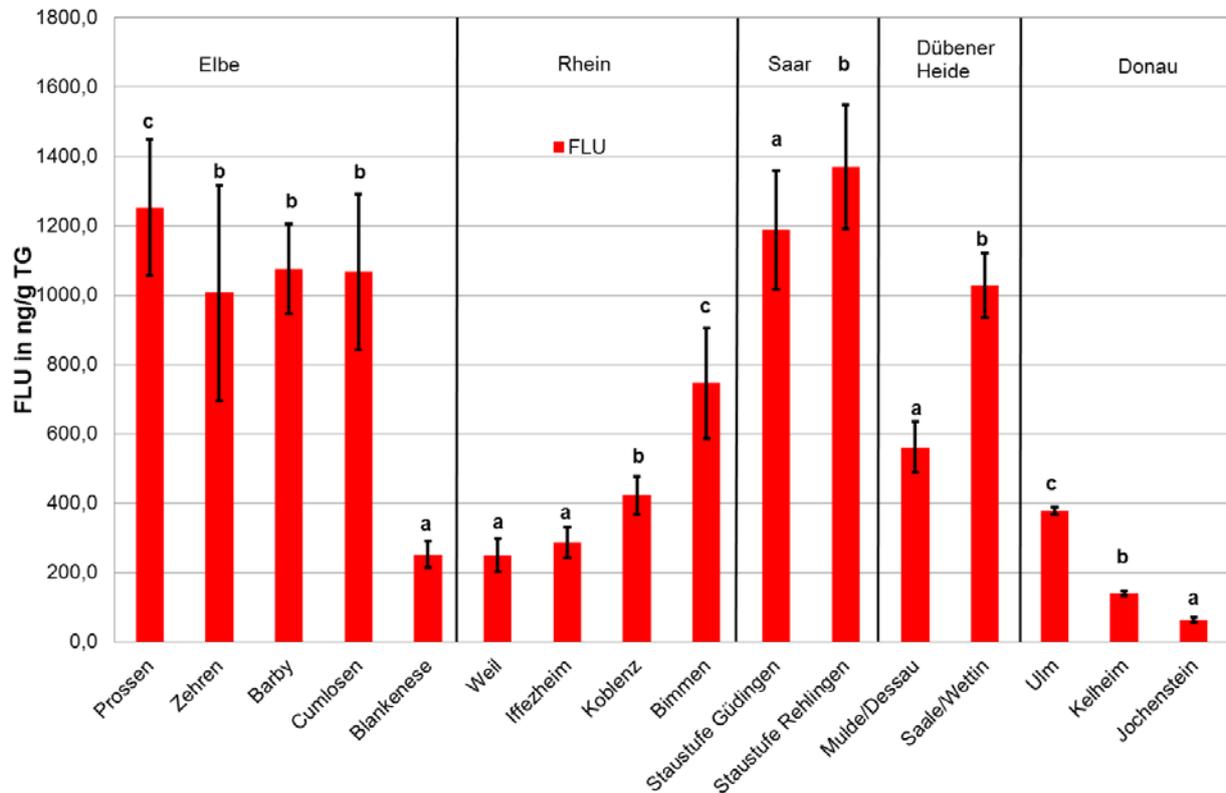


Abb. 29: Mittlere Fluoranthengehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahme­gebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

In der Elbe ist die Fluoranthenbelastung von Schwebstoffen am höchsten an der Probenahme­fläche „Prossen“ (1250 ng/g) (Abb. 29). An den flussabwärts gelegenen Probenahme­flächen „Zehren“, „Barby“ und „Cumlosen“ liegen die Konzentrationen mit Werten zwischen 1000 ng/g und 1075 ng/g nur wenig darunter. Erst in „Blankenese“ ist wieder ein deutlicher Rückgang der Konzentration auf 250 ng/g zu beobachten. Der in „Zehren“ ermittelte Wert von 1000 ng/g liegt um ca. 25 % unter dem Wert des SLULG (1290 ng/g).

Im Rhein nehmen die Konzentrationen flussabwärts von 250 ng/g (Weil) auf 750 ng/g (Bimmen) zu, wobei auch bei Fluoranthen der größte Konzentrationsunterschied zwischen „Koblenz“ (422 ng/g) und „Bimmen“ zu verzeichnen ist. Der für „Koblenz“ gemessene Wert der FGG RHEIN stimmt mit 436 ng/g gut mit dem Ergebnis der UPB überein, in „Bimmen“ liegt die FGG RHEIN-Messung mit 600 ng/g jedoch etwas niedriger. Wie bei den anderen

Verbindungen treten die höchsten Belastungen im Probenahmegebiet „Saarländischer Verdichtungsraum“ auf. In „Rehlingen“ liegt der Wert bei 1370 ng/g und damit um etwa 200 ng/g höher als in „Güdingen“. Die FGG RHEIN ermittelt für den Standort „Saarbrücken“ mit 1436 ng/g einen noch etwas höheren Wert.

In der „Dübener Heide“ ist auch die Fluoranthenbelastung in der Saale (1027 ng/g) etwa doppelt so hoch wie in der Mulde (561 ng/g). Der vom SLULG ermittelte Mittelwert für den Untersuchungszeitraum an der Probenahmestelle „Bad Düben“ ist mit 1300 ng/g mehr als doppelt so hoch wie an der UPB-Messstelle in Dessau.

In der Donau wird zwischen „Ulm“ (378 ng/g) und „Jochenstein“ (64 ng/g) wieder ein deutlicher Rückgang der Schwebstoffbelastung beobachtet. Der Wert in „Jochenstein“ stimmt gut mit den Untersuchungen der IKSD (72 ng/g) überein, während der IKSD-Wert für „Kelheim“ mit 554 ng/g deutlich über dem UPB-Wert liegt.

Das von Heise et al. (2007) und Rüdell et al. (2007) ermittelte Bewertungskriterium von 1100 ng/g wird damit an den Probenahmeflächen „Prossen“, „Güdingen“ und „Rehlingen“ überschritten.

Indeno[1,2,3-cd]pyren

Auch bei Indeno[1,2,3-cd]pyren wird in der Elbe die höchste Schwebstoffbelastung bei „Prossen“ (380 ng/g) gemessen. An den folgenden drei Probenahmeflächen nehmen die Werte auf 300 - 270 ng/g ab und erreichen in „Blankenese“ schließlich den niedrigsten Wert (98 ng/g) (Abb. 30). Der Wert von 300 ng/g an der UPB-Probenahmefläche „Zehren“ liegt deutlich unter dem Wert des SLULG von 514 ng/g für den gleichen Untersuchungszeitraum.

Im Rhein wird, wie bei fast allen bisher aufgeführten Verbindungen, eine kontinuierliche Zunahme der Indeno[1,2,3-cd]pyrenkonzentration in Schwebstoffen flussabwärts beobachtet, mit Werten von 115 ng/g in „Weil“ und 280 ng/g in „Bimmen“. Die für „Koblenz“ und „Bimmen“ vorliegenden Daten der FGG RHEIN (194 ng/g bzw. 246 ng/g) sind gut mit den UPB-Ergebnissen vergleichbar. Wieder werden in der Saar die höchsten Konzentrationen in Schwebstoffen gemessen. An der Probenahmefläche „Rehlingen“ liegt der Wert mit 570 ng/g allerdings noch deutlich unter den Ergebnissen der FGG RHEIN, die für den gleichen Untersuchungszeitraum am Standort „Saarbrücken“ 768 ng/g ermittelt.

Im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ weist die Probenahmefläche an der Saale mit 295 ng/g auch für Indeno[1,2,3-cd]pyren eine deutlich höhere Belastung auf als die Mulde (164 ng/g). Wieder liegt die Schwebstoffbelastung an der UPB-Probenahmefläche „Dessau“ deutlich niedriger als an der SLULG-Messstelle „Bad Düben“ (565 ng/g).

An der Donau verringert sich auch die Konzentration von Indeno[1,2,3-cd]pyren flussabwärts von 242 ng/g (Ulm) auf 38 ng/g (Jochenstein). Der für „Jochenstein“ gemessene Wert stimmt gut mit der Untersuchung der IKSD aus dem Jahr 2007 überein (33 ng/g), während in „Kelheim“ die von der IKSD ermittelte Konzentration von 208 ng/g etwa doppelt so hoch ist wie der UPB-Wert.

Wird das von Rüdell et al. (2007) vorgeschlagene Bewertungskriterium von 130 ng/g zugrunde gelegt, unterschreiten nur die Probenahmeflächen „Blankenese“, „Weil“, „Kelheim“ und „Jochenstein“ dieses Kriterium.

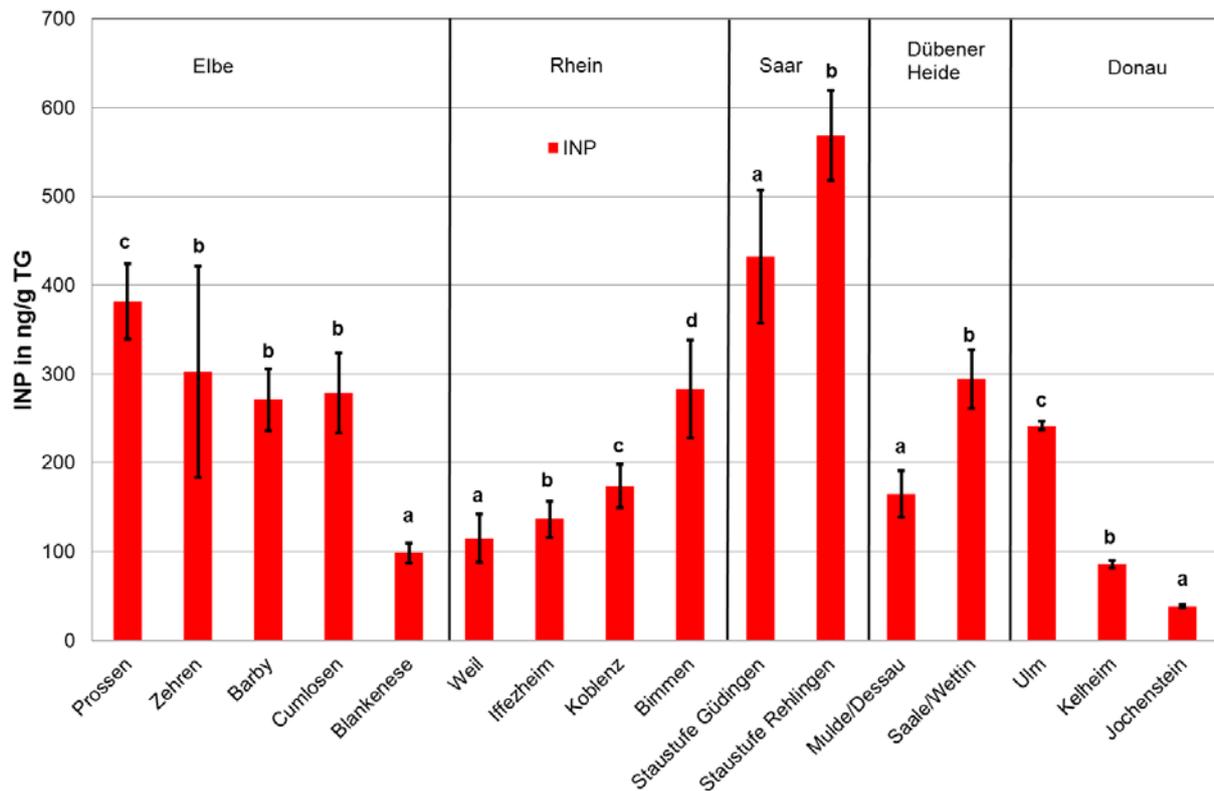


Abb. 30: Mittlere Indeno[1,2,3-cd]pyrengelalte in Schwebstoffen an den Probenahme-
flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Wie die dargestellten Beispiele zeigen, unterscheiden sich die Verteilungsmuster der einzelnen Verbindungen zwischen den Probenahme-
flächen kaum. Dagegen können beim Vergleich der Verteilung der Einzelverbindungen innerhalb einer Probenahme-
fläche Unterschiede festgestellt werden.

Auf den Probenahme-
flächen der Elbe, mit Ausnahme von „Blankenese“, dominieren immer Fluoranthren Pyren, Benzo[b+j+k]fluoranthren, Phenanthren und Chrysen+Triphenylen (Abb. 31, Tab. 7). In „Blankenese“ ist die häufigste Verbindung dagegen Benzo[b+j+k]fluoranthren, gefolgt von Benzo[a]pyren, Benzo[e]pyren, Benz[a]anthracen und, mit etwas Abstand, Indeno[1,2,3-cd]pyren und Benzo[ghi]perylen (Tab. 7). Die übrigen Verbindungen kommen in wesentlich niedrigeren Konzentrationen vor. Anthanthren weist jeweils die niedrigste Konzentration auf.

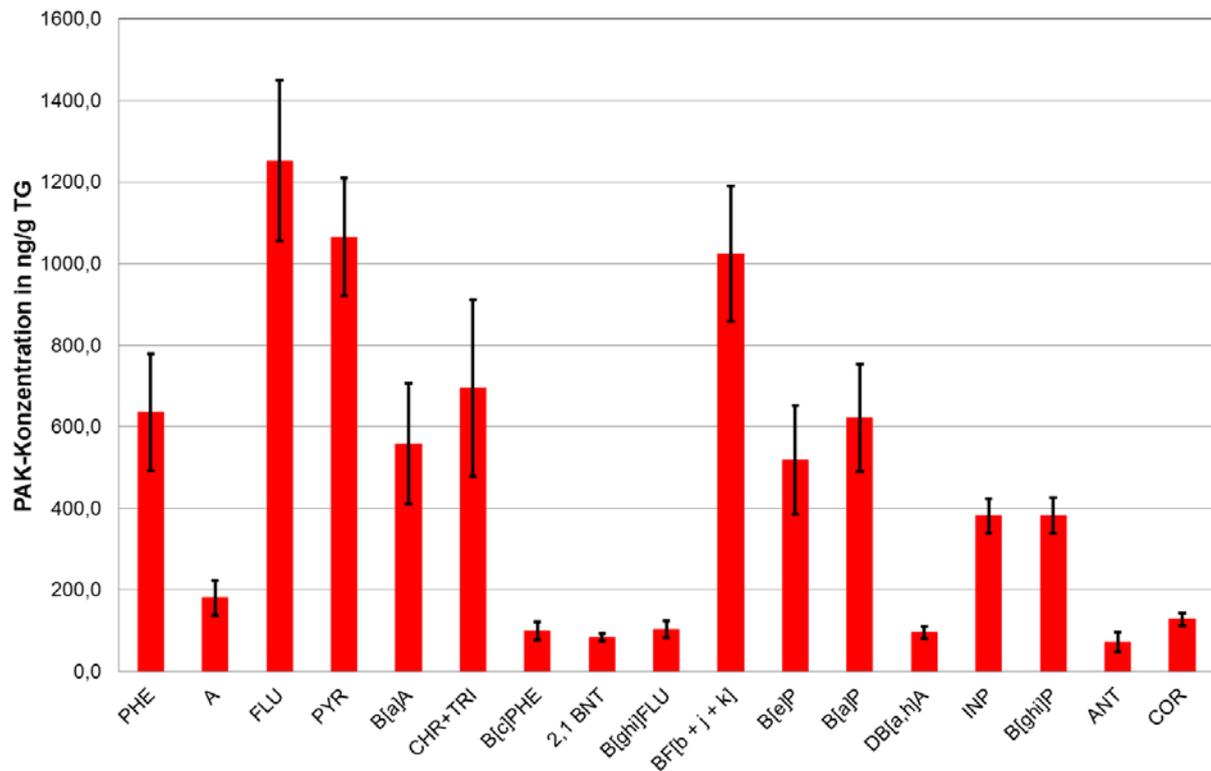


Abb. 31: Mittlere PAK-Konzentrationen am Standort „Prossen“ im Untersuchungszeitraum 2005 - 2009. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an.

Im Rhein ist Benzo[b+j+k]fluoranthren das häufigste PAK in Schwebstoffen, meist gefolgt von Fluoranthren, Pyren, Benzo[a]pyren und Chrysen + Triphenylen (Abb. 32, Tab. 7). Nur in „Iffezheim“ finden sich nach Benzo[b+j+k]fluoranthren hohe Konzentrationen an Benzo[e]pyren und Benzo[a]pyren. Phenanthren und Benz[a]anthracen, die in der Elbe in relativ hohen Konzentrationen vorkommen, sind im Rhein meist von geringerer Bedeutung und liegen in einem ähnlichen Konzentrationsbereich wie Indeno[1,2,3-cd]pyren und Benzo[ghi]perylen. Die übrigen PAK treten auch im Rhein nur in deutlich geringeren Konzentrationen auf, mit Anthanthren an letzter Stelle.

In der Saar sind Benzo[b+j+k]fluoranthren, Fluoranthren und Pyren die dominanten PAKs, gefolgt von Benzo[a]pyren, Chrysen + Triphenylen, Benzo[e]pyren, Phenanthren und Benz[a]anthracen (Abb. 33, Tab. 7). Die niedrigsten Konzentrationen werden für Benzo[c]phenanthren bzw. Benzo(b)naphto[2,1-d]thiophen gemessen.

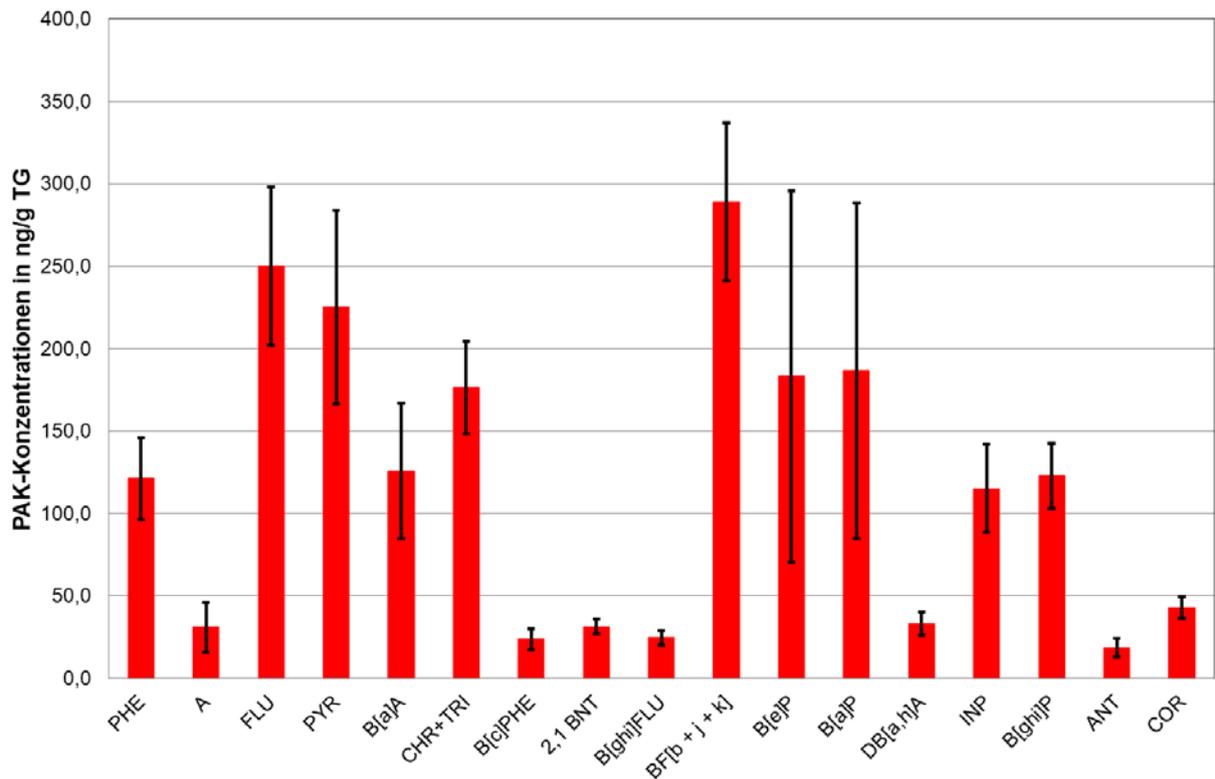


Abb. 32: Mittlere PAK-Konzentrationen am Standort „Weil“ im Untersuchungszeitraum 2005 - 2009. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an.

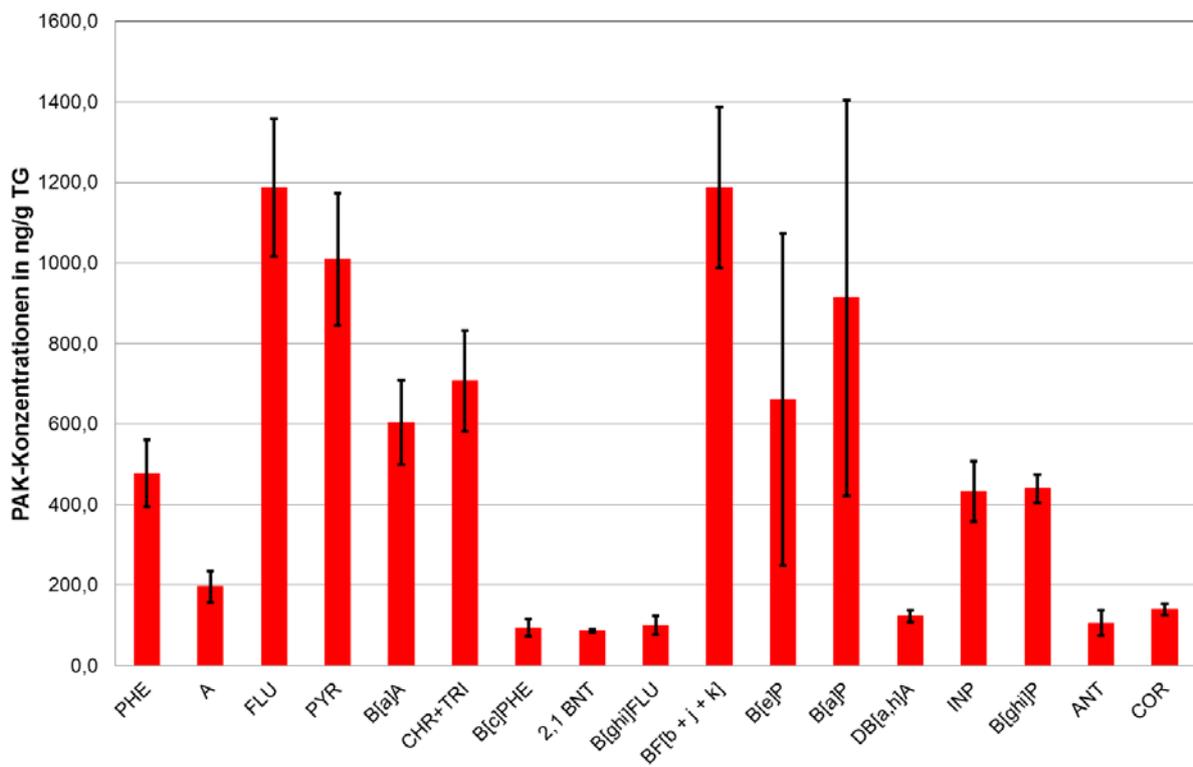


Abb. 33: Mittlere PAK-Konzentrationen am Standort „Staufstufe Güdingen“ im Untersuchungszeitraum 2006 - 2009. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an.

Tabelle 7: Verteilung der PAK an den UPB-Probenahmestandorten für Schwebstoffe (1 = höchster Gehalt, 17 = niedrigster Gehalt)

	Elbe					Rhein				Saar		Dübener Heide		Donau		
	Prossen	Zehren	Barby	Cumlosen	Blankenese	Weil	Iffezheim	Koblenz	Bimmen	Güdingen	Rehlingen	Mulde	Saale	Ulm	Kelheim	Jochenstein
PHE	5	5	3	4	5	9	10	8	6	8	6	4	4	8	8	6
A	11	11	11	11	11	14	14	13	11	11	11	11	11	14	16	15
FLU	1	1	1	1	2	2	4	2	2	2	2	1	1	2	2	2
PYR	2	2	2	2	3	3	5	3	3	3	3	3	2	3	3	3
B[a]A	7	7	6	6	8	7	8	7	8	7	7	7	7	10	10	10
CHR+TRI	4	4	5	5	4	6	6	5	5	5	4	5	5	4	4	4
B[c]PHE	15	15	14	14	16	16	16	15	16	16	17	14	16	17	17	16
2,1 BNT	16	16	13	15	13	13	13	12	12	17	16	16	14	13	13	13
B[ghi]FLU	14	14	15	13	15	15	15	16	15	15	15	13	13	16	15	14
BF[b + j + k]	3	3	4	3	1	1	1	1	1	1	1	2	3	1	1	1
B[e]P	8	8	8	8	7	5	2	6	7	6	8	8	8	9	9	8
B[a]P	6	6	7	7	6	4	3	4	4	4	5	6	6	5	7	5
DB[a,h]A	13	13	16	16	14	12	12	14	14	13	14	15	15	12	12	12
INP	9	9	10	10	9	10	9	10	9	10	9	9	10	6	6	7
B[ghi]P	10	10	9	9	10	8	7	9	10	9	10	10	9	7	5	9
ANT	17	17	17	17	17	17	17	17	17	14	13	17	17	15	14	17
COR	12	12	12	12	12	11	11	11	13	12	12	12	12	11	11	11

An beiden Standorten in der „Dübener Heide“ ist Fluoranthen das häufigste PAK (Abb. 34, Tab. 7). Darauf folgen Pyren bzw. Benzo[b+j+k]fluoranthen, Phenanthren, Chrysen + Triphenylen sowie Benzo[a]pyren, Benzo[e]pyren und Benz[a]anthracen. Die niedrigste Konzentration wird jeweils für Anthanthren gemessen.

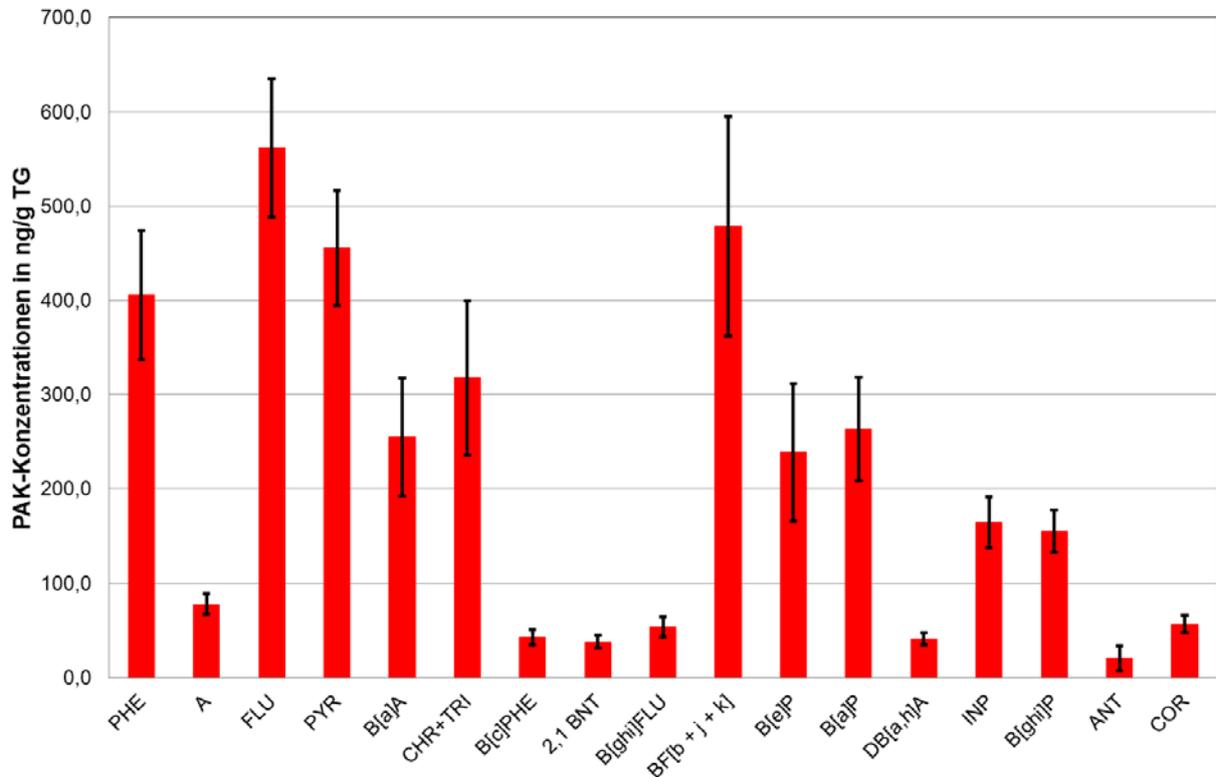


Abb. 34: Mittlere PAK-Konzentrationen am Standort „Mulde/Dessau“ im Untersuchungszeitraum 2005 - 2009. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an.

An den Probenahmestandorten der Donau werden die höchsten Konzentrationen jeweils für Benzo[b+j+k]fluoranthen gemessen, gefolgt von Fluoranthen, Pyren und Chrysen + Triphenylen (Abb. 35, Tab. 7). Die Konzentrationen von Phenanthren, Benzo[a]pyren, Benzo[e]pyren und Benz[a]anthracen sowie von Indeno[1,2,3-cd]pyren und Benzo[ghi]perylen unterscheiden sich nur wenig. Die niedrigsten Gehalte werden für Anthanthren bzw. Benzo(b)naphto[2,1-d]thiophen beobachtet.

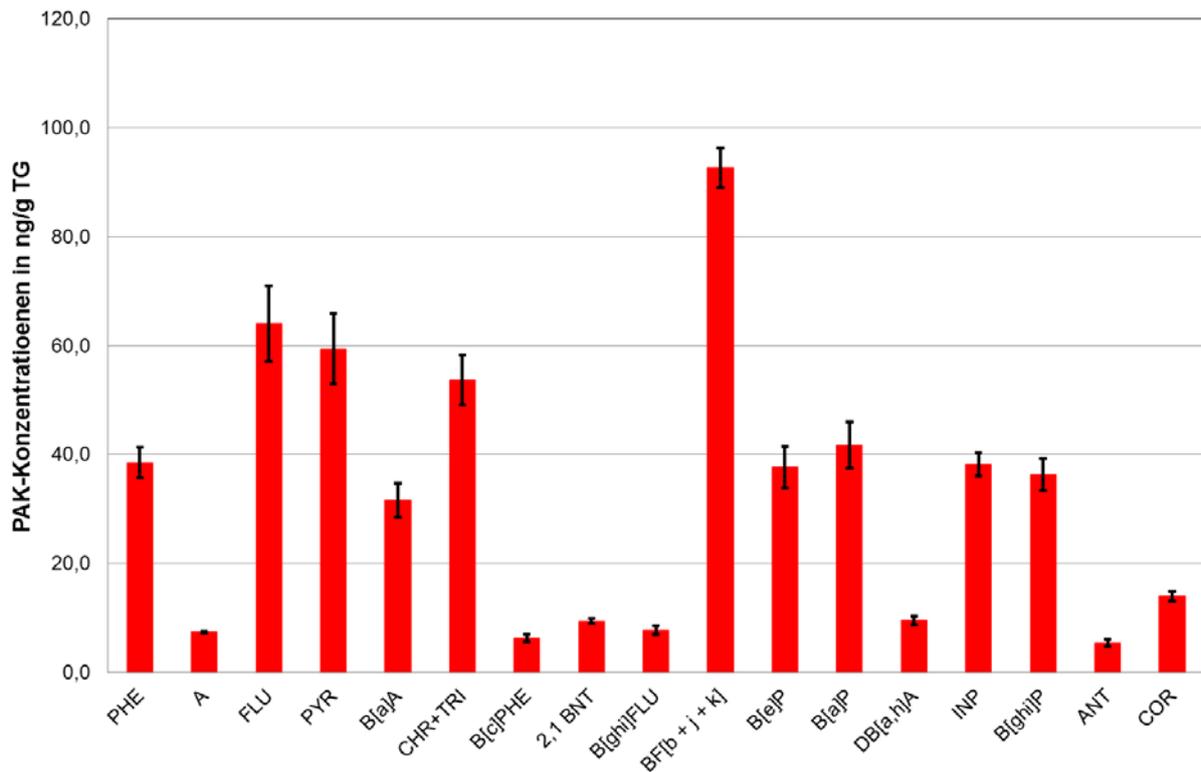


Abb. 35: Mittlere PAK-Konzentrationen am Standort „Jochenstein“ im Jahr 2009. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung von sechs Einzelmessungen an.

4.3.2 Chlorkohlenwasserstoffe

4.3.2.1 Organochlorpestizide

Organochlorpestizide (z. B. Hexachlorbenzol (HCB), Heptachlor, Dieldrin etc.) werden seit den 1940er Jahren als Insektizide eingesetzt. Wegen ihrer negativen Eigenschaften (u.a. Persistenz, Bioakkumulations- und Biomagnifikationspotenzial) wurde ihr Gebrauch jedoch bereits in den 1970er Jahren stark eingeschränkt. Seit Inkrafttreten der Stockholmer Konvention 2004 sind die meisten dieser Stoffe weltweit verboten.

Von den in Schwebstoffen untersuchten Organochlorpestiziden lagen Aldrin, Dieldrin, Pentachlorbenzol und Heptachlor sowie dessen Abbauprodukt Heptachlorepoxyd meist unterhalb der Bestimmungsgrenze und werden daher im Folgenden nicht weiter aufgeführt. Für die beiden meist gut bestimmbareren Verbindungen HCB und Octachlorstyrol (OCS) wurden keine zeitlichen Trends innerhalb des Untersuchungszeitraums festgestellt. Abbildung 36 zeigt die mittleren HCB- und OCS-Gehalte in Schwebstoffen an allen UPB-Probenahmeplätzen.

Die höchsten HCB-Konzentrationen werden mit 119 ng/g an der Mulde bei Dessau gemessen (Abb. 36). Diese Werte liegen um eine 10er Potenz über den Konzentrationen in der Saale und über dem Messwert des SLULG an der Messstelle „Bad Dübener“ (3,3 ng/g). Auch an der Elbe treten mit Ausnahme von „Blankenese“ hohe HCB-Konzentrationen auf. Ähnlich wie bei den PAK nimmt dabei die Konzentration von „Prossen“ aus flussabwärts nur wenig ab und sinkt erst bei „Blankenese“ aufgrund der Vermischung mit Meerwasser

deutlich. Am Standort „Zehren“ stimmt der Mittelwert aus den UBP-Untersuchungen gut mit den Ergebnissen des SLULG (110 ng/g) überein.

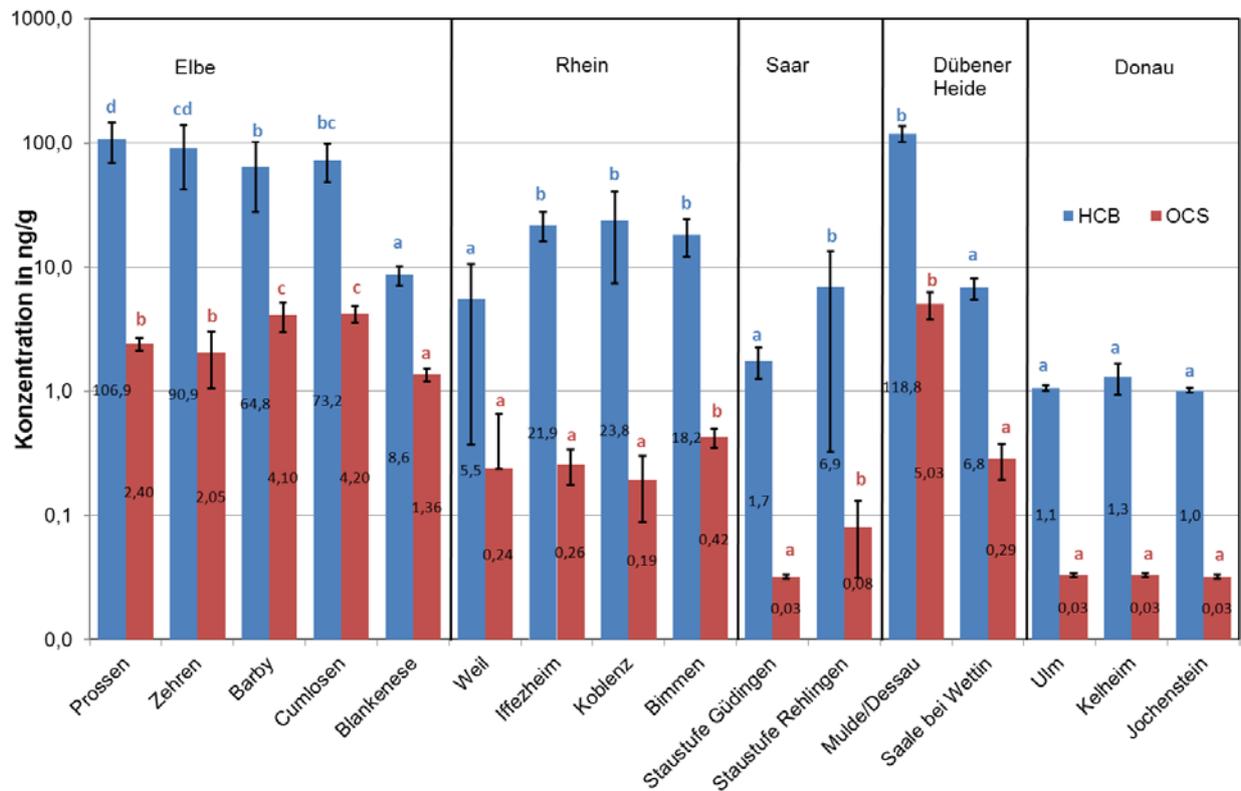


Abb. 36: Mittlere HCB- und OCS-Gehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Im Rhein werden die niedrigsten HCB-Konzentrationen am Standort „Weil“ gemessen. An den übrigen drei Standorten liegen die Konzentrationen etwa um den Faktor vier höher. Signifikante Unterschiede zwischen diesen Standorten sind nicht zu beobachten. Die in „Koblenz“ und „Bimmen“ gemessenen Werte liegen etwa doppelt so hoch wie die Messwerte der FG RHEIN (UPB: 24 bzw. 18 ng/g, FG RHEIN: 12 bzw. 9 ng/g). In der Saar ist die HCB-Konzentration am Standort in „Güdingen“ mit 1,7 ng/g sehr niedrig und steigt in Rehlingen auf 6,9 ng/g an.

Die niedrigsten HCB-Konzentrationen werden in der Donau gemessen und liegen an allen drei Standorten im Bereich von 1 – 1,3 ng/g. Auch eine Messkampagne der IKSD im Jahr 2007 ergab ähnlich niedrige HCB-Konzentrationen (1,09 ng/g in Kelheim, 0,36 ng/g in Jochenstein).

Heise et al. (2007) leiteten für HCB einen Wert von 141 µg/kg als Bewertungskriterium ab. Dieser Wert wird an allen Standorten unterschritten. Wird das von Prange et al. (2000) für die Elbe erstellte Klassifikationssystem zugrunde gelegt, ist der Standort „Prossen“ in

Klasse III einzustufen, die Standorte „Zehren“, „Barby“ und „Cumlosen“ in Klasse II-III und „Blankenese“ in Klasse I-II.

Die höchste OCS-Konzentration tritt ebenfalls am Standort „Dessau“ in der Mulde mit 5,03 ng/g auf. Entgegen dem Konzentrationsverlauf der bisher aufgeführten Organika nimmt in der Elbe die Konzentration von „Prossen“ bis „Cumlosen“ zu (von 2,4 auf 4,2 ng/g). Erst in „Blankenese“ ist wieder eine Abnahme auf 1,36 ng/g zu beobachten. Im Rhein und auch in der Saale sind die Konzentrationen mit Werten zwischen 0,2 und 0,4 ng/g deutlich niedriger. In der Saar kann OCS nur am Standort „Rehlingen“ sicher bestimmt werden, in „Güdingen“ und an den drei Standorten an der Donau liegen die Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Da OCS in den Messprogrammen der DKSR, der IKSD und des SLULG nicht bestimmt wird, liegen keine Vergleichswerte vor. Auch wurden bislang keine Bewertungskriterien für OCS in Schwebstoffen abgeleitet.

4.3.2.2 Hexachlorcyclohexan (HCH)

Hexachlorcyclohexan (HCH) wird seit Ende des 2. Weltkrieges kommerziell hergestellt. Das bei der Produktion entstehende technische HCH ist ein Isomerenmischung, das 65-70% α -HCH, 7-20% β -HCH, 14-15% γ -HCH, 6-10% δ -HCH und 1-2% ϵ -HCH enthält. Nur das γ -Isomer besitzt insektizide Wirkung. Das kommerzielle Produkt Lindan besteht zu mindestens 99% aus γ -HCH.

Seit Ende der 1970er Jahre ist die Anwendung von technischem HCH in der BRD verboten. Lindan wurde jedoch noch weiter verwendet und war in der DDR eines der am häufigsten verwendeten Insektizide. Seit 2009 ist der Gebrauch von Lindan in der Landwirtschaft weltweit verboten.

In Schwebstoffen wurden die drei Hauptisomere α -, β - und γ -HCH bestimmt. Für keines der Isomere konnte ein zeitlicher Trend innerhalb des Untersuchungszeitraumes festgestellt werden. In der folgenden Abbildung 37 sind daher die Mittelwerte über den Zeitraum 2005 – 2009 dargestellt.

Der jeweils höchste Gehalt der HCH-Isomere wird am Standort „Dessau“ in der Mulde gemessen, wobei β -HCH mit ca. 660 ng/g vor α -HCH (75 ng/g) und dem eigentlichen Wirkstoff γ -HCH (6 ng/g) dominiert (Abb. 37). Die Konzentrationen in der Mulde liegen damit um 1 – 3-Zehnerpotenzen höher als in der Saale und am Standort „Bad Döben“ des SLULG (1,0/5,6/2,4 α -/ β -/ γ -HCH).

In der Elbe sind die HCH-Konzentrationen an den Probenahmeflächen „Prossen“ und „Zehren“ niedrig und liegen im Mittel nur wenig oberhalb der Bestimmungsgrenze. An den Probenahmeflächen „Barby“ und „Cumlosen“ ist dagegen ein starker Anstieg für alle drei Isomere zu beobachten, während in „Blankenese“ die Konzentrationen wieder deutlich abnehmen. Der Anstieg bei „Barby“ lässt sich durch den Eintrag aus der Mulde erklären. Allerdings muss es noch andere Eintragspfade mit hohen HCH-Lasten geben, die zu einem weiteren Anstieg bei „Cumlosen“ führen.

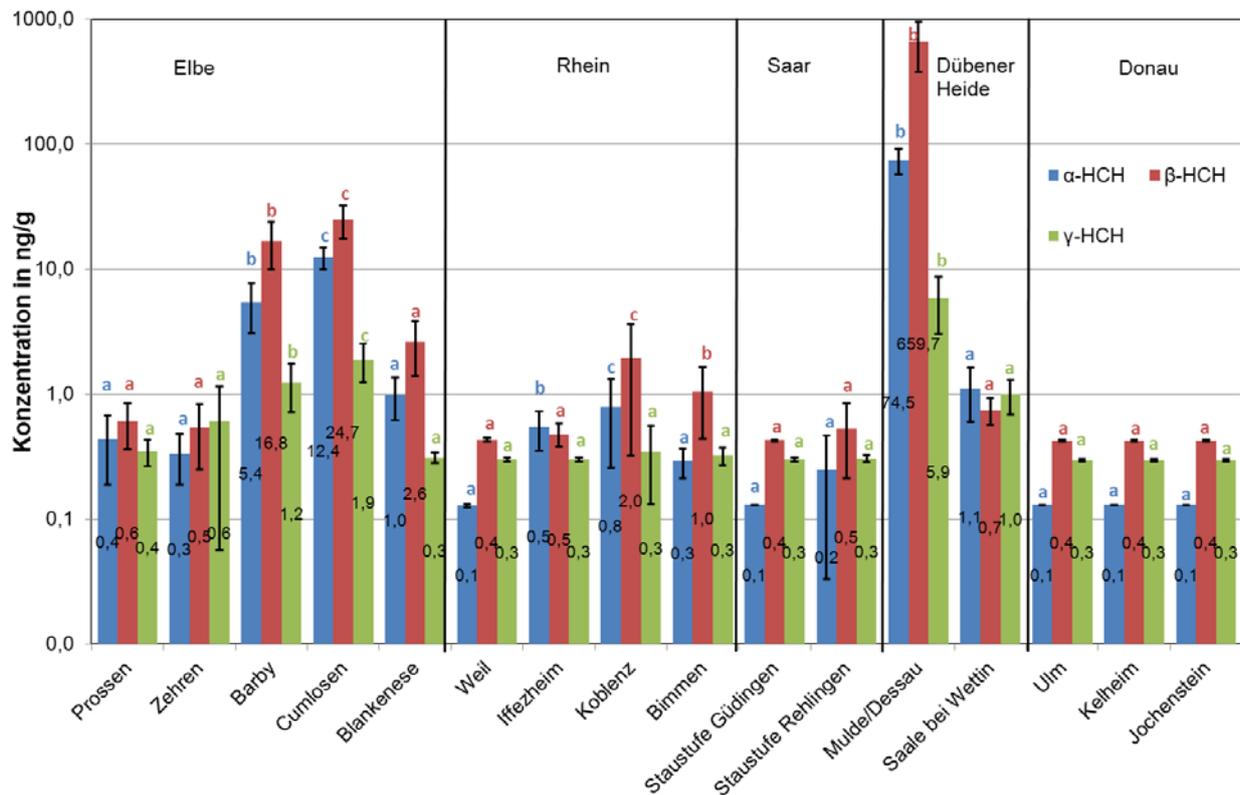


Abb. 37: Mittlere HCH-Gehalte in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Nach dem von Prange et al. (2000) für die Elbe erstellten Klassifikationssystem sind die Standorte „Prossen“, „Zehren“ und „Blankenese“ in Bezug auf HCH in die Klasse I-II einzustufen, „Barby“ und „Cumlosen“ in die Klasse III.

Im Rhein sind die HCH-Konzentrationen niedrig und liegen meist im Bereich der Bestimmungsgrenze. Dies gilt besonders für γ -HCH, das sich nur in wenigen Proben sicher bestimmen lässt. Niedrige Konzentrationen finden sich auch in der Saar: in „Güdigen“ liegen die Werte immer unterhalb der Bestimmungsgrenzen, in „Rehlingen“ leicht darüber. Auch in der Donau sind die HCH-Konzentrationen durchgehend unterhalb der Bestimmungsgrenzen.

Unterschiede finden sich auch in den prozentualen Anteilen der einzelnen HCH-Isomere an der Gesamtbelastung (Abb. 38).

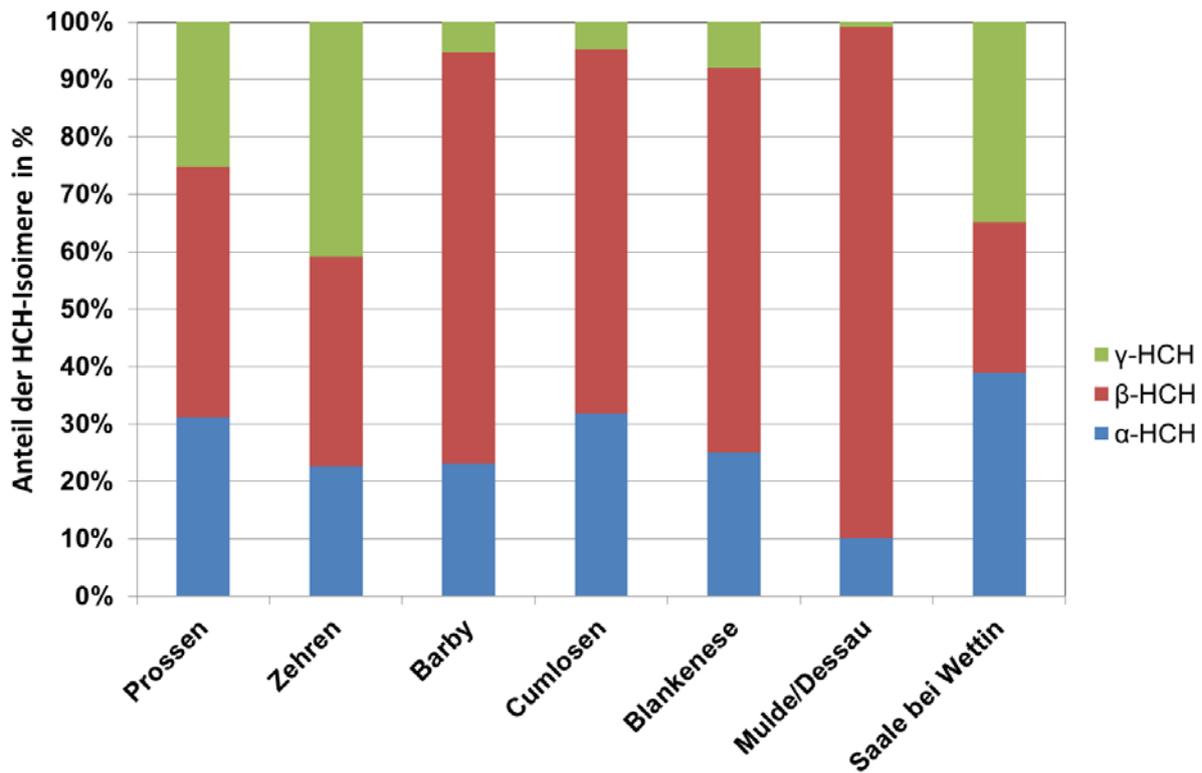


Abb. 38: Prozentualer Anteil der α -/ β -/ γ -HCH-Isomere an der HCH-Belastung von Schwebstoffen im Einzugsgebiet der Elbe zwischen 2005 - 2009

Während in „Prossen“, „Zehren“ und in der Saale die drei Isomere annähernd gleiche Anteile zur Gesamtbelastung beitragen, dominiert in „Dessau“ und an den Standorten „Barby“, Cumlosen“ und „Blankenese“ β -HCH mit Anteilen zwischen ca. 65 und 90 Prozent. Die in den Schwebstoffen nachgewiesenen Verteilungsmuster entsprechen damit nicht den Anteilen im technischen Isomergemisch. Der hohe β -HCH-Anteil an den genannten Standorten lässt sich mit der größeren Stabilität des β -Isomers erklären und ist somit ein Hinweis, dass die Schwebstoffbelastung möglicherweise aus Produktionsrückständen herrührt. In „Prossen“, „Zehren“ und „Wettin“ weist der relativ hohe Anteil von γ -HCH auf Einträge aus der Land- und Forstwirtschaft durch Verwendung von Lindan (reinem γ -HCH) hin.

4.3.2.3 DDT und Metabolite

DDT ist ein sehr wirksames Insektizid, das bis 1972 in der BRD und bis 1984 in der DDR in der Land- und Forstwirtschaft eingesetzt wurde. Seit Inkrafttreten der Stockholmer Konvention 2004 ist der Einsatz von DDT weltweit nur noch zur Bekämpfung krankheitsübertragender Insekten erlaubt.

Das kommerzielle Produkt besteht aus den Isomeren p,p'-DDT (ca. 77%) und o,p'-DDT (ca. 15%) und den Abbauprodukten DDE und DDD.

DDT ist in der Umwelt sehr persistent und wird in Organismen und im Nahrungsnetz angereichert.

Da weder für die DDT-Isomere noch für deren Abbauprodukte ein zeitlicher Trend feststellbar ist, werden die Messergebnisse als Mittelwert über den Untersuchungszeitraum präsentiert. An den Standorten „Prossen“ und „Zehren“ traten 2007 extrem hohe o,p'-DDT-Werte auf (bis 250 ng/g), die als Ausreißer bewertet und nicht in die Mittelwert Berechnung einbezogen wurden. Das Gleiche gilt für den 2007er Wert für p,p'-DDT an der PNF „Zehren“. Abbildung 39 fasst die mittleren DDX-Gehalte in Schwebstoffen an den UPB-Probenahmeeflächen zusammen.

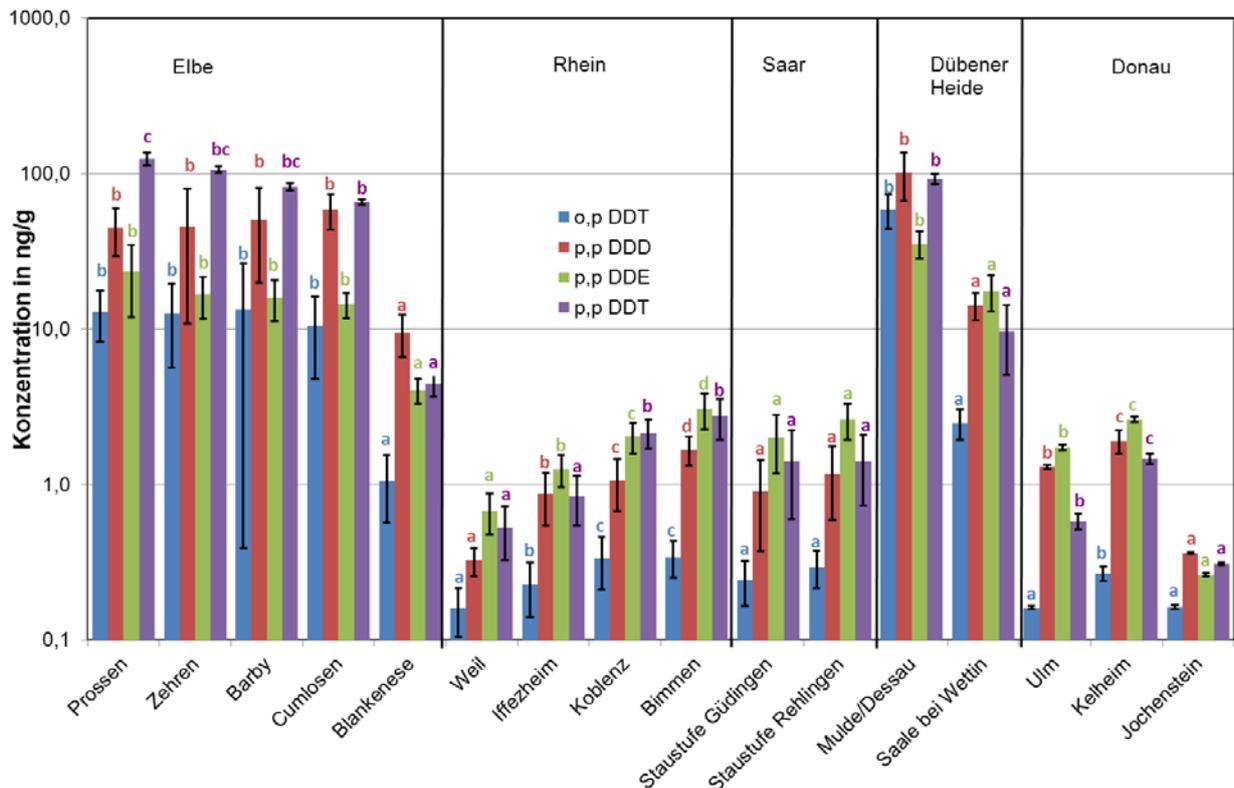


Abb. 39: Mittlere DDX-Gehalte in Schwebstoffen an den Probenahmeeflächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes. *Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Ähnlich wie bei den anderen CKW werden die höchsten Schwebstoffbelastungen mit DDX meist am Standort „Dessau“ in der Mulde gemessen (Abb. 39). Eine Ausnahme ist p,p'-DDT, das in „Prossen“ und „Zehren“ in noch höherer Konzentration auftritt (124 bzw. 106 ng/g). Die Konzentrationen in „Dessau“ liegen für alle DDT-Isomere bzw. Abbauprodukte etwa um den Faktor 10 über den Konzentrationen in der Saale, wie auch über den Ergebnissen des SLULG für den Standort „Bad Dübener Heide“ für diesen Zeitraum.

In der Elbe sind die Konzentrationen ebenfalls meist hoch und verändern sich mit Ausnahme von p,p'-DDT zwischen „Prossen“ und „Cumlosen“ nur wenig. In „Blankenese“ nehmen die Konzentrationen durch Verdünnung mit Meerwasser deutlich ab. Der Vergleich mit den Messwerten des SLULG am Standort „Zehren“ zeigt gute Übereinstimmung für

p,p'-DDD und p,p'-DDT (46 bzw. 106 ng/g UPB, 41 bzw. 90 ng/g SLULG), während für p,p'-DDE und o,p'-DDT die SLULG-Werte etwa doppelt bis dreimal so hoch sind (17 bzw. 13 ng/g UPB, 54 bzw. 29 ng/g SLULG).

Im Rhein nimmt die Konzentration aller DDX flussabwärts zu, die Konzentrationen sind allerdings wesentlich niedriger als in der Elbe und liegen in „Weil“ nur wenig über den Bestimmungsgrenzen. Am Standort „Koblenz“ stimmen die Messwerte der UPB gut mit den Ergebnissen der FGG RHEIN überein (UPB: 0,34/1,07/2,04/2,15 ng/g und FGG RHEIN: 0,34/1,08/2,92/2,7 ng/g o,p'-DDT/p,p'-DDD/p,p'-DDE/p,p'-DDT). Vergleichbare DDX-Belastungen finden sich auch in Schwebstoffen aus der Saar, wobei am Standort „Rehlingen“ meist etwas höhere Werte gemessen werden. Der Konzentrationsanstieg zwischen „Güdingen“ und „Rehlingen“ ist jedoch nicht signifikant.

Die Konzentrationen in der Donau sind niedrig und nehmen zwischen „Ulm“ und „Kelheim“ leicht zu. Weiter flussabwärts ist dagegen eine deutliche Abnahme zu beobachten und die Messwerte an der Probenahmefläche „Jochenstein“ liegen alle unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Der prozentuale Anteil der einzelnen DDT-Isomere und Abbauprodukte an den Probenahmeflächen ist in Abb. 40 zusammengefasst.

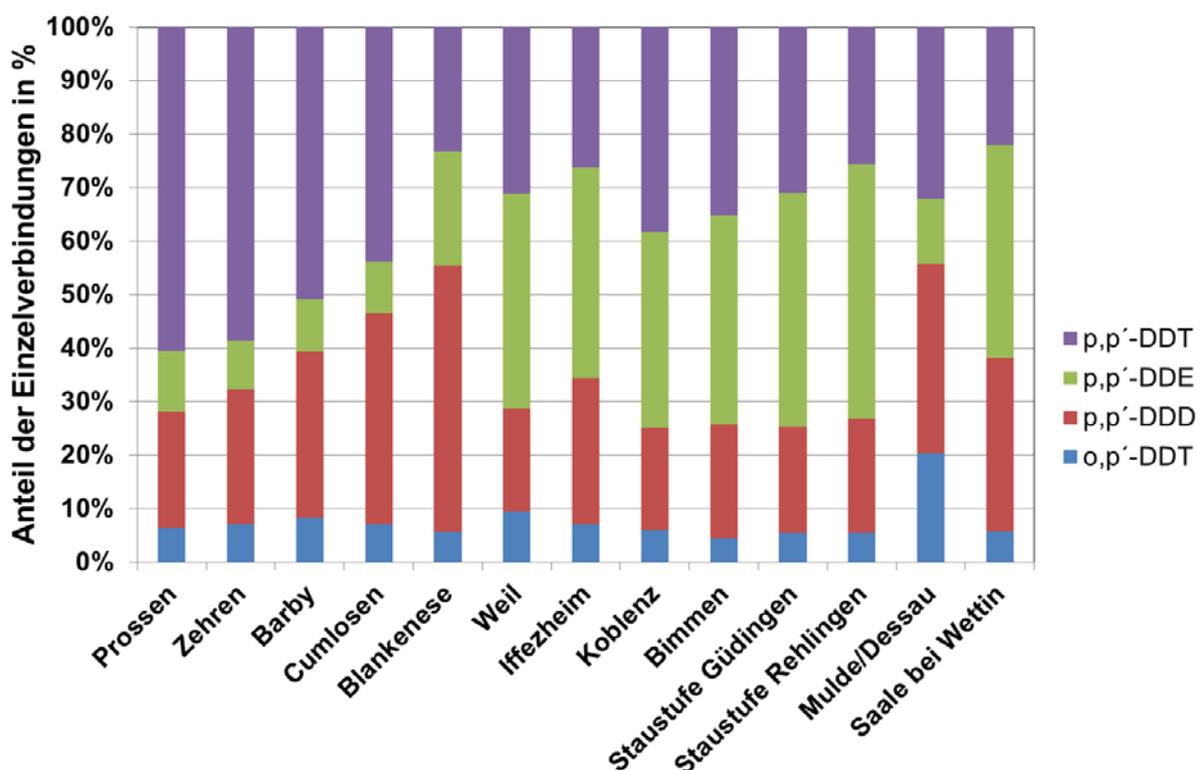


Abb. 40: Prozentualer Anteil von o,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE, und p,p'-DDT an der DDX-Belastung von Schwebstoffen an den UPB-Probenahmeflächen

In der Elbe verändert sich der Anteil von o,p'-DDT an der Gesamtbelastung zwischen den Standorten nicht (Abb. 40). Dagegen nimmt p,p'-DDT flussabwärts deutlich ab, von 60 % in „Prossen“ auf nur noch 23 % in „Blankenese“. Im Gegenzug steigt der Anteil des Abbauproduktes p,p'-DDD von „Prossen“ bis „Blankenese“ von 22 % auf 50 % an. Der Anteil

von p,p'-DDE liegt zwischen „Prossen“ und „Cumlosen“ bei ca. 10 %, verdoppelt sich jedoch in „Blankenese“ auf über 20 %.

Im Rhein halbiert sich der Anteil von o,p'-DDT flussabwärts, während für die restlichen Verbindungen keine Trends festzustellen sind. In der Saar nimmt der Anteil von p,p'-DDT zugunsten der Abbauprodukte p,p'-DDD und p,p'-DDE leicht ab.

Auffällig ist der hohe Anteil von o,p'-DDT in der Mulde. Mit 20 % liegt er zwei- bis viermal höher als an den anderen Standorten.

4.3.2.4 PCB

Polychlorierte Biphenyle sind chlorierte Kohlenwasserstoffverbindungen, die ein gemeinsames Biphenyl-Grundgerüst besitzen, sich aber in Anzahl und Lage der Chloratome unterscheiden (Kongeneren). Bei der Herstellung entstehen Gemische von 50-70 verschiedenen Kongeneren, die sich je nach Chlorgehalt in ihren Eigenschaften unterscheiden.

Bis in die 1980er Jahre wurden PCBs unter anderem als Hydraulikflüssigkeit, Schmiermittel, Isolier- und Kühlflüssigkeit, Weichmacher und Flammschutzmittel eingesetzt. Seit Inkrafttreten der Stockholmer Konvention 2004 sind sie weltweit verboten.

PCBs werden in der Umwelt nur schwer abgebaut und reichern sich in Organismen und Nahrungsnetzen an.

Für die sieben untersuchten Kongeneren (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) ist ein zeitlicher Trend nur an den Probenahmeflächen der Saar festzustellen (Abb. 41). Dort nimmt die Konzentration aller PCBs ab. Aufgrund des kurzen Untersuchungszeitraums ist dieser Trend jedoch statistisch nur bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 10 % signifikant.

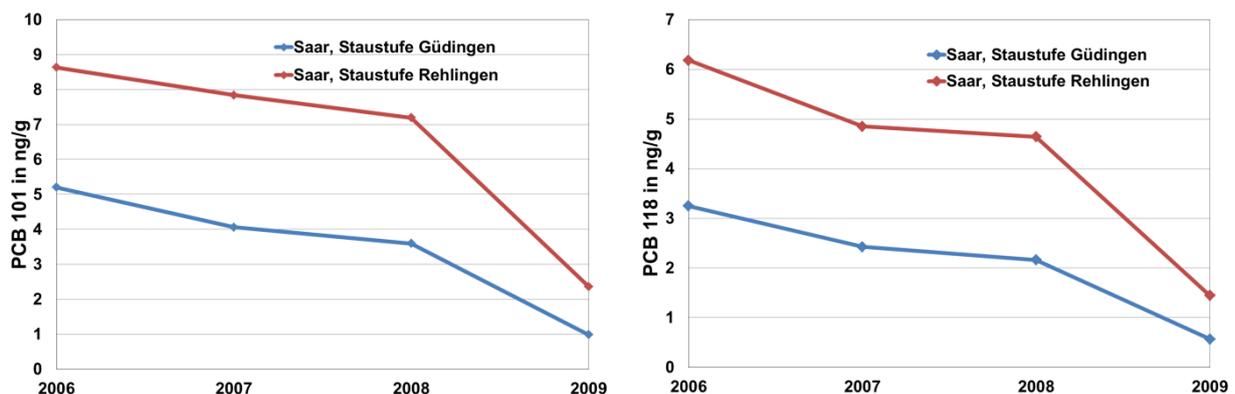


Abb. 41: Konzentrationen von PCB 101 und PCB 118 in Schwebstoffen im Probenahmegebiet „Saarländischer Verdichtungsraum“

Im Rhein bei Koblenz wurden 2009 sehr hohe PCB-Werte gemessen, die als Ausreißer identifiziert und bei der Berechnung der im Folgenden dargestellten Mittelwerte nicht

berücksichtigt wurden. Abbildung 42 und 43 zeigen die mittlere PCB-Belastung von Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank.

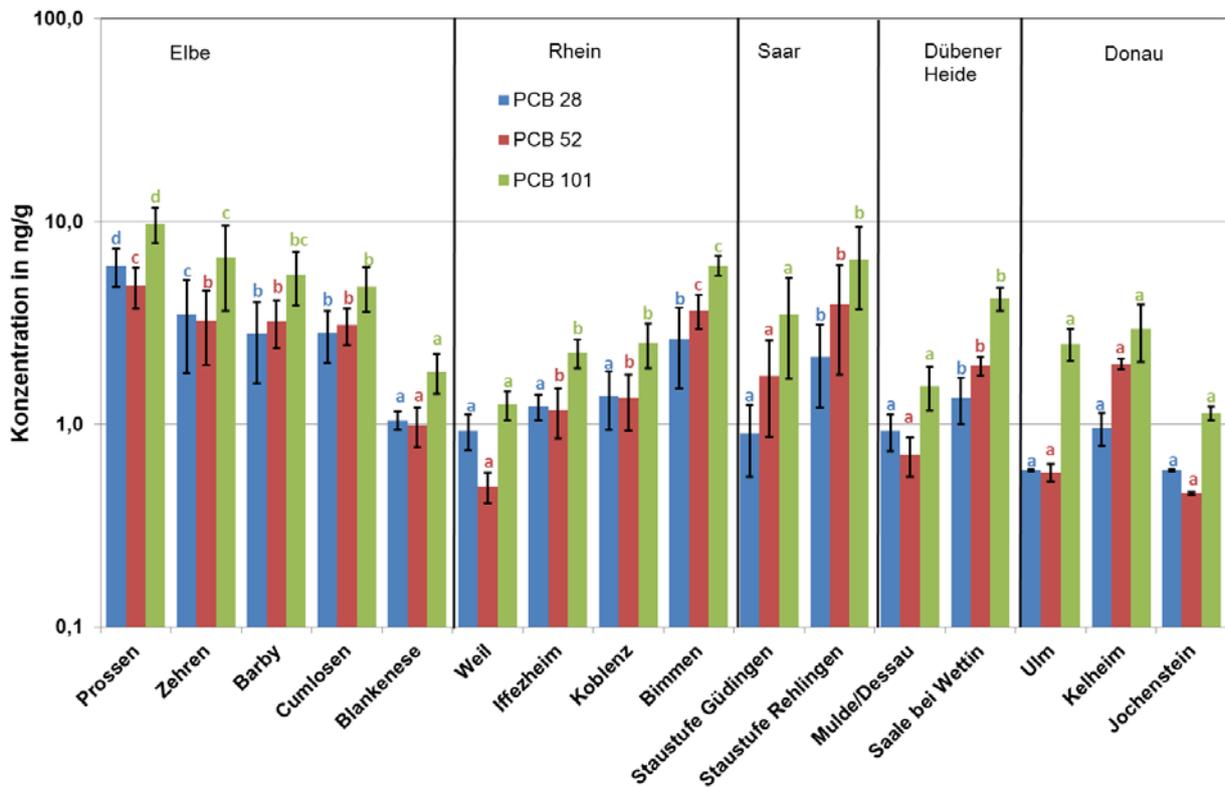


Abb. 42 Mittlere Gehalte der PCB-Kongener 28, 52 und 101 in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes.
*Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

In der Elbe nehmen die Konzentrationen aller PCB-Kongener flussabwärts ab (Abb. 42 und 43), wobei die Konzentrationen der hoch chlorierten PCB 138, 152 und 180 besonders stark zurückgehen. Unter allen Probenahme­flächen ist „Prossen“ diejenige, an der generell die höchsten PCB-Gehalte in Schwebstoffen gemessen werden. Einzige Ausnahme ist das Kongener 118, das an der Probenahme­fläche „Rehlingen“ höhere Werte aufweist. Der Vergleich der UPB-Werte mit den Ergebnissen des SLULG am Standort „Zehren“ zeigt gute Übereinstimmung für PCB 138, 153 und 180 (Tab. 8), während die UPB-Werte für die Kongener 28, 52, 101 und 118 um 30 – 50 % unter denen des SLULG liegen.

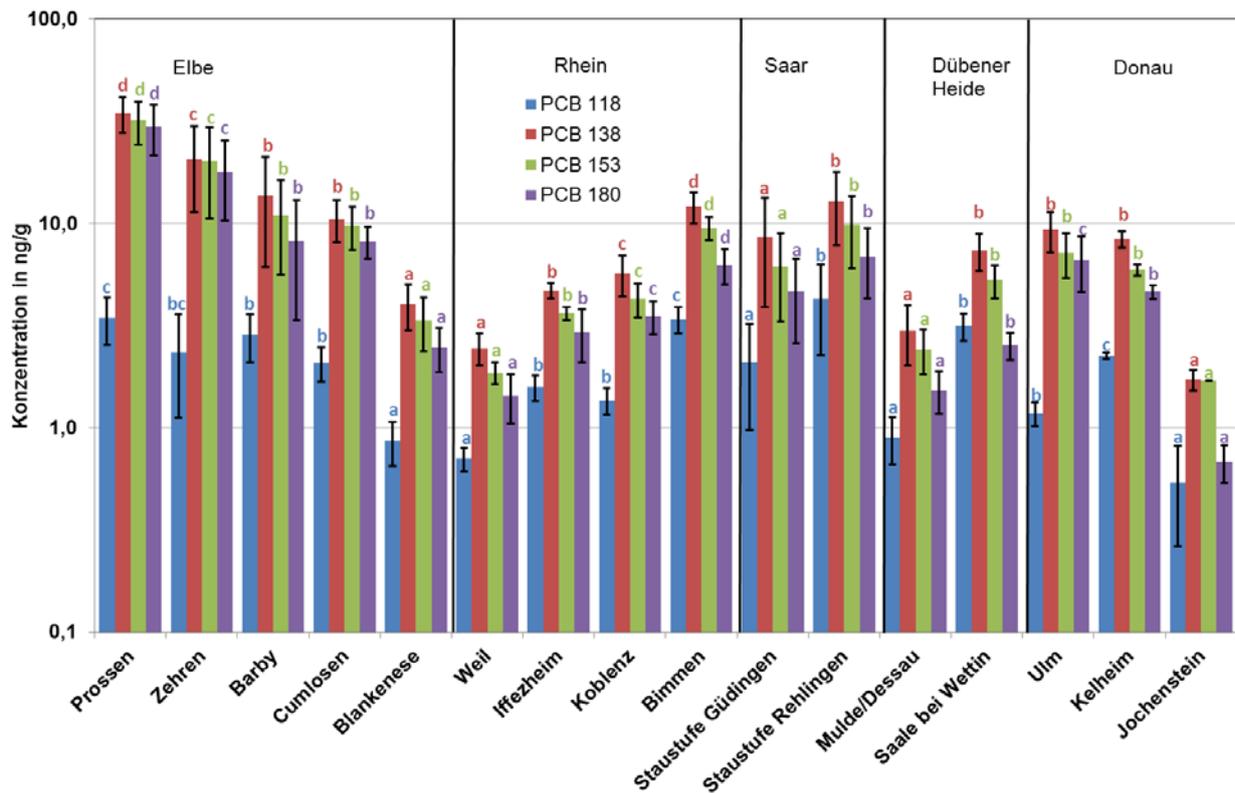


Abb. 43: Mittlere Gehalte der PCB Kongenere 118, 138, 153 und 180 in Schwebstoffen an den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank im Untersuchungszeitraum 2005/2006 – 2009*. Die schwarzen Balken geben die Standardabweichung an; die verschiedenen Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte im Mittelwertvergleich des jeweiligen Probenahmegebietes.
*Untersuchungszeitraum Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009

Im Rhein nehmen die Konzentrationen aller PCB-Kongenere flussabwärts zu (Abb. 42 und 43). Auch in der Saar ist ein signifikanter Anstieg zwischen den beiden Probenahme­flächen zu beobachten. Der Vergleich mit den Werten der FGG RHEIN zeigt gute Übereinstimmung für PCB 28, 52, 138 und 180 am Standort „Koblenz“, während die UPB-Ergebnisse für PCB 101, 118 und 153 an diesem Standort um 20 – 50 % niedriger sind als die entsprechenden Messwerte der FGG RHEIN (Tab. 8). In „Bimmen“ passen dagegen die Ergebnisse beider Messprogramme für PCB 28, 52, 101 und 118 relativ gut zusammen, während die UPB-Werte für PCB 138, 153 und 180 um 30 – 50 % höher sind als die entsprechenden FGG RHEIN-Werte. In der Saar liegen die UPB-Messwerte für die niedrigchlorierten PCB 28, 52 und 101 deutlich unter den Ergebnissen der FGG RHEIN, während für die übrigen PCBs die Unterschiede nur gering sind.

Im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ ist die PCB-Belastung von Schwebstoffen in der Saale durchgehend höher als in der Mulde. Dabei liegen die am Standort „Dessau“ gemessenen Werte - mit Ausnahme von PCB 118 - alle deutlich über den Werten des SLULG für den Standort „Bad Dübener Heide“ (Tab. 8). Dies gilt besonders für die hoch chlorierten PCB 138, 153 und 180.

Tabelle 8: Vergleich der Messwerte der UPB mit den Messwerten von SLULG, FGG RHEIN und IKSD (Angaben in ng/g)

Fläche	Quelle	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180
Zehren	UPB	3,47	3,25	6,59	2,35	20,63	20,12	17,88
Zehren	SLULG	5,34	6,38	8,16	4,45	23,58	24,65	19,64
Mulde/Dessau	UPB	2,80	3,22	5,47	2,84	13,64	10,94	8,19
Bad Döben	SLULG	< 2	2,30	2,82	2,46	4,23	3,71	2,52
Staufstufe Gündingen	UPB	0,90	1,73	3,46	2,10	8,62	6,14	4,65
Staufstufe Rehlingen	UPB	2,16	3,92	6,51	4,28	12,85	9,83	6,88
	FGG							
Saarbrücken	RHEIN	5,88	12,26	13,26	7,20	10,00	12,90	6,36
Koblenz	UPB	1,38	1,34	2,50	1,36	5,67	4,27	3,52
	FGG							
Koblenz	RHEIN	1,43	1,56	3,20	2,44	5,46	6,40	3,62
Bimmen	UPB	2,63	3,64	6,07	3,40	12,10	9,48	6,25
	FGG							
Bimmen	RHEIN	2,44	3,44	5,04	2,94	8,60	7,24	4,27
Jochenstein	UPB	0,59	0,46	1,14	0,54	1,72	1,70	0,68
Jochenstein	IKSD	0,17	0,16	0,38	0,25	0,82	1,04	0,69

In der Donau zeigen alle PCB eine Zunahme der Konzentration zwischen „Ulm“ und „Kelheim“. In „Jochenstein“ sind die Konzentrationen dagegen wieder niedriger und liegen mit Ausnahme von PCB 153 und 180 unterhalb der Bestimmungsgrenze (Abb. 42 und 43). Der Vergleich mit den Untersuchungen der IKSD zeigt für alle Kongenere, mit Ausnahme von PCB 180, höhere Messwerte bei den UPB-Werten. Allerdings ist die „Vergleichbarkeit“ der Werte nur begrenzt gegeben, da die UPB-Werte aus dem Jahr 2009 stammen, die Werte der IKSD von einer Messaktion im Jahr 2007.

In der Elbe überwiegen die höher chlorierten Kongenere 138, 153 und 180, die in „Prossen“ 80 % zur Gesamtbelastung beitragen (Abb. 44). Dieser Anteil verringert sich jedoch flussabwärts bis „Blankenese“ auf 68 % zugunsten der niedriger chlorierten PCB 28, 52, 101 und 118, deren Anteil von 20 % auf 32 % ansteigt. Im Rhein zeigen sich dagegen keine deutlichen Verschiebungen in den Anteilen. Die höher chlorierten PCB (138, 153 und 180) machen hier etwa 65 % der Gesamtbelastung aus. In der Saar ist flussabwärts ein leichter Rückgang (von 71 auf 63 %) des Anteils der höher chlorierten PCB 138, 153 und 180 zugunsten der niedriger chlorierten Kongenere zu beobachten. Auch in der Donau nimmt der Anteil von PCB 138, 152 und 180 zwischen „Ulm“ und „Kelheim“ ab. Auf die Darstellung von „Jochenstein“ wurde verzichtet, da dort überwiegend Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze gemessen wurden.

In der Oberflächengewässerverordnung (2011) sind Umweltqualitätsnormen (UQN) für PCB festgelegt worden (20 ng/g je Einzelkongener). Demnach ist in „Prossen“ die UQN für PCB 138, 153 und 180 überschritten, in „Zehren“ liegen die Werte für diese PCB im Bereich der UQN. An den übrigen Standorten wird die UQN für alle PCB-Kongenere zum Teil deutlich unterschritten.

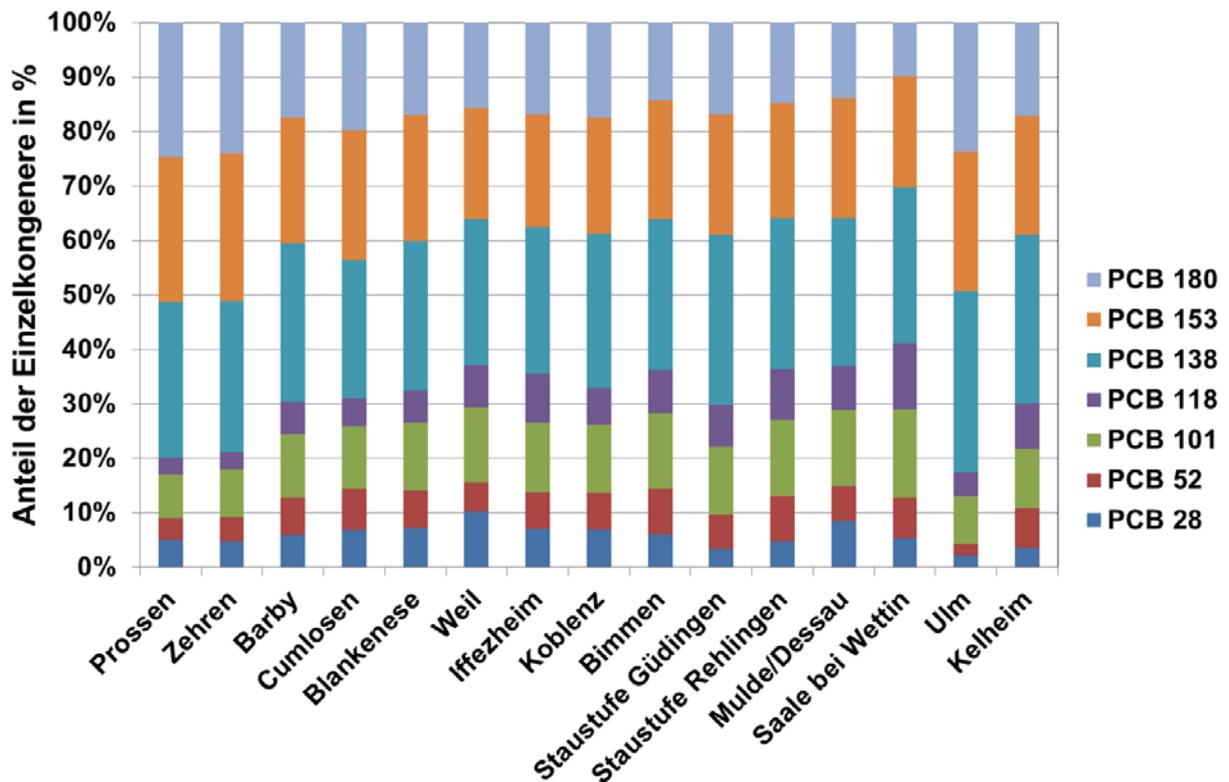


Abb. 44: Prozentualer Anteil der einzelnen PCB-Kongenerne an der Gesamt-PCB-Belastung von Schwebstoffen an den UPB-Probenahmeeflächen

4.3.3 Zusammenfassung organische Schadstoffe

Wie bei den Elementen lassen sich auch bei den organischen Schadstoffen Unterschiede in den Konzentrationen zwischen den Probenahmegebieten statistisch absichern, obwohl die Schwankungen innerhalb der Probenahmegebiete zum Teil erheblich sind. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 9 und 10 dargestellt. Es zeigt sich, dass Schwebstoffe aus der Donau in der Regel die niedrigsten Konzentrationen an organischen Schadstoffen aufweisen. Zwischen den einzelnen Schadstoffgruppen treten jedoch deutliche Unterschiede auf. Schwebstoffe aus dem Rhein weisen beispielsweise fast immer die zweitniedrigsten PAK-Konzentrationen auf, während die höchsten PAK-Belastungen in der Saar auftreten.

Ein differenziertes Bild ergibt sich bei den Chlorkohlenwasserstoffen. Für HCB, OCS und die DDX-Verbindungen lassen sich meist nur zwei Gruppen ausweisen (Ausnahme p,p'-DDE), wobei die höheren Konzentrationen in den Probenahmegebieten „Elbe“ und „Dübener Heide“ auftreten. Auch für die HCH-Isomere lassen sich nur zwei Gruppen unterscheiden. Dabei weist das Probenahmegebiet „Dübener Heide“ die mit Abstand höchsten HCH-Gehalte auf, die jedoch ausschließlich auf die sehr hohen Konzentrationen in der Mulde zurückzuführen sind. In der Saale finden sich dagegen Konzentrationen, die mit denen anderer Flusssysteme vergleichbar sind.

Tabelle 9: Statistischer Vergleich der Mittelwerte der PAK-Konzentrationen in Schwebstoffen zwischen den Probenahmegebieten der Umweltprobenbank, Untersuchungszeitraum 2005 – 2009 (Ausnahmen: Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009), einfaktorielle ANOVA, 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit.

Verbindung	Elbe	Rhein	Donau	Dübener Heide	Saarländischer Verdichtungsraum
PHE	c	b	a	c	c
A	b	a	a	b	c
FLU	c	b	a	c	d
PYR	c	b	a	c	d
B[a]A	c	b	a	c	d
CHR+TRI	c	b	a	c	d
B[c]PHE	b	b	a	b	c
2,1-BNT	b	b	a	b	c
B[ghi]FLU	c	b	a	c	d
BF[b+j+k]	c	b	a	c	d
B[e]P	b	b	a	b	c
B[a]P	b	b	a	b	c
DB[a,h]A	c	b	a	bc	d
INP	c	b	a	c	d
B[ghi]P	c	b	a	c	d
ANT	b	a	a	a	c
COR	c	b	a	c	d

Bei den PCB werden die niedrigsten Konzentrationen neben der „Donau“ im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ gemessen, während die höchsten Belastungen meist in der „Elbe“ auftreten.

Auch bei den organischen Schadstoffen zeigen sich räumliche Trends im Konzentrationsverlauf. Für die PAK werden die höchsten Konzentrationen in der Elbe meist in „Prossen“ gemessen, bis „Cumlosen“ tritt ein geringer Rückgang auf, und in „Blankenese“ fallen die Konzentrationen aufgrund des Tideeinflusses deutlich ab. In Rhein und Saar nehmen die PAK-Konzentrationen dagegen flussabwärts meist zu, während in der Donau flussabwärts ein Rückgang zu beobachten ist.

Bei den Chlororganika unterscheiden sich die Konzentrationsverläufe zwischen den einzelnen Gruppen. In der Elbe sind die Trends für HCB, OCS und DDX ähnlich denen der PAK. Auch die PCB-Konzentrationen in Schwebstoffen nehmen flussabwärts meist deutlich ab. Bei den HCH-Verbindungen steigt die Konzentration in der Elbe dagegen ab „Barby“ zunächst stark an und liegt auch in „Blankenese“ noch über den Werten von „Prossen und „Zehren“. Diese Konzentrationsverläufe können, ähnlich wie bei den Elementen, als Hinweis auf eine überwiegend „importierte“ Belastung interpretiert werden. Die hohen HCH-Konzentrationen ab „Barby“ lassen sich mit einem Austrag aus Altlasten der ehemaligen Produktionsstätten im Raum Bitterfeld erklären, der zu hohen Belastungen in der Mulde und an den Elbe-abwärts gelegenen Probenahmeflächen führt. Dies gilt auch für DDX, da für beide Stoffgruppen zwischen den Messstellen „Bad Döben“ des SLULG und „Dessau“ der UPB ein starker Konzentrationsanstieg zu beobachten ist.

Tabelle 10: Statistischer Vergleich der Mittelwerte der Chlorkohlenwasserstoff-Konzentrationen in Schwebstoffen zwischen den Probenahmegebieten der Umweltprobenbank, Untersuchungszeitraum 2005 – 2009 (Ausnahmen: Saar: 2006 – 2009, Donau: 2009), einfaktorielle ANOVA, 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit

Verbindung	Elbe	Rhein	Donau	Dübener Heide	Saarländischer Verdichtungsraum
HCB	b	a	a	b	a
OCS	b	a	a	b	a
α -HCH	a	a	a	b	a
β -HCH	a	a	a	b	a
γ -HCH	a	a	a	b	a
o,p'-DDT	b	a	a	b	a
p,p'-DDD	b	a	a	b	a
p,p'-DDE	b	a	a	c	a
p,p'-DDT	b	a	a	ab	a
PCB 28	c	b	a	ab	b
PCB 52	d	bc	a	ab	cd
PCB 101	b	a	a	a	b
PCB 118	b	b	a	b	c
PCB 138	c	ab	ab	a	b
PCB 153	b	a	a	a	a
PCB 180	b	a	a	a	a

Im Rhein und in der Saar steigen die Konzentrationen der Chlororganika flussabwärts an, allerdings fällt im Rhein dieser Anstieg für HCB, OCS und die HCH-Isomere nur gering aus. Im Probenahmegebiet „Donau“ lassen sich für HCB, OCS und die HCH-Isomere aufgrund der niedrigen Werte im Bereich der Bestimmungsgrenzen keine räumlichen Trends im Konzentrationsverlauf ableiten. Für DDX und die PCB ist für „Jochenstein“ meist eine deutliche Abnahme festzustellen. Die Konzentrationsabnahmen lassen sich möglicherweise mit Verdünnungseffekten unterhalb der Innmündung erklären, da der Inn an der Mündung eine höhere mittlere Wasserführung hat als die Donau (Inn: ca. 750 m³/s, Donau: 690 m³/s (StMUGV, 2005).

Ein Vergleich mit den Konzentrationen ausgewählter organischer Schadstoffe in Dreikantmuscheln in der Elbe zeigt, dass die Konzentrationsverläufe für HCB, β -HCH und PCB 153 in beiden Matrices gut übereinstimmen, während für B[a]P keine Übereinstimmung vorliegt (Abb. 45).

Auffallend sind auch die Konzentrationsunterschiede zwischen Dreikantmuschel und Schwebstoff für die einzelnen Verbindungen. In Tabelle 11 sind die prozentualen Unterschiede zwischen Dreikantmuschel und Schwebstoffen dargestellt. Angegeben ist jeweils der Mittelwert der Konzentrationen aller Standorte des Probenahmegebiets „Elbe“ im Untersuchungszeitraum (2005 – 2009) in Dreikantmuscheln in Prozent bezogen auf die Schwebstoffkonzentration.

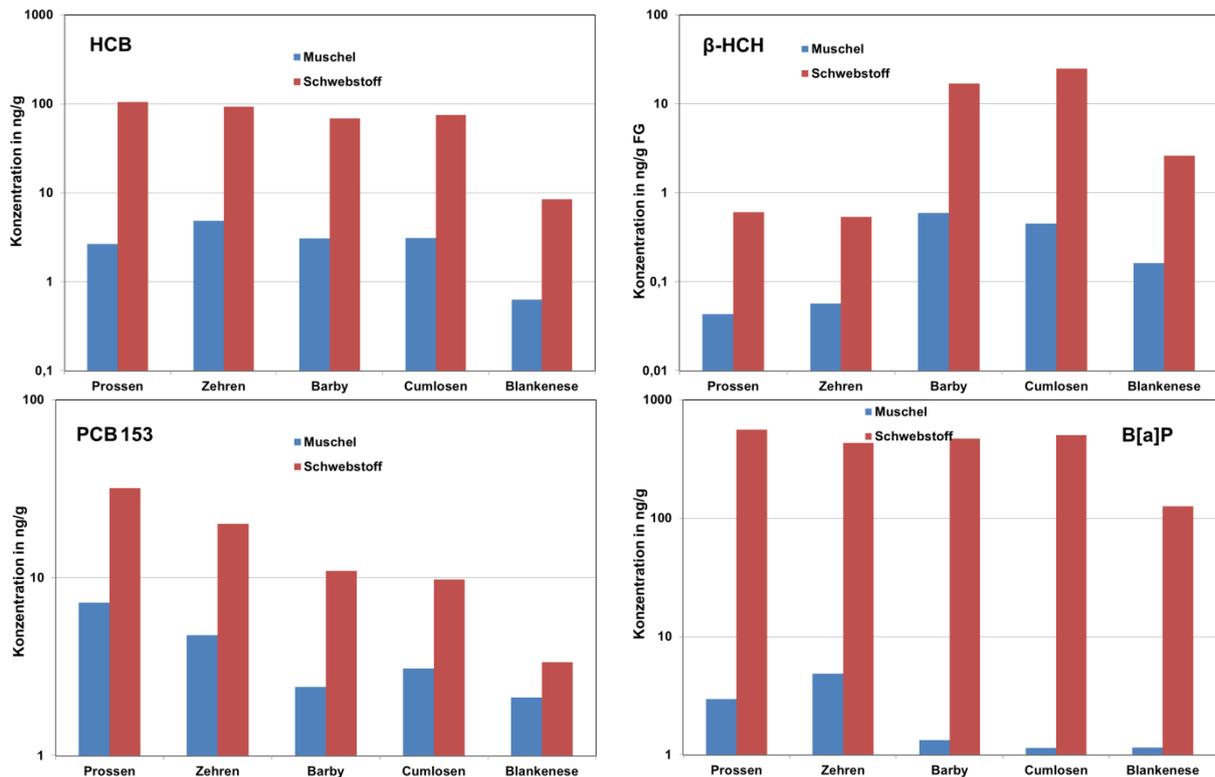


Abb. 45: Vergleich der Konzentrationen von HCB, β -HCH, PCB 153 und B[a]P in Dreikantmuscheln und Schwebstoffen aus der Elbe. Konzentrationsangaben beziehen sich auf Frischgewicht (Muscheln) bzw. Trockengewicht (Schwebstoff), angegeben ist jeweils der Mittelwert für den Zeitraum 2005 - 2009

Tabelle 11: Schadstoffkonzentration in Dreikantmuschel im Vergleich zu Schwebstoffen in % für die Elbe im Untersuchungszeitraum 2005 – 2009.

Verbindung	Faktor (%)
HCB	4,8
β -HCH	5,9
PCB 153	32,7
B[a]P	0,6

Während bei HCB und β -HCH die Konzentrationen in den Dreikantmuscheln ca. 5 % der Schwebstoffkonzentration beträgt, liegt sie bei PCB 153 bei ca. 33 %, für B[a]P hingegen nur bei 0,6 %. Unklar ist allerdings, ob diese Unterschiede auf unterschiedliche Aufnahmemechanismen in der Dreikantmuschel zurückzuführen sind oder auf unterschiedliche Verteilungskoeffizienten zwischen Wasser- und Schwebstoffphase der Verbindungen. Auch ist nicht klar, wie hoch der Anteil der Schwebstoffe an der Schadstoffaufnahme der Dreikantmuscheln ist.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die vorgestellten Auswertungen der Schwebstoffprobenahmen ab dem Jahr 2005 hatten das Ziel, einen Überblick über die Belastung von Schwebstoffen in den verschiedenen Probenahmegebieten zu erhalten und mögliche Trends in den Konzentrationsverläufen aufzuzeigen.

Die geringen Schwankungen bei der physikalisch-/chemischen Charakterisierung und meist fehlende Trends innerhalb einer Probenahmefläche weisen darauf hin, dass durch den gewählten Probenahmerhythmus von vier Wochen und dem Poolen der Einzelproben zu einem Jahreshomogenat repräsentative und reproduzierbare Proben gewonnen werden können, die nicht oder nur wenig durch Einzelereignisse (z. B. Hochwasser) beeinflusst werden.

Bei den untersuchten Elementen treten keine zeitlichen Trends auf, allerdings werden deutliche Unterschiede zwischen den Probenahmegebieten beobachtet. So weisen der Rhein und die Donau meist die niedrigsten Elementkonzentrationen auf, die in diesen beiden Flüssen flussabwärts oft ansteigen. Die höchsten Elementkonzentrationen werden in der Saale und der Mulde im Probenahmegebiet „Dübener Heide“ gemessen und sind in erster Linie auf bergbauliche Belastungen zurückzuführen. In der Elbe werden hohe „importierte“ Belastungen aus der Tschechischen Republik beobachtet, die flussabwärts abnehmen, häufig aber unterhalb der Saalemündung wieder ansteigen.

Bei organischen Schadstoffen ist zumindest für einige Verbindungen und an einzelnen Standorten ein zeitlicher Trend festzustellen, der aber aufgrund der relativ kurzen Beobachtungszeit oft – noch – nicht statistisch signifikant ist. So nehmen die Konzentrationen einiger PAK (z. B. B[a]A, B[a]P und B[e]P) im Rhein tendenziell ab und auch für PCB 101 und 118 werden in der Saar geringere Konzentrationen am Ende des Untersuchungszeitraums beobachtet.

Bei der Höhe der Belastungen treten deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Gruppen an organischen Schadstoffen auf. Die Belastung mit PAK ist am höchsten in der Saar gefolgt von der Elbe und der Saale. Geringere Belastungen treten im Rhein und in der Donau auf, wobei im Rhein die Belastungen flussabwärts zu und in der Donau abnehmen.

Bei den Organochlorpestiziden DDX und HCH treten die höchsten Belastungen jeweils in der Mulde und in der Elbe auf. Dort liegen die Belastungen bis zu 3-Zehnerpotenzen über der Belastung der anderen Probenahmegebiete. Die hohen Konzentrationen in den ostdeutschen Probenahmeflächen lassen sich durch spätere Produktions- bzw. Einsatzverbote in der ehemaligen DDR begründen. Die niedrigsten Konzentrationen werden in der Donau beobachtet und liegen dort meist im Bereich der Bestimmungsgrenzen.

Bei PCB finden sich die höchsten Konzentrationen in der Regel in der Elbe, gefolgt von der Saar. Die niedrigsten Konzentrationen werden an der Donau bzw. am Standort „Weil“ im Probenahmegebiet „Rhein“ gemessen. Für die PCB sowie die chlororganischen Verbindungen DDX und HCH zeigen sich in der Elbe flussabwärts nur geringe Veränderungen in den Konzentrationen. Die Ausnahme bildet der Standort „Blankenese“, an dem, bedingt durch Tideeinfluss, die Konzentrationen wesentlich niedriger als an den anderen Probenahmeflächen liegen. Im Rhein und der Saar nehmen die Konzentrationen

flussaufwärts zu, in der Donau werden die niedrigsten Konzentrationen jeweils in Jochenstein beobachtet, wobei dafür möglicherweise ein Verdünnungseffekt durch den Inn eine Rolle spielt.

Beim Vergleich mit den Ergebnissen anderer Untersuchungsprogramme treten Probleme auf. So gibt es an der Donau von der IKSD keine kontinuierlichen Untersuchungen, sondern nur Ergebnisse aus Einzelmesskampagnen, so dass der zeitliche Rahmen der Probenahmen nicht vergleichbar ist (Einzelmessung bei IKSD, Integration über ein Jahr bei UPB). Ein weiteres Problem zeigt sich v.a. bei den Elementen. Dort liegen die UBP-Messwerte meist etwas unterhalb der Ergebnisse von Messprogrammen der SLULG bzw. FGG RHEIN. Dies lässt sich teilweise mit unterschiedlichen Probenahmeverfahren erklären. So werden Schwebstoffproben außer in Sedimentationskästen wie im UPB-Programm auch durch Zentrifugen, Sedimentationsbecken und Filtration gewonnen. Zum Teil kommen in einzelnen Bundesländern mehrere verschiedene Verfahren zum Einsatz (Ad-hoc AG Schadstoffe, 2010).

Ein weiterer wichtiger Punkt ist, dass in den Bundesländern unterschiedliche Kornfraktionen zur Analyse herangezogen werden. Bei Elementen werden neben der Fraktion < 2 mm zum Teil auch nur die Fraktionen < 100 μm (z. B. Thüringen), < 63 μm (z. B. Bayern) sowie < 20 μm (z. B. Sachsen) zur Bestimmung herangezogen. Da der Anteil der untersuchten Elemente meist in der feineren Fraktion höher liegt, führt die Untersuchung unterschiedlicher Kornfraktionen zwangsweise zu unterschiedlichen Ergebnissen (Ad-hoc AG Schadstoffe, 2010). Innerhalb der EU wird die Untersuchung aller Parameter an der Fraktion < 63 μm favorisiert (Ad-hoc AG Schadstoffe, 2010). Sollte dies zum „Standard“ werden, wäre auch im Rahmen der UPB zu diskutieren ob es zu einer Anpassung der zu untersuchenden Korngrößen kommen muss oder ob aufgrund der meist geringen Sandgehalte dies vernachlässigt werden kann.

Eine weitere Frage die in Zukunft diskutiert werden kann ist in wie weit Schwebstoffe auch zum Monitoring anderer organischer Substanzen beitragen können. So zeigen zum Beispiel Untersuchungen von Ahrens et al. (2010), dass PFC mit mittleren Kettenlängen ($C_7 - C_{11}$) in höheren Anteilen auch an Schwebstoffen gebunden werden können (z. B. PFOS). Auch bei Pharmazeutika gibt es Hinweise dass Schwebstoffe einen großen Anteil an der Fracht haben können. Ferreira da Silva et al. (2011) untersuchten das Vorkommen und die Verteilung von Pharmazeutika im Wasser, Schwebstoffen und Sediment im Ebroeinzugsgebiet und konnten zeigen, dass Verbindungen mit basischen Eigenschaften (pK_s -Werten über 7) überwiegend an Schwebstoffen gebunden werden und nicht in der freien Wasserphase vorliegen (z. B. Chloramphenicol, Sulfamethacin, Betablocker).

6 Abstract

Since 2005 suspended particulate matter (SPM) is sampled monthly at sampling sites in six German rivers (Rhine, Elbe, Danube, Saar, Saale, and Mulde). Samples of SPM (sieved as fraction < 2 mm) of one year and sampling site eventually are combined to annual samples and stored at -150°C in the archive of the German Environmental Specimen Bank (ESB).

Prior to storage the SPM samples are characterized physically and chemically and analyzed for a set of elements (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, P, Pb, Se, Tl, Zn) and organic compounds (PAH and chlorohydrocarbons). In this report results of the investigation period 2005 to 2009 are compiled and discussed.

The data show that the physical and chemical parameters (e.g., texture, carbon content, and pH) at each sampling site are quite constant over time and show no trends. This indicates that the mode of sampling, i.e., monthly sampling and pooling of the samples to obtain yearly homogenates, obviously yields representative and reproducible samples that are not or only slightly influenced by single events like floods.

Element concentrations in SPM differ significantly between sampling sites. Generally, elements are lowest in SPM from the rivers Rhine and Danube. In both rivers a downstream increase can be observed. Highest element levels are detected in the Elbe tributaries Saale and Mulde. Mining activities are the most likely source here. Relatively high element loads are also found at the sampling sites of the upper Elbe. These are partly imported from the Czech Republic and decrease downstream of the border. In many cases, however, levels increase again as the Elbe passes the river Saale mouth.

No temporal trends are observed for elements at any site during the study period.

SPM contamination with organic compounds also differs significantly between rivers and sampling sites. PAH concentrations are highest in the rivers Saar, Elbe and Saale while relatively low levels are detected in SPM from the rivers Rhine and Danube. In the Rhine, PAH levels increase downstream as the river flows through the densely populated area around Cologne and the Ruhr conurbation. In contrast, a downstream decrease is found in the Danube which is probably related to dilution effects by the river Inn which enters the Danube near the most downstream sampling site Jochenstein.

The organochlorine pesticides DDX (DDT and degradation products) and HCH (hexachlorobenzene) are highest in SPM from the rivers Mulde and Elbe. This may be explained by the fact that both compounds were used longer and more extensively in the former German Democratic Republic compared to the western part of Germany. Lowest levels of DDX and HCH are found in the Danube.

Highest concentrations of PCB (polychlorinated biphenyls, sum of seven congeners) are usually detected in SPM from the rivers Elbe and Saar while lowest levels are observed in the Danube and at the Rhine sampling site Weil.

In the Elbe, no downstream trends are apparent for PCB, DDX and HCH and only little differences are observed between the sampling sites. The only exemption is the most downstream sampling site Blankenese where the dilution effects of the North Sea water result in significantly lower SPM contaminations. In the rivers Rhine and Saar PCB, DDX and HCH increase downstream. In contrast, lowest concentrations in the river Danube are found

at the downstream sampling site Jochenstein which may be a result of dilution effects of the confluence with the river Inn.

In contrast to the findings for elements, temporal trends can be observed for the levels of several organic compounds although these trends are mostly not statistically significant because of the short study period. Examples are the decreasing concentrations of some PAH (e.g., benz[a]anthracene, benzo[a]pyrene and benzo[e]pyrene) in SPM from the Rhine and of the PCB congeners 101 and 118 in the Saar.

Direct comparison of ESB results with data of other monitoring programs is complicated due to differences in samplings methods, sampling intervals and sampling sites.

7 Literatur

- Ad-hoc AG Schadstoffe der AG OPW der FGG Elbe (2010): Empfehlungen für Schwebstoffuntersuchungen an Überblicksmessstellen im Elbeeinzugsgebiet. http://www.mugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.2342.de/wrrl_schweb.pdf
- Alloway, B. J. (Hrsg) (1999): Schwermetalle in Böden. Springer Verlag Berlin, ISBN-10: 3540620869, 564 S.
- Ahrens, L., Taniyasu, S., Yeung, Yamashita, N., Lam, P., Ebinghaus, R. (2010): Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japan. *Chemosphere*, 79, 266-272
- Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (AGG Elbe) (2000): Multielementanalysen von Wasserproben der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse. http://edoc.bibliothek.uni-halle.de/servlets/MCRFileNodeServlet/HALCoRe_derivate_0000068/Multielement.pdf
- Ferreira da Silva, B., Jelic, A., Lopez-Serna, R., Mozeto, A. A., Petrovic, M., Barcelo, D. (2011): Occurrence and distribution of pharmaceuticals in surface water, suspended solids and sediments of the Ebro river basin, Spain. *Chemosphere*, 85, 1331-1339
- Flussgebietsgemeinschaft Rhein (FGG Rhein) (2012): Zahlentafeln der chemisch-physikalischen Untersuchungen. <http://maps.wasserblick.net:8080/dkrr-zt/>
- Heise, S., Krüger, F., Förstner, U., Baborowski, M., Götz, R. Stachels, B.(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.
- Internationale Kommission zum Schutz der Donau (IKSD) (2012): <http://www.icpdr.org>
- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) (Hrsg) (2005): Vierter Bericht über die Erfüllung des „Aktionsprogramms Elbe“ im Zeitraum 2003 bis 2004. Magdeburg, 64 S.
- Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) (2011): Vergleich des Istzustandes mit dem Sollzustand des Rheins 1990 bis 2008. http://www.iksr.org/uploads/media/193_d_03.pdf
- Kraft, C. (2007): Schwermetallbelastung und Elementspeziation in Sedimenten der Mulde und Elbe unter besonderer Berücksichtigung von Arsen und Blei. Dissertation Universität Braunschweig, 284 S.
- Prange, A., Furrer, R., Einax, J. W. (2000): Die Elbe und ihre Nebenflüsse : Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfalls e.V., Hennef. ISBN 3-933707-63-3, 207 S.

- Rohde, S. (2010): Altbergbau im Erzgebirge und seine Einflüsse auf Grund- und Oberflächengewässer. 7. Gewässerforum Mulde – weiße Elster, Annaberg-Buchholz, 28.10.2010.
http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/7_Forum_MWE_Diskussionsrunde_Altbergbau_ROHDE.pdf
- Rüdel, H., Fliedner, A., Herrchen, M. (2007): Strategie für ein stoffangepasstes Gewässermonitoring (Machbarkeitsstudie). Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Stubenring 1, 1010 Wien, 364 S.
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (SLULG) (2011).
<http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/7112.htm>
- Salmi, T., Määttä, A., Antilla, P., Ruoho-Airola, T., Amnell, T. (2002): Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendalltest and Sen's slope estimates – The Excel template application MAKESENS. Publications on air quality, no. 31, Finnish Meteorological Institute, Helsinki, ISBN 951-697-563-1, 35 pages.
- Schulze, T., Ricking, M. (2005): Entwicklung einer Verfahrensrichtlinie „Sedimente und Schwebstoffe“.
<http://www.umweltprobenbank.de/de/documents/publications/11929>
- Schulze, T., Ricking, M., Schröter-Kermani, C., Körner, A., Denner, H-D., Weinfurtner, K., Winkler, A. and Pekdeger, A. (2007): The German Environmental Specimen Bank. Sampling, processing, and archiving sediment and suspended particulate matter. Journal of Soils and Sediments, Vol. 7, 6, p. 361-367
- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (StMUGV) (2005): Bericht zur Bestandsaufnahme gemäß Art. 5, Anhang II und Anhang III, sowie Art. 6, Anhang IV, der WRRL für das Deutsche Donaugebiet. 133 S.
http://www.lfu.bayern.de/wasser/wrrl/bestandsaufnahme/doc/donau_bestandsaufnahme.pdf
- Umweltbundesamt (UBA) (2012):
<http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/fluesse-und-seen/fluesse/bewertung/chemische-gewaesserklassifikation.htm>
- Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) (2011). BGBl. I S. 1429