



Elbebericht 2008

Ergebnisse des nationalen Überwachungsprogramms Elbe der Bundesländer
über den ökologischen und chemischen Zustand der Elbe nach EG-WRRL
sowie der Trendentwicklung von Stoffen und Schadstoffgruppen



Elbebericht 2008

Ergebnisse des nationalen Überwachungsprogramms Elbe der Bundesländer
über den ökologischen und chemischen Zustand der Elbe nach EG-WRRL
sowie der Trendentwicklung von Stoffen und Schadstoffgruppen

Gemeinsamer Bericht der Bundesländer:

**Freistaat Bayern
Land Berlin
Land Brandenburg
Freie und Hansestadt Hamburg
Land Mecklenburg-Vorpommern
Land Niedersachsen
Freistaat Sachsen
Land Sachsen-Anhalt
Land Schleswig-Holstein
Freistaat Thüringen**

und der Bundesrepublik Deutschland

Bearbeitet:

**Dipl.-Ing. Michael Bergemann
Dipl.-Biol. Thomas Gaumert**
Geschäftsstelle der FGG Elbe
Außenstelle Hamburg
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Zusammenfassung	1
1. Summary	3
2. Einleitung	5
3. Beschreibung des ökologischen Zustandes/Potenzials	9
3.1 Biologische Qualitätskomponenten und spezifische Schadstoffe	9
3.1.1 Der Elbestrom von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven	9
3.1.2 Hauptzuflüsse der Elbe	12
3.2 Hydromorphologische Qualitätskomponenten	14
3.2.1 Abfluss und Abflussdynamik	14
3.2.2 Durchgängigkeit der Fließgewässer	18
3.3 Chemische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	22
3.3.1 Wassertemperatur, Sauerstoffhaushalt, pH-Wert	22
3.3.2 Nährstoffe	27
3.3.3 Entwicklung der Schadstoffgehalte	36
4. Beschreibung des chemischen Zustandes	46
4.1 Chemischer Zustand der Elbe und Hauptzuflüsse nach national geltendem Recht (2008)	46
4.1.1 Der Elbestrom von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven	46
4.1.2 Hauptzuflüsse der Elbe	46
4.2 Chemischer Zustand der Elbe und Hauptzuflüsse unter Berücksichtigung der Tochtrichtlinie Umweltqualitätsnormen (2008/105/EG)	50
4.2.1 Der Elbestrom von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven	52
4.2.2 Hauptzuflüsse der Elbe	52
4.3 Entwicklung der Schadstoffgruppen	57
5. Sonderkapitel	62
5.1 Wärmelastplan für die Tideelbe	62
5.1.1 Veranlassung	62
5.1.2 Inhalt des Wärmelastplanes Tideelbe	62
5.2 Dieselölnunfall auf der Elbe bei Hamburg-Altengamme	63
5.3 Erhöhte Dinitrotoluolwerte bei Schmilka/Hrensko	64
5.4 Dioxine und PCB in Feststoffen aus der Elbe, ihren Nebenflüssen und der Nordsee (Längsprofilaufnahme 2008, Kurzfassung)	64
5.4.1 Einführung	64
5.4.2 Methodische Vorgehensweise	65
5.4.3 Ergebnisse und Diskussion	65
5.4.4 Literaturverzeichnis	69
5.5 Vergleich der Jahresfrachten 1986 und 2008	71
Anhang	75

1. Zusammenfassung

Der Gewässergütebericht der Elbe 2008 beschreibt nach den Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) den Zustand der Oberflächenwasserkörper (OWK) des Elbestroms und der Mündungsprofile verschiedener Hauptzuflüsse. Eine Teilmenge der Überblicksüberwachungsmessstellen im Einzugsgebiet der Elbe wird zu einem „Internationalen Messprogramm Elbe“ gruppiert, das zwischen den beteiligten Mitgliedstaaten abgestimmt ist. Das Internationale Elbemessprogramm umfasst 9 Messstellen im Elbestrom (4 in Tschechien und 5 in Deutschland) und 10 Messstellen an bedeutenden Zuflüssen. Bei den Zuflüssen werden in Deutschland die Mündungsbereiche von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und deren Nebenflüsse Unstrut und Weiße Elster sowie von Havel und deren Nebenfluss Spree einbezogen. Damit kann an 19 Messstellen (7 in Tschechien und 12 in Deutschland) in der internationalen Flussgebietseinheit Elbe ein Überblick über den Belastungszustand aktuell vorgehalten und über die Einstellung auf der Internetseite der IKSE dokumentiert werden.

Der vorliegende Bericht zeigt für die OWK der oben genannten Messstellen auf deutschem Gebiet, wo das bis zum Jahr 2015 zu erreichende Ziel „guter Zustand“ erreicht bzw. verfehlt wird. Die Bewertung des ökologischen Zustandes, bzw. im Falle von erheblich veränderten Gewässern des ökologischen Potenzials, erfolgt nach bundesweit abgestimmten Verfahren für eine Vielzahl von biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten. Danach befinden sich fünf von 10 OWK des Elbestroms in einem nur „unbefriedigenden ökologischen Zustand“. Die anderen fünf weisen einen „mäßigen ökologischen Zustand“ bzw. im Falle der erheblich veränderten Tideelbe ein „mäßiges ökologisches Potenzial“ auf. In sechs OWK liegen außerdem Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen (UQN) vor, die sich auf die spezifischen Schadstoffe beziehen (PCB Nr. 138, 153, 180 sowie Zink, Arsen, Dibutylzinn, Triphenylzinn und Bentazon). Diese sind ebenfalls im Zusammenhang mit der Bewertung des

ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials zu betrachten.

Eine entsprechende Bewertung des ökologischen Zustands/ökologischen Potenzials fand auch in den mündungsnahen OWK der sieben wichtigsten Nebenflüsse der Elbe statt. Im Einzelnen handelt es sich um die Schwarze Elster bei Gorsdorf, die Mulde bei Dessau, die Weiße Elster bei Halle-Ammendorf, die Unstrut bei Freyburg, die Saale bei Rosenberg, die Spree bei Sophienwerder und die Havel bei Toppel. Die Ergebnisse schwanken zwischen „mäßigem“ und „schlechtem ökologischen Zustand/Potenzial“. In vier der sieben OWK liegen außerdem Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen vor, die sich auf spezifische Schadstoffe beziehen (Mulde: Zink, Arsen, Dibutylzinn, Tetrabutylzinn; Weiße Elster: Zink, Dibutylzinn; Saale: Zink; Spree: Kupfer, Zink, PCB Nr. 52, 101, 118, 138, 153, 180).

Bei der Bewertung des chemischen Zustands des Elbestroms nach national geltendem Recht war zu prüfen, ob in den einzelnen OWK die Umweltqualitätsnormen von EU-weit geltenden Schadstoffen (Schwermetalle, Pestizide, Industriechemikalien, andere Schadstoffe und Nitrat) eingehalten wurden oder nicht. Die Ausweisung erfolgt entsprechend als „gut“ bzw. „nicht gut“. In sechs der 10 OWK im deutschen Abschnitt des Elbestromes wurde der „gute chemische Zustand“ festgestellt. In den anderen vier OWK kam es zu Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen (p,p'-DDT, Fluoranthen und Benzo(a)pyren).

Die Bewertung des chemischen Zustandes nach national geltendem Recht der Hauptzuflüsse ergab, dass sich fünf der sieben mündungsnahen OWK in einem „guten chemischen Zustand“ befinden. In den beiden anderen wurden die Umweltqualitätsnormen von bestimmten Schadstoffen nicht eingehalten (Mulde: Gesamt-HCH; Spree: Fluoranthen, Benzo(a)pyren).

Die Bewertung des chemischen Zustandes der Elbe und Hauptzuflüsse nach zukünftiger

Tochter-Richtlinie Umweltqualitätsnormen (2008/105/EG), die durch die Mitgliedstaaten 18 Monate nach Inkrafttreten bis zum 13.07.2010 in national geltendes Recht umzusetzen ist, werden eine Reihe von Änderungen auch zur Einstufung des chemischen Zustandes der OWK vorgegeben, z. B. Erhöhung des Umfangs der zu berücksichtigenden Umweltqualitätsnormen oder Verschärfungen, aber auch Herabsetzung von Umweltqualitätsnormen.

Im Hinblick auf den Elbestrom bleibt als vorläufiges Ergebnis festzuhalten, dass - bezogen auf die Schadstoffgruppen „Schwermetalle“ und „Industriechemikalien“ sowie auf das Nitrat - in allen 10 OWK keine UQN-Überschreitungen festgestellt wurden. Aus der Gruppe der Pestizide kam es in dem OWK zwischen Saale und Havelmündung zu einer UQN-Überschreitung durch Hexachlorcyclohexan (Gesamt-HCH). In der Gruppe der „anderen Schadstoffe“ traten die meisten UQN-Überschreitungen auf. Hiervon waren alle OWK von der deutsch/tschechischen Grenze bis zur Mündung betroffen. Auffällig waren Gesamt-DDT, p,p'-DDT, Σ Benzo(g,h,i)-perylene+Indeno(1,2,3-cd)-pyren und Tributylzinnverbindungen. Hieraus resultiert für die Gesamtbewertung des deutschen Abschnittes des Elbestromes ein „nicht guter chemischer Zustand“.

Die Bewertung des chemischen Zustandes der Hauptzuflüsse nach zukünftiger Tochter-Richtlinie Umweltqualitätsnormen (2008/105/EG) ergab für die OWK Schwarze Elster bei Gorsdorf und Havel bei Toppel keine UQN-Überschreitungen. Entsprechend war ein „guter chemischer Zustand“ auszuweisen. Die OWK der übrigen fünf Hauptzuflüsse wiesen hingegen einen „nicht guten chemischen Zustand“ auf. Im Einzelnen verursachten dies in der Mulde bei Dessau aus der Gruppe der „Schwermetalle“ das Cadmium und seine Verbindungen, aus der Gruppe der „Pestizide“ das Hexachlorcyclohexan (Gesamt-HCH), aus der Gruppe der „Industriechemikalien“ das Bis(2-ethyl-hexyl)-phtalat (DEHP) und aus der Gruppe der „anderen Schadstoffe“ das Σ Benzo(g,h,i)-perylene+Indeno(1,2,3-cd)-pyren sowie Tributylzinnverbindungen. Im OWK Weiße Elster bei

Halle-Ammendorf überschritten aus der Gruppe der „Schwermetalle“ Quecksilber und Quecksilberverbindungen (gel.), aus der Gruppe der „Industriechemikalien“ das Bis(2-ethyl-hexyl)phtalat (DEHP) und aus der Gruppe der „anderen Schadstoffe“ das Σ Benzo(g,h,i)-perylene+Indeno(1,2,3-cd)-pyren sowie Tributylzinnverbindungen die entsprechenden Umweltqualitätsnormen. In der Unstrut bei Freyburg waren lediglich aus der Gruppe der „anderen Schadstoffe“ die Tributylzinnverbindungen zu beanstanden. In der Saale bei Rosenberg wurden die Umweltqualitätsnormen nicht eingehalten für Cadmium und seine Verbindungen aus der Gruppe der „Schwermetalle“ sowie für Σ Benzo(g,h,i)-perylene+Indeno(1,2,3-cd)-pyren und Tributylzinnverbindungen aus der Gruppe der „anderen Schadstoffe“. In der Spree bei Sophienwerder war lediglich das Σ Benzo(g,h,i)-perylene, Indeno(1,2,3-cd)-pyren aus der Gruppe der „anderen Schadstoffe“ zu beanstanden.

Im Zusammenhang mit den hydromorphologischen Qualitätskomponenten wird insbesondere die Bedeutung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Zielerreichung der EG-WRRRL dargestellt. Es werden Maßnahmen beschrieben, die für eine standortgerechte Ausbildung der Fischfauna notwendig sind. Zu diesem Zweck wurden im deutschen Einzugsgebiet der Elbe überregionale Vorranggewässer ausgewiesen und die Querbauwerke erfasst, die die Durchgängigkeit, z. B. für Langdistanzwanderarten, behindern und damit das Ziel „guter ökologischer Zustand“ gefährden. Bis zum Jahr 2015 sollen 135 Querbauwerke von insgesamt 276 Stück so durchgängig gemacht werden, dass sie sowohl den Auf- als auch den Abstieg der Fische und Rundmäuler, aber auch anderer Kleinlebewesen (Makrozoobenthos), gewährleisten. Bei etlichen Querbauwerken wurden inzwischen die Arbeiten zur Verbesserung ihrer Durchgängigkeit aufgenommen, so z. B. am Nordufer des Wehres Geesthacht, das im Unterlauf der Elbe die Schnittstelle zwischen Binnenelbe und Tideelbe darstellt sowie am Auslauf des Muldestausees.

Darüber hinaus wird im Gewässergütebericht 2008 - ähnlich wie in den zurückliegenden Jah-

ren - eine Trendbetrachtung zu den Schadstoffen vorgenommen. Weitere Sonderkapitel beschäftigen sich mit dem Wärmelastplan der Tideelbe, dem Dieselölunfall auf der Elbe bei Hamburg-Altengamme, Dinitrotoluolwerte bei

Schmilka/Hrensko, den Dioxinen und PCB in Feststoffen aus der Elbe, ihren Nebenflüssen und der Nordsee und einem Vergleich der Jahresfrachten 1986 und 2008.

1. Summary

In the present water quality report for the river Elbe for 2008, a description of the water body state of the river Elbe and various tributaries is provided according to the specifications of the European Water Framework Directive (EC-WFD). A part of the overview monitoring stations in the river catchment area is the subject of the „International Monitoring Program Elbe“ agreed by the joined states. The International Monitoring Program has 9 monitoring stations on the river Elbe itself and 10 stations on important tributaries. In Germany the mouth of the Schwarze Elster, Mulde, Saale and its tributaries Unstrut and Weiße Elster, as well as the Havel and its tributary Spree is included. By this 19 monitoring stations (7 in Czechia and 12 Germany) an overview of the present status of the Elbe river basin district can be given, that is documented on the homepage of the International Commission for the Protection of the Elbe River (IKSE).

This report details the surface water bodies (SWB) of the German part, mentioned by the monitoring stations above, where the targeted aim of achieving a „good status“ is likely to succeed by 2015 and where this is not the case. The method used to assess the *ecological status*, or in the case of so-called heavily modified waters the *ecological potential*, has been devised for common implementation throughout Germany. It involves a wide range of biological, hydromorphological and physico-chemical quality elements. According to this method, five of the ten SWB must be ranked as having a „poor ecological status“. The other five sections have either a „moderate ecological status“, or in the case of the heavily modified tidal Elbe a „moderate ecological potential“. Further, six of the SWBs fail to achieve set environmental quality standards (EQS) based on specific

pollutants (PCB No. 138, 153, 180, zinc, arsenic, dibutyltin, triphenyltin and Bentazon). These results must also be taken into account in evaluating the ecological status or potential.

A similar evaluation was carried out for the SWBs of seven main tributaries of the Elbe which lie closest to their mouth. The individual measurement points involved are Gorsdorf (Schwarze Elster) Dessau (Mulde), Halle-Ammendorf (Weiße Elster), near Freyburg (Unstrut), Rosenberg (Saale), Sophienwerder (Spree) and Toppel (Havel) (river names in brackets). The results range from „moderate“ to „poor“ ecological status/potential. In addition, in four of the seven SWBs concentrations for certain pollutants were measured which indicate that the relevant environmental quality standards were not met (Mulde: zinc, arsenic, dibutyltin, Tetrabutyltin; Weiße Elster: zinc, dibutyltin; Saale: zinc; Spree: copper, zinc, PCB No. 52, 101, 118, 138, 153, 180).

In the evaluation of the chemical status of the river Elbe relating the present national law the task involved was to ascertain whether the environmental quality standards had been met in respect of pollutants (heavy metals, pesticides, industrial chemicals, other substances and nitrates) for each individual SWB. The possible results of the evaluation are either „good“ or „fails to achieve the status good“. Six of the ten SWBs returned the ranking „good chemical status“, whereas in the other four SWBs the environmental quality standards were not met (p,p'-DDT, fluoranthene and benzo(a)pyrene).

The evaluation of the chemical status of the main tributaries relating the present national law returned the ranking „good chemical status“ for five of the seven SWBs close to their

mouth. The environmental quality standards for certain pollutants were not achieved in the other two tributaries (Mulde: total HCH; Spree: fluoranthene, benzo(a)pyrene).

The evaluation of the chemical status of the river Elbe and its main tributaries relating the future subsidiary directive (2008/105/EC), that has to be transformed into national law 18 month after entry into force until 13.07.2010, will result some changes of the chemical status of the SWBs. Some EQS will be tightened and some will be easier to met.

The preliminary result for the river Elbe is, that all ten SWB met the EQS of the groups „heavy metals“ and „industrial chemical“ as well as nitrate. In the SWB between mouth the Saale and mouth of the Havel total HCH was above the EQS (group „pesticide“). The group „other pollutants“ showed the highest number of exceedances. All SWB between the czech/german border and the North Sea were involved. Noticeable was total DDT, p,p'-DDT, Σ benzo(g,h,i)-perylene+indeno(1,2,3-cd)-pyrene and the tributyltin compounds. The final result of the evaluation of the river Elbe is „no good chemical status“.

The evaluation of the chemical status of the main tributaries relating the future subsidiary directive (2008/105/EC) resulted no exceedances of EQS in the SWB Gorsdorf (Schwarze Elster) and Toppel (Havel). That meant a „good chemical status“. The other five SWB of the main tributaries showed a „no good chemical status“. This was caused in the Mulde at Dessau by the heavy metal cadmium and its compounds, the pesticide total HCH, the industrial chemical bis(2-ethyl-hexyl)-phtalat (DEHP) and the „other pollutants“ Σ benzo(g,h,i)-perylene+indeno(1,2,3-cd)-pyrene and the tributyltin compounds. In the SWB Schwarze Elster at Halle-Ammendorf the heavy metall mercury and ist compounds (dissolved), the industrial chemical bis(2-ethyl-hexyl)phtalat (DEHP) and the „other pollutants“ Σ benzo(g,h,i)-perylene + indeno (1,2,3-cd)-pyrene and the tributyltin compounds exceeded the corresponding environmental quality standards. In the Unstrut at Freyburg

only the tributyltin compounds of the group „other pollutants“ have to be complained. The the Saale at Rosenberg the EQS were not met by cadmium and ist compounds (group „heavy metals“) and Σ benzo(g,h,i)-perylene + indeno (1,2,3-cd)-pyrene and the tributyltin compounds (group „other pollutants“). In the Spree at Sophienwerder only Σ benzo(g,h,i)-perylene + indeno(1,2,3-cd)-pyrene (group „other pollutants“) has to be complained.

In the context of the hydromorphological quality components, the EC-WFD lays special emphasis on the aspect of river continuity. Those measures are described which are necessary to allow the piscine fauna to develop appropriately in the given location. For the purposes of evaluation of the German section of the catchment area, rivers of interregional significance were identified and all the transverse structures which hinder the continuity (e.g. for long distance migratory species), and thus prejudice the aim of achieving a 'good ecological status' were catalogued. By 2015, 135 of a total of 276 transverse structures are to be rendered such as to allow river continuity for fish and cyclostomes as well as other small organisms (benthic invertebrate fauna) travelling both upstream and downstream. On several transverse structures the work has started to improve the continuity. This takes place for example on the northern bank at the weir Geesthacht, that is the interface between the inland Elbe and the tidal Elbe as well as on the outlet of the Mulde reservoir.

The water quality report for the river Elbe for 2008 also contains, as in previous years, observations of development trends for the pollutants concerned. Further special chapters are devoted to the topics of warmth burden plan of the tidal Elbe, diesel oil accident on the Elbe at Hamburg-Altengamme, dinitrotoluen at Schmilka/Hrensko, dioxins and PCB in solids of the Elbe, its tributaries and the North Sea, and freight comparisons for certain constituent substances of 1986 and 2008.

2. Einleitung

Europäische Wasserrahmenrichtlinie

Am 22.12.2000 wurden mit dem Inkrafttreten der „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ (im Folgenden nur Wasserrahmenrichtlinie bzw. WRRL) umfangreiche Neuregelungen für den Gewässerschutz und die Wasserwirtschaft in Europa geschaffen. Mit diesem Dokument wurde ein Großteil der bisherigen europäischen Regelungen zum Gewässerschutz in einer Richtlinie gebündelt und um moderne Aspekte des Gewässerschutzes ergänzt.

Ziel der Wasserrahmenrichtlinie ist es, bis 2015 den guten Zustand der Oberflächengewässer (und des Grundwassers) zu erreichen. Unter bestimmten Voraussetzungen sind Fristverlängerungen bis 2027 möglich. Die aufzustellenden Bewirtschaftungspläne für die ausgewiesenen Flussgebietseinheiten sind das Instrument zur Erreichung dieses Ziels. In diesen Plänen werden auf der Grundlage des ermittelten Zustands der Gewässer Umweltziele und Maßnahmen zu ihrer Erreichung vorgeschlagen. Der 1. Entwurf des Bewirtschaftungsplanes ging am 22. Dezember 2008 in die öffentliche Anhörung. Nach Abschluss der Anhörung sind Aktualisierungen und Vervollständigungen vorgenommen worden, die auch die Anregungen aus der Vielzahl der eingegangenen Stellungnahmen berücksichtigen. Am 22. Dezember 2009 wurde der internationale und nationale Bewirtschaftungsplan mit Maßnahmenprogramm für die Flussgebietseinheit Elbe bzw. Flussgebietsgemeinschaft Elbe der Öffentlichkeit übergeben.

Gewässergütebericht der Elbe 2008

Der vorliegende Gewässergütebericht der Elbe 2008 spiegelt in erster Linie die Ergebnisse aus der „Überblicksweisen Überwachung“ nach WRRL für den Elbestrom und für verschiede-

ne Hauptzuflüsse wider. Das Überblicksmonitoring dient der Überprüfung der Bestandsaufnahme (2005) und der Bewertung langfristiger Trends an ausgewählten Messstellen der FGG Elbe. Er zeigt abschnittsweise für die Flussgebietsgemeinschaft Elbe auf, wo der gute Zustand erreicht bzw. nicht erreicht wurde. Aufgrund der besonderen Vorgaben, die die WRRL mit sich bringt, unterscheidet sich die Ergebnisdarstellung zum Teil deutlich von der in den zurückliegenden Gewässergüteberichten der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe.

Die Bewertung und Darstellung der Untersuchungsergebnisse bezieht sich nunmehr auf sogenannte Oberflächenwasserkörper (OWK; **Abb. 1**). Ein OWK im Sinne der WRRL ist ein einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers. Die OWK wurden auf der Basis der Kategorisierung und Typisierung so abgegrenzt, dass ihre Zustände genau beschrieben und mit den Umweltzielen der WRRL verglichen werden können.

Sofern Oberflächengewässer oder Abschnitte hiervon durch den Menschen in ihrem Wesen physikalisch erheblich verändert wurden und durch intensive und dauerhafte oder ggf. irreversible Nutzungen geprägt sind, können die davon betroffenen OWK als „erheblich verändert“ ausgewiesen werden.

Die Bewertung des Zustandes der OWK in den Kategorien Flüsse und Übergangsgewässer erfolgt in Kombination aus gewässerökologischen Untersuchungen, immissionsseitigen chemisch-physikalischen Messungen, Belastungsanalysen und Analogieschlüssen (Expertenwissen).

Für die Bewertung von Schadstoffen werden Umweltqualitätsnormen herangezogen. Umweltqualitätsnormen sind Konzentrationen bestimmter Schadstoffe oder Schadstoffgruppen, die in Wasser, Sedimenten und Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden dürfen.

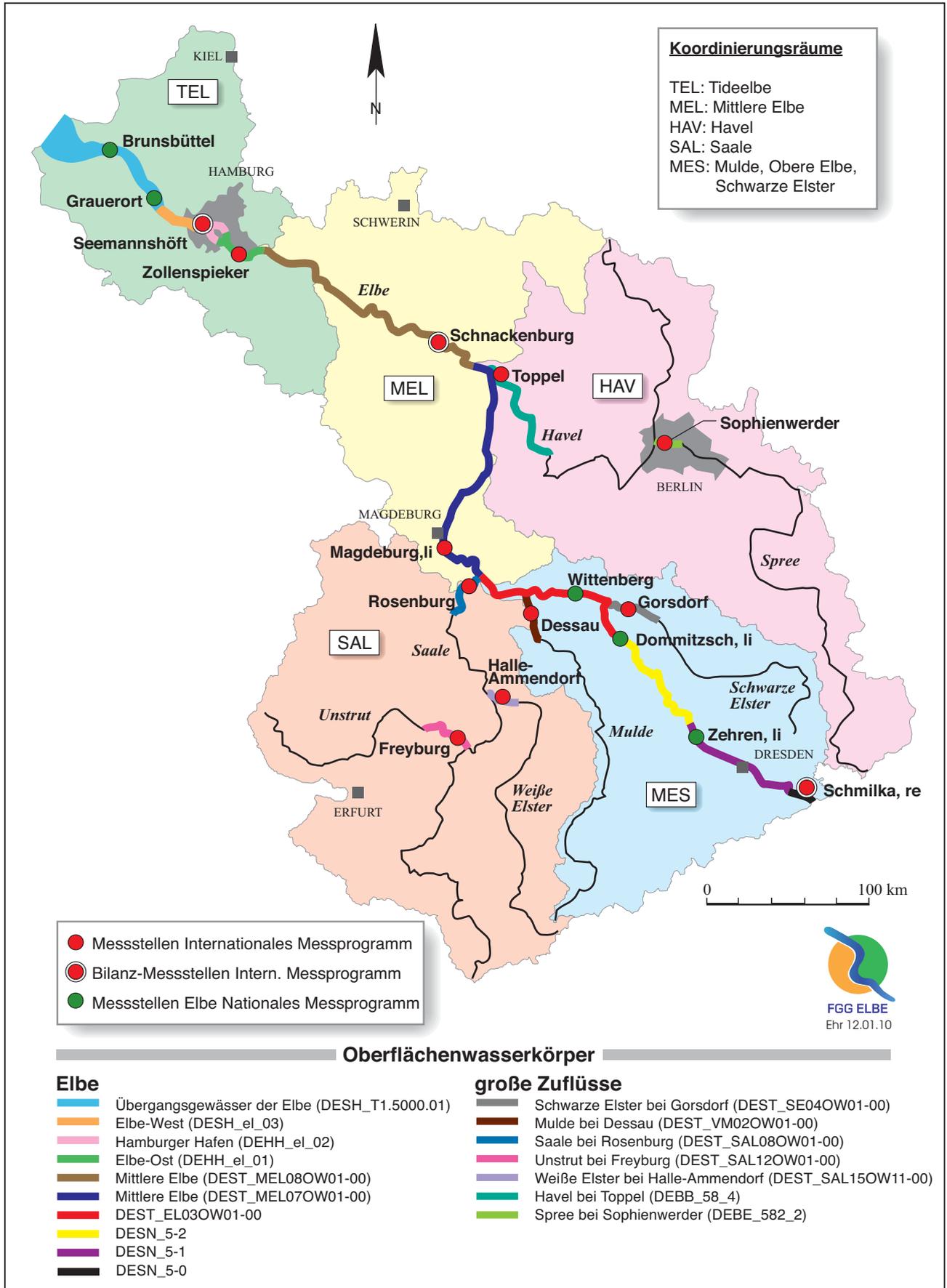


Abb. 1 Oberflächenwasserkörper und Messstellen an der Elbe und an den großen Zuflüssen

Bewertung des ökologischen Zustands

Die Bewertung des ökologischen Zustandes eines OWK erfolgt anhand von biologischen Qualitätskomponenten ergänzt durch hydromorphologische sowie chemische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten. Das Ergebnis wird in einer fünf-stufigen Skala (sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend, schlecht) abgebildet.

Die Einstufung erfolgt OWK-bezogen unter Betrachtung des schlechtesten Bewertungsteilergebnisses aus den biologischen Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna, Fischfauna). Das bedeutet, dass ein Wasserkörper, der nur in einer biologischen Qualitätskomponente noch deutliche Defizite aufweist, aber ansonsten alle Anforderungen erfüllt, in der Gesamtbewertung als schlecht einzustufen ist – also ebenso behandelt wird wie ein OWK, der neben der Verfehlung aller biologischen Komponenten auch zahlreiche Umweltqualitätsnormen verfehlt. Für die Interpretation der Ergebnisse und die Maßnahmenableitung kommt daher den Einzelergebnissen eine hohe Bedeutung zu.

Unterstützend werden physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (Hintergrund-/Orientierungswerte für allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten und Umweltqualitätsnormen für sogenannte spezifische Schadstoffe) herangezogen. Bei Nichteinhaltung mindestens einer der national festgelegten Umweltqualitätsnormen für spezifische Schadstoffe kann die Einstufung maximal in den mäßigen ökologischen Zustand erfolgen. Kartografisch wird dies durch einen schwarzen Punkt im Wasserkörper angezeigt.

Die Umweltqualitätsnormen gelten als eingehalten, wenn die Jahresmittelwerte der gemessenen Schadstoffkonzentrationen die Umweltqualitätsnormen an den Messstellen nicht überschreiten. Im Anhang sind die Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustandes in der **Tab. A1** aufgeführt.

Für den sehr guten Zustand werden zusätzlich hydromorphologische Komponenten und die Konzentrationen der spezifischen synthetischen (kleiner Nachweisgrenze) und nicht-synthetischen (Hintergrundwerte) Schadstoffe bewertet.

Bewertung des ökologischen Potenzials

Im Falle von erheblich veränderten OWK wird an Stelle des ökologischen Zustands das ökologische Potenzial auf Basis der verschiedenen Qualitätskomponenten ausgewiesen. Die Darstellung erfolgt in einer vier-stufigen Skala (gut und besser, mäßig, unbefriedigend, schlecht). Das gute ökologische Potenzial gilt als erreicht, wenn alle Verbesserungsmaßnahmen nach einer vorangegangenen Kosten/Nutzenanalyse und Effizienzprüfung von der Öffentlichkeit akzeptiert und anschließend umgesetzt wurden. Die aktuell vorgenommene Einstufung des ökologischen Potenzials basiert auf länderspezifischen Abschätzungen und ist als „vorläufig“ zu betrachten.

Bewertung des chemischen Zustands

Die Bewertung des chemischen Zustands der Oberflächenwasserkörper erfolgt durch Vergleich mit den EU-weit festgelegten Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe aus den Anhängen IX und X WRRL. Sie wurden in entsprechende Länderverordnungen überführt. Außerdem werden Umweltqualitätsnormen aus allen anderen einschlägigen Rechtsvorschriften der EU (bisher nur aus der Nitratrichtlinie) herangezogen, wobei für einige Schadstoffe in den Kategorien Übergangsgewässer und Küstengewässer strengere Umweltqualitätsnormen gelten als in den Binnenoberflächengewässern.

Die Umweltqualitätsnormen gelten als eingehalten, wenn die Jahresmittelwerte der gemessenen Schadstoffkonzentrationen die Umweltqualitätsnormen an den Messstellen nicht überschreiten. Die Darstellung erfolgt in den zwei Zustandsklassen „gut“ (kartenmäßige Darstellung blau) und „nicht gut“ (kartenmäßige Darstellung rot).

Mit der Entscheidung Nr. 2455/2001/EG vom 20. November 2001 wurde durch die EU eine Liste von 33 prioritären Stoffen verabschiedet und als Anhang X in die Wasserrahmenrichtlinie übernommen. Die Umweltqualitätsnormen zu diesen 33 prioritären Stoffen und fünf bestimmten anderen Schadstoffen gem. Artikel 16 der WRRL sind mit der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (sog. Tochterrichtlinie UQN) festgelegt und müssen bis zum 13.07.2010 in nationales Recht umgesetzt werden.

Die für die jetzt vorgenommene Bewertung des chemischen Zustands durch Länderverordnungen geregelten Umweltqualitätsnormen für die Schadstoffe zur Einstufung des chemischen Zustands einschließlich der im Bewirtschaftungsplan vorzunehmenden Schadstoffgruppierung sind in **Tab. A2** aufgelistet.

Nach Umsetzung der Tochterrichtlinie UQN wird eine Neubewertung des chemischen Zustands vorgenommen. Aufgrund der Veränderungen von Umweltqualitätsnormen werden sich Verschiebungen in der Bewertung einzelner Schadstoffe in der Gesamtbewertung des chemischen Zustands ergeben. Zusätzlich zu den Jahresdurchschnittskonzentrationen müssen dann einige Stoffe auch auf die zulässigen Höchstkonzentrationen überprüft werden.

In dem vorliegenden Bericht wird bereits die Bewertung des chemischen Zustandes nach der Tochterrichtlinie UQN vorgenommen, soweit dafür belastbare Daten vorlagen.

Gewässerökologische Bewertungsverfahren

Mit der Einführung der WRRL sind auch die Anforderungen an die Gewässerbewertung und -überwachung gestiegen. Über die aquatischen Lebensgemeinschaften soll der ökologische Ist-Zustand erfasst und aus den festgestellten Defiziten Maßnahmen abgeleitet werden. Der Erfolg oder Misserfolg von umgesetzten Maßnahmen wird in einem Erfolgsmonitoring dokumentierbar sein. Um die Wirkung hydrologischer, morphologischer und struktureller Belastungen zu indizieren, reichten die bisherigen Verfahren zur Gewässerbewertung nicht

mehr aus. Aus diesem Grunde wurden neue, bundeseinheitliche Bewertungsverfahren entwickelt, die insbesondere die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna und Fischfauna berücksichtigen. Alle diese Verfahren bauen auf dem typspezifischen Referenzzustand auf, der dem sehr guten Zustand entspricht.

Für Ästuare hat die Überprüfung der Anwendbarkeit von Bewertungswerkzeugen aus dem Binnenbereich für die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten allerdings gezeigt, dass diese Verfahren in den meisten Fällen nicht oder nur nach entsprechenden Anpassungen geeignet sind. Insbesondere die Masterfaktoren Tidenhub und periodische Strömungsumkehr mit kurzzeitigen Stauwasserphasen und in stromabwärts gelegenen Abschnitten auch stark schwankende Salzgehalte haben gravierende Auswirkungen auf die Ausprägung aquatischer Biozönosen. Sie unterscheiden sich deutlich von denen in tidefreien Flüssen und Strömen des Binnenlandes. Aus diesem Grunde mussten auch tidespezifische Verfahren, z.B. für die Elbe zwischen dem Wehr Geesthacht und Seegrenze bei Cuxhaven, neu entwickelt, erprobt und angepasst werden.

Durch eine mit der WRRL vorgegebene europaweite Harmonisierung der nationalen Bewertungsverfahren (den sogenannten Interkalibrierungsprozess) soll sichergestellt werden, dass die Ergebnisse der nationalen biologischen Bewertungsverfahren mit denen anderer Mitgliedsstaaten vergleichbar sind, und somit ein einheitliches Anforderungsniveau in der EU gilt.

Struktur des Gewässergüteberichtes der Elbe 2008

Vom Aufbau her orientiert sich der aktuelle Gewässergütebericht der Elbe 2008 an der Struktur der WRRL, die bereits im Gewässergütebericht 2007 berücksichtigt wurde. Abweichend hiervon wird im Text die Gruppe der spezifischen Schadstoffe direkt im Zusammenhang mit den Untersuchungsergebnissen der biologischen Qualitätskomponenten betrachtet

(**Kap. 3.1**). Sofern aus der Gruppe der spezifischen Schadstoffe Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen auftreten, sind diese durch einen schwarzen Punkt in der farblichen Darstellung bei der Gesamtbewertung des ökologischen Zustands/ökologischen Potenzials zu kennzeichnen. Hier besteht also ein unmittelbarer Bezug.

Die Gruppe der spezifischen Schadstoffe wird aber auch noch einmal unter dem Aspekt der Trendentwicklung im **Kap. 3.3.3** aufgegriffen – hier dann „ordnungsgemäß“ als Unterpunkt der chemischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten.

3. Beschreibung des ökologischen Zustandes/Potenzials

3.1 Biologische Qualitätskomponenten und spezifische Schadstoffe

3.1.1 Der Elbestrom von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven

Der Elbestrom in der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) erstreckt sich von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven. Er weist in diesem Abschnitt eine Lauflänge von 727,7 Strom-km auf. Aus hydrographischer Sicht lässt sich die Elbe in Obere, Mittlere und Untere Elbe unterteilen, wobei die Untere Elbe vom Wehr Geesthacht bis zur Seegrenze tidebeeinflusst ist und daher oftmals auch als Tideelbe bezeichnet wird.

Gemäß den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurden der Elbestrom und alle anderen Fließgewässer in der Flussgebietsgemeinschaft Elbe in zu bewertende Oberflächenwasserkörper (OWK) eingeteilt. Für den Binnenbereich des deutschen Elbestromes wurden insgesamt sechs OWK identifiziert. Einer davon wurde als Grenzgewässer-OWK ausgewiesen; für ihn muss durch Deutschland und Tschechien eine gemeinsame Bewertung vorgenommen werden.

Im Bereich der Tideelbe wurden vier OWK unterschieden. Der seewärtige OWK trägt die Bezeichnung „Übergangsgewässer“. Aufgrund seiner Nähe zu den Küstengewässern und des Tidegeschehens unterliegt er einem marinen Einfluss. Dieser OWK stellt die Brackwasserzone dar, in der stark schwankende Salzgehalte auftreten, die die Verbreitung vieler Organismen des Süßwasserbereiches als auch des marinen Bereiches begrenzen. In der Fluss-Lim-

nologie wird dieser untere Bereich des Ästuars auch als natürliche Sterbezone bezeichnet.

In Sinne der WRRL weist die Tideelbe noch eine weitere Besonderheit auf: Sie wurde durch nutzungsbedingte Ausbaumaßnahmen im Hinblick auf ihre Morphologie und Hydrologie deutlich verändert. Entsprechend wurden die OWK der Tideelbe - im Gegensatz zum deutschen Abschnitt der Binnenelbe - im Rahmen des durch die WRRL vorgeschriebenen Verfahrens als „erheblich verändert“ ausgewiesen. Für diesen komplizierten Ausweisungsprozess hatten die drei Elbeanrainerländer Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein eine eigene Arbeitsgruppe Tideelbestrom (AG TES) eingesetzt, in der nicht-behördliche Interessenvertreter und Behördenvertreter das Ziel gemeinsam verfolgten und zu einem formellen und konstruktiven Abschluss brachten. In Konsequenz hierzu erfolgt auf Basis der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten und der spezifischen Schadstoffe eine Bewertung des ökologischen Potenzials. Für den „natürlichen“ Binnenfluss hingegen findet für die einzelnen OWK eine Bewertung des ökologischen Zustandes statt.

Bei der Gesamtbewertung des ökologischen Potenzials der Tideelbe-OWK haben sich die drei Länder Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein zunächst darauf verständigt, für diese, unabhängig von dem Ergebnis

der ökologischen Zustandsbewertung durch die verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten, ein „mäßiges“ Potenzial anzunehmen. Da die Tideelbe im Wesentlichen durch kaum veränderbare Nutzungen geprägt ist (Hochwasserschutz, Schifffahrt, Hafenanlagen), werden technische Maßnahmen zur grundlegenden Verbesserung des ökologischen Potenzials nach Abwägung aller Gesichtspunkte eher eine lokale denn eine übergeordnete Rolle spielen. Gewisse Verbesserungen im Hinblick auf das ökologische Potenzial erwartet man für alle OWK von konzeptionellen Maßnahmen, wie Optimierung der landwirtschaftlichen Praxis, der Gewässerunterhaltung, der Kläranlagen und der nicht-gewerblichen Fischereinutzung. Nach Durchführung aller geplanten Maßnahmen wird sich - nach dieser pragmatischen Vorgehensweise - das gute ökologische Potenzial einstellen.

Als Ergebnis der im Jahr 2008 durchgeführten „Überblicksweisen Überwachung“ (Datenstand 10.08.2009, aktualisiert im Sept. 2009 für den Grenzgewässerwasserkörper) führt die Gesamtbewertung der OWK im Bereich des Elbestromes zwischen deutsch-/tschechischer Grenze und Wehr Geesthacht zu einem „unbefriedigenden ökologischen Zustand“ (Abb. 2; Ausnahme: OWK DEST_EL03OW01-00 – „mäßiger ökologischer Zustand“). Dieser ist auf das „unbefriedigende“ Teilergebnis zurückzuführen, welches das Phytoplankton aufgrund der hohen Nährstoffbelastung anzeigt, sowie beim OWK DEST_MEL07OW01-00 die Komponente Makrophyten/Phytobenthos und beim OWK DEST_MEL08OW01-00 die Komponente benthische wirbellose Fauna. Im Gegensatz zu den vorstehenden Ausführungen spiegelte die Fischfauna für den gesamten Verlauf der deutschen Binnenelbe einen „guten“ Zustand wider.

Im Hinblick auf die spezifischen Schadstoffe wurden in allen sechs OWK des deutschen Teils der Binnenelbe die Umweltqualitätsnormen nicht eingehalten. Überschreitungen wurden festgestellt für die Stoffe Zink, Arsen, Dibutylzinn, Triphenylzinn, Bentazon sowie für die PCB-Kongenerie Nr. 138, 153 und 180.

In den OWK der als erheblich verändert eingestuften Tideelbe wurde ein „mäßiges ökologisches Potenzial“ ausgewiesen. Die schlechteste Bewertung erfolgte durch die biologische Qualitätskomponente Makrophyten. Aufgrund des großen Tidehubes und aufgrund der besonderen Nutzungsverhältnisse im Hamburger Hafenbereich sind die Besiedlungsmöglichkeiten für Wasserpflanzen stark eingeschränkt oder auch nicht mehr vorhanden. Das Bewertungsverfahren und die Experteneinschätzung führten daher zu einem „schlechten“ Zustand.

Die Ergebnisse für die benthische wirbellose Fauna schwanken im Längsprofil der Tideelbe zwischen „mäßig“ und „unbefriedigend“. Der „unbefriedigende Zustand“ in den OWK „Hafen“ und „ELBE West“ ergibt sich im Wesentlichen als Folge des Sedimentmanagements im Rahmen der Unterhaltungsmaßnahmen.

Im Bereich der Tideelbe schwanken die Untersuchungsergebnisse für die Fischfauna zwischen einem „guten“ und einem „mäßigen“ Zustand. Eine nähere Betrachtung dieser Ergebnisse hat ergeben, dass die beiden dort angewandten Bewertungsverfahren noch gewisse Unplausibilitäten aufweisen und in naher Zukunft noch optimiert werden müssen.

Eine Bewertung des Übergangsgewässers durch die Teilkomponente Phytoplankton ist nicht möglich, da die oben beschriebenen natürlichen Absterbeprozesse im Bereich der Brackwasserzone besonders diese Organismengruppe betreffen.

Bezogen auf die Gruppe der spezifischen Schadstoffe hat es in den vier OWK der Tideelbe keine Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen der spezifischen Schadstoffe gegeben.

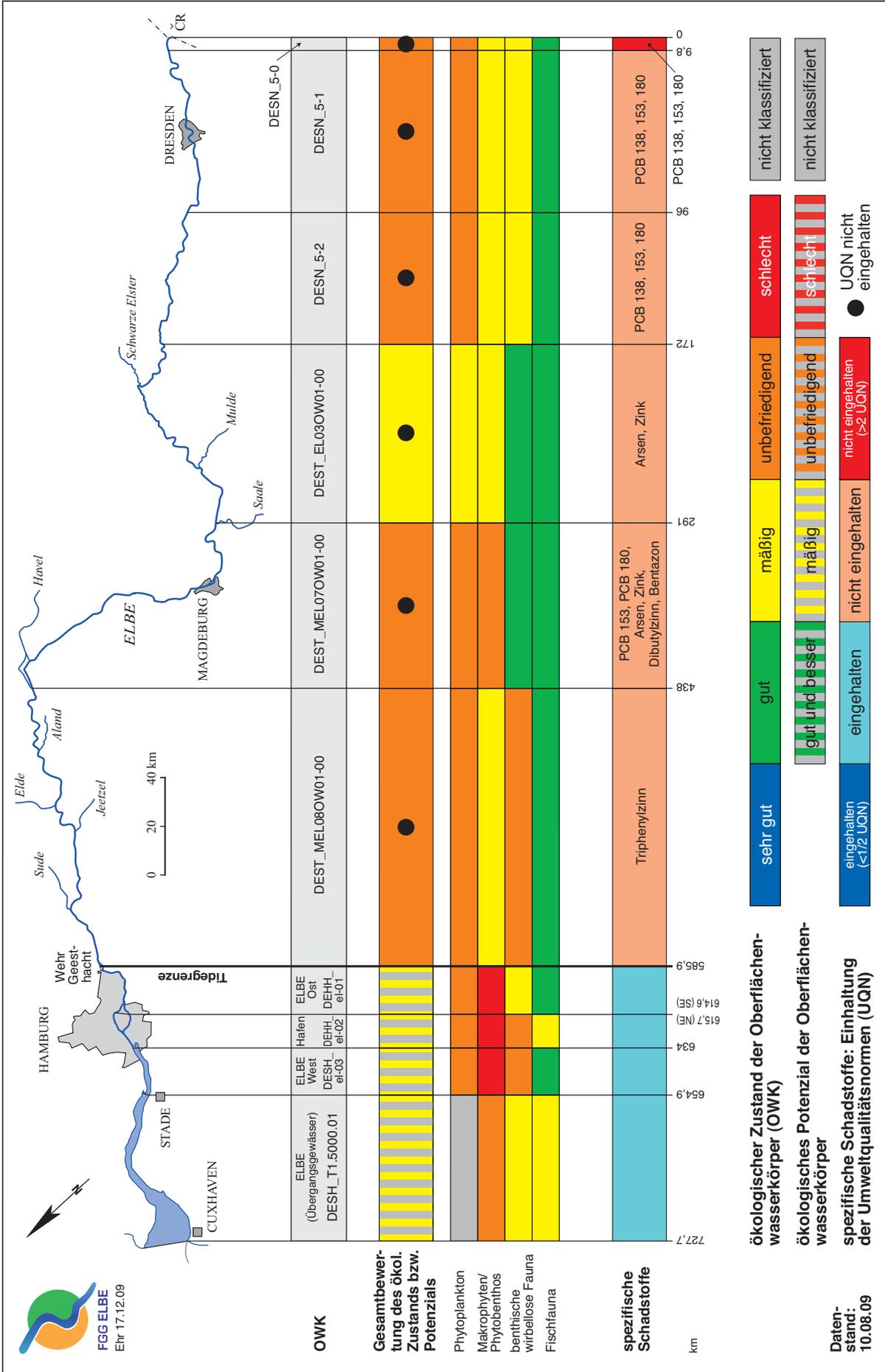


Abb. 2 Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials sowie der biologischen Qualitätskomponenten und der spezifischen Schadstoffe im Elbestrom nach EG-WRRL

3.1.2 Hauptzuflüsse der Elbe

Im Rahmen des Internationalen Messprogramms Elbe (IKSE-Messprogramm) werden in sieben verschiedenen Hauptzuflüssen der Elbe die mündungsnahen OWK überwacht, um deren Einfluss auf den Zustand des Elbestromes bzw. der Hauptnebenflüsse Saale und Havel abschätzen zu können. Im Einzelnen handelt es sich um die Schwarze Elster bei Gorsdorf, die Mulde bei Dessau, die Weiße Elster bei Halle-Ammendorf, die Unstrut bei Freyburg, die Saale bei Rosenberg, die Spree bei Sophienwerder und die Havel bei Toppel.

Zustand der Schwarzen Elster bei Gorsdorf (DEST_SE04OW01-00)

Bedingt durch die Ergebnisse der biologischen Teilkomponente Fischfauna ergab sich für die Schwarze Elster bei Gorsdorf als Gesamtergebnis ein „mäßiger ökologischer Zustand“ (Abb. 3). Das Phytoplankton, die Makrophyten/das Phytobenthos und die benthische wirbellose Fauna spiegelten einen „guten Zustand“ wider. Die Umweltqualitätsnormen (UQN) der ebenfalls bei der Bewertung des ökologischen Zustands mit zu berücksichtigenden spezifischen Schadstoffe wurden eingehalten.

Zustand der Mulde bei Dessau (DEST_VM02OW01-00)

Bedingt durch die Ergebnisse der beiden biologischen Teilkomponenten Makrophyten/Phytobenthos und Fischfauna ergab sich für die Mulde bei Dessau als Gesamtergebnis ein „mäßiger ökologischer Zustand“ (Abb. 3). Sowohl das Phytoplankton als auch die benthische wirbellose Fauna spiegelten einen „guten Zustand“ wider. Die UQN der ebenfalls bei der Bewertung des ökologischen Zustands mit zu berücksichtigenden spezifischen Schadstoffe wurden für die Stoffe Zink, Arsen Dibutylzinn und Tetrabutylzinn in frischen Sedimenten nicht eingehalten. Aus diesem Grunde wurde nach Vorgaben der WRRL das Gesamtergebnis mit einem schwarzen Punkt gekennzeichnet.

Zustand der Weißen Elster bei Halle-Ammendorf (DEST_SAL15OW11-00)

Im OWK der Weißen Elster bei Halle-Ammendorf spiegelte die biologische Komponente benthische wirbellose Fauna einen „unbefriedigenden Zustand“ wider (Abb. 3). Die Komponenten Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos und Fischfauna zeigten einen „mäßigen Zustand“ an. Im Zusammenhang mit der Ausweisung dieses OWK als ein erheblich veränderter OWK wurde als Gesamtbewertung ein „unbefriedigendes ökologisches Potenzial“ ermittelt. Zusätzlich war das Ergebnis mit einem schwarzen Punkt zu kennzeichnen, da die UQN für Dibutylzinn sowie Zink aus der Gruppe der spezifischen Schadstoffe nicht eingehalten wurde.

Zustand der Unstrut bei Freyburg (DEST_SAL12OW01-00)

Im OWK der Unstrut bei Freyburg spiegelten die beiden biologischen Komponenten Makrophyten/Phytobenthos und benthische wirbellose Fauna einen „unbefriedigenden Zustand“ wider (Abb. 3). Für das Phytoplankton wurde ein „guter Zustand“ und für die Fischfauna ein „mäßiger Zustand“ festgestellt. Im Zusammenhang mit der Ausweisung dieses OWK als ein erheblich veränderter OWK wurde als Gesamtbewertung ein „unbefriedigendes ökologisches Potenzial“ ermittelt. Überschreitungen von UQN für Stoffe aus der Gruppe der spezifischen Schadstoffe traten nicht in Erscheinung.

Zustand der Saale bei Rosenberg (DEST_SAL08OW01-00)

Im OWK der Saale bei Rosenberg wurde für die biologische Komponente benthische wirbellose Fauna ein „schlechter Zustand“ festgestellt (Abb. 3). Als schlechtestes Teilergebnis bestimmte diese Bewertung das Gesamtergebnis, in diesem Fall das „schlechte ökologische Potenzial“. Die Saale wurde in diesem Ab-

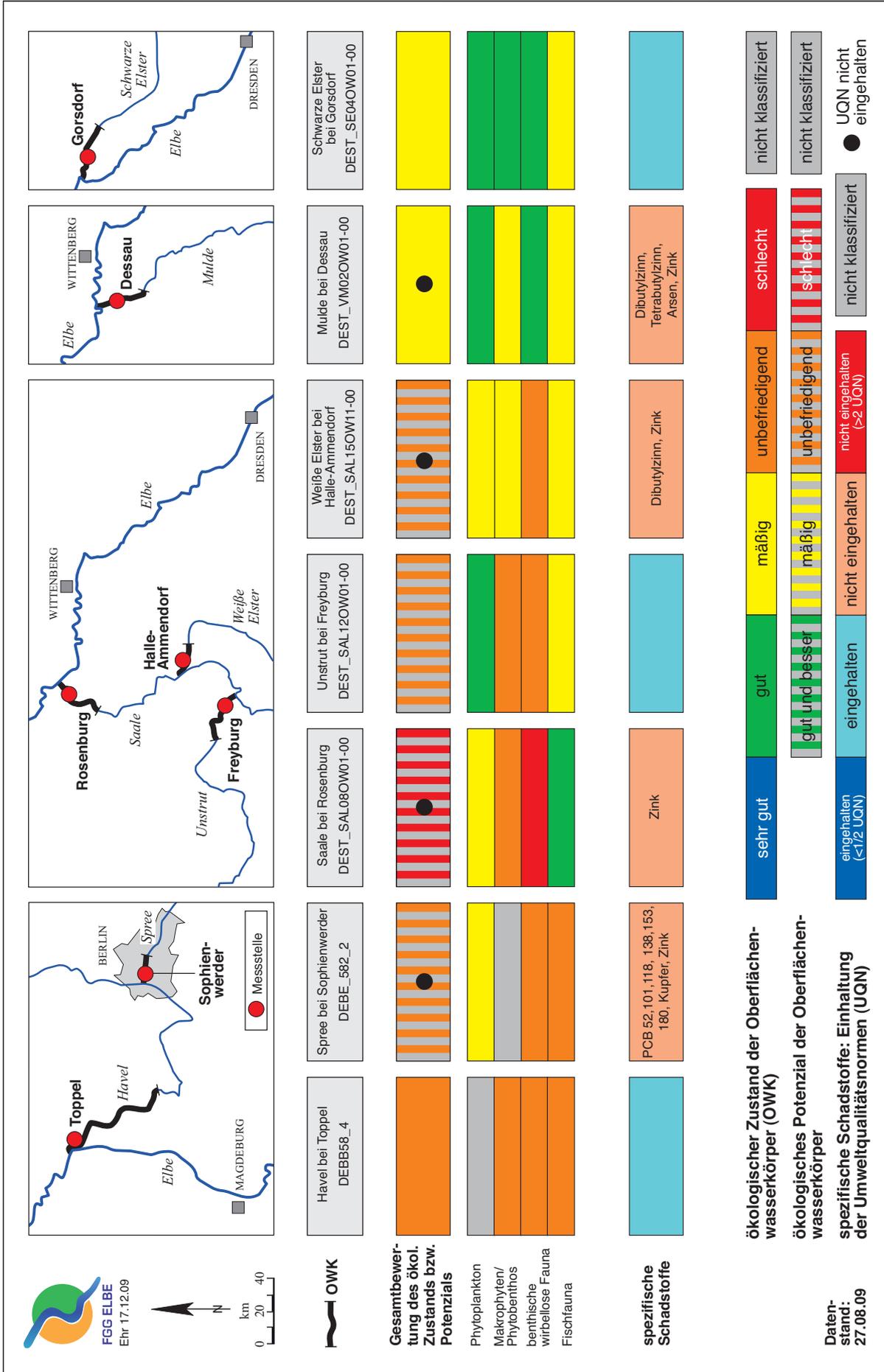


Abb. 3 Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials sowie der biologischen Qualitätskomponenten und der spezifischen Schadstoffe der Hauptzuflüsse der Elbe nach EG-WRRL

schnitt als ein erheblich verändertes Gewässer ausgewiesen. Für die Komponente Phytoplankton ergab sich ein „mäßiger Zustand“ und für die Komponente Makrophyten/Phytobenthos ein „unbefriedigender Zustand“. Am besten schnitt die Fischfauna mit einem „guten Zustand“ ab. Zusätzlich war das Gesamtergebnis mit einem schwarzen Punkt zu kennzeichnen, da die UQN für Zink im frischen Sediment aus der Gruppe der spezifischen Schadstoffe nicht eingehalten wurde.

Zustand der Spree bei Sophienwerder (DEBE_582_2)

Im OWK der Spree bei Sophienwerder wurde für die biologischen Teilkomponenten benthische wirbellose Fauna und Fischfauna ein „unbefriedigender Zustand“ festgestellt (**Abb. 3**). Als schlechteste Teilergebnisse bestimmen sie das Ergebnis der Gesamtbewertung des als erheblich verändert eingestuften OKW. Entsprechend war ein „unbefriedigendes ökologisches Potenzial“ auszuweisen. Für das Phyto-

plankton ergab sich ein „mäßiger Zustand“. Da die deutliche Phytoplanktondominanz den Stressor Trophie eindeutig abbildet, wurde die hier nicht tragende Komponente Makrophyten/Phytobenthos nicht klassifiziert. Zusätzlich war das Gesamtergebnis mit einem schwarzen Punkt zu kennzeichnen, da die UQN für Kupfer, Zink, PCB Nr. 52, 101, 118, 138, 153 und 180 im Schwebstoff aus der Gruppe der spezifischen Schadstoffe nicht eingehalten wurden.

Zustand der Havel bei Toppel (DEBB58_4)

Im OWK der Havel bei Toppel wurde für die biologischen Teilkomponenten Makrophyten/Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna und Fischfauna ein „unbefriedigender Zustand“ ermittelt (**Abb. 3**). Diese gleichlautenden Teilergebnisse bestimmten das Gesamtergebnis, nämlich den „unbefriedigenden ökologischen Zustand“. Die Komponente Phytoplankton wurde nicht klassifiziert.

3.2 Hydromorphologische Qualitätskomponenten

3.2.1 Abfluss und Abflussdynamik

Das Abflussregime der Elbe gehört zum Regen-Schnee-Typ. Ein Teil des Winterniederschlages fällt als Schnee, der in den Mittelgebirgen erst im Frühjahr abschmilzt. Die Schneeschmelze im März und April fällt häufig mit ergiebigen Regenfällen zusammen und führt dann zu ausgeprägten Hochwasserereignissen. In **Tab. 1** sind die Hauptwerte der langjährigen Zeitreihen der Pegel Dresden und Neu Darchau zusammengestellt. Die Elbe bei Dresden weist dabei zwischen dem niedrigsten Abfluss (22,5 m³/s am 09.01.1954) und dem höchsten Abfluss (4 580 m³/s am 17.08.2002) eine sehr große Spanne auf. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit der Oberen und Mittleren Elbe beträgt zwischen 0,9 und 1,7 m/s.

Der Abfluss der Elbe war im Jahr 2008 insgesamt recht niedrig (**Abb. 4**). Der milde Winter 2007/08 mit wenigen Frosttagen brachte nur in den höheren Lagen nennenswerte Schnee-

höhen. Der Deutsche Wetterdienst zählt den Winter 2007/08 zu den schneeärmsten Wintern in Deutschland überhaupt. Von den Pegeldiensten wurde keine Eisbildung auf der Elbe beobachtet. Das Frühjahrshochwasser mit einem Abflussmaximum von 1 630 m³/s am Pegel Neu Darchau fiel entsprechend niedrig aus. In dem recht trockenen Sommer wurde keine

Tab. 1 Abfluss der Elbe - Hauptwerte

Pegel		Dresden	Neu Darchau
Hauptwerte langjährig* (1931 - 2006) (1926 - 2004)			
NQ	[m ³ /s]	22,5	145
MNQ	[m ³ /s]	109	275
MQ	[m ³ /s]	326	710
MHQ	[m ³ /s]	1 500	1 980
HQ	[m ³ /s]	4 580	3 620
Hauptwerte 2008			
NQ	[m ³ /s]	84,7	215
MQ	[m ³ /s]	263	643
HQ	[m ³ /s]	876	1 630

* Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch - Elbegebiet

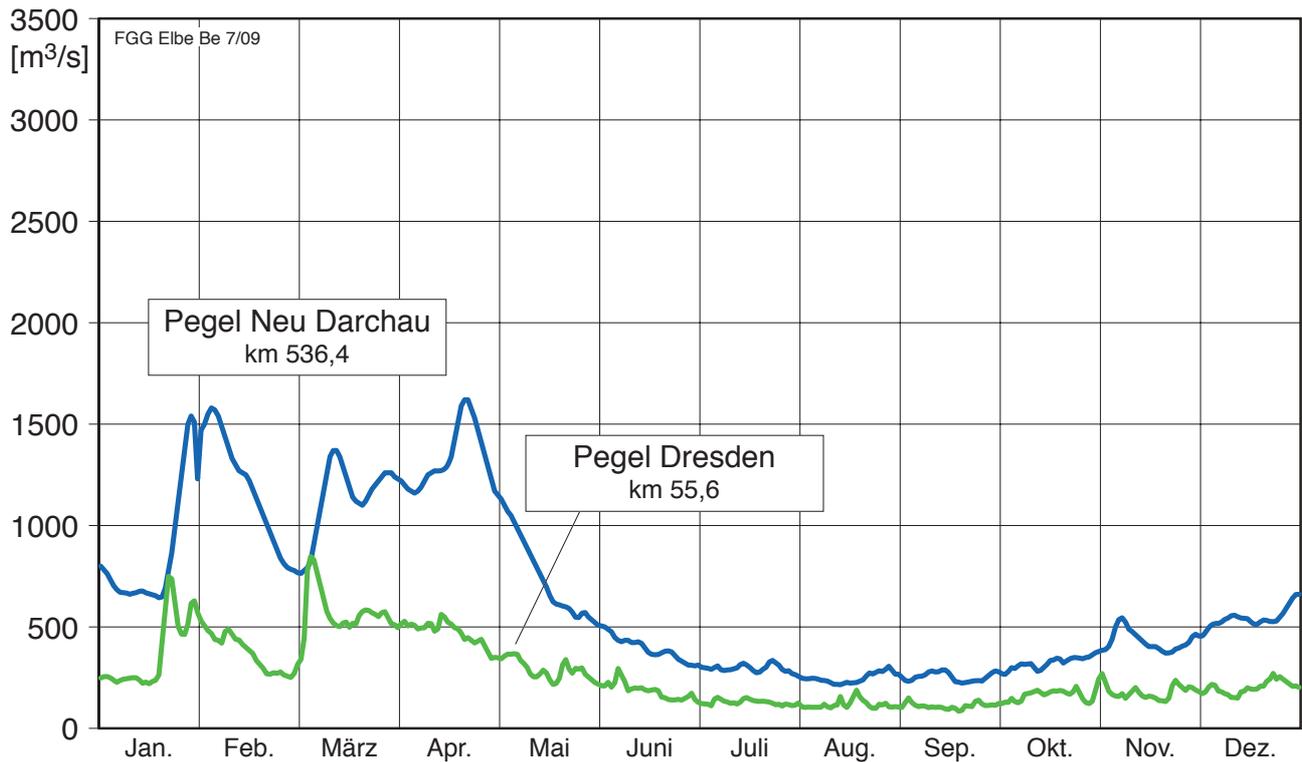


Abb. 4 Abfluss der Elbe (Tagesmittel) an den Pegeln Dresden und Neu Darchau - 2008

Hochwasserwelle beobachtet. In der **Tab. 1** können die Hauptwerte 2008 mit den langjährigen Hauptwerten verglichen werden.

In der Tideelbe, deren obere Grenze durch das Wehr Geesthacht festgelegt wird, nimmt der Einfluss des Oberwasserabflusses auf die Strömungsgeschwindigkeit und den Wasserstand in Richtung Mündung immer weiter ab. Die Dynamik wird zunehmend durch die Tide, die von der astronomischen Konstellation von Sonne, Erde und Mond und von Starkwindereignissen abhängt, geprägt. Die Strömungsgeschwindigkeiten variieren täglich im Mittel zwischen 0 und 1,8 m/s. Dabei wird die höchste Strömungsgeschwindigkeit in der Regel während des ersten Flutstromes kurz nach der Kenterung des Ebbestromes beobachtet. Im Bereich Cuxhaven werden dabei sogar Geschwindigkeiten von über 2,5 m/s gemessen. Der Einfluss extremer Binnenhochwasser auf die Strömung der Tideelbe nimmt ab Hamburg sehr stark ab. So war die Wirkung des Hochwassers im August 2002 oder im April 2006 nur an den Tidepegeln oberhalb von Hamburg nachweisbar. Für die Laufzeit der Wasserpartikel bzw. die Nettotransportgeschwin-

digkeit bleibt der Oberwasserabfluss allerdings auch in der Tideelbe die entscheidende Größe.

In der Unteren Elbe kommt es regelmäßig zu hohen Wasserständen durch Sturmfluten, die von starken Stürmen aus Richtung West bis Nord-West hervorgerufen werden. Die Sturmflutsaison mit sehr schweren Sturmfluten geht von November bis Februar. Leichte Sturmfluten können allerdings das ganze Jahr über auftreten.

Im Jahr 2008 ereigneten sich an der Unteren Elbe 6 Sturmfluten, davon eine schwere (**Abb. 5**). Das sind im Vergleich zum Vorjahr recht wenige Ereignisse. Die schwere Sturmflut wurde am 1. März 2008 mit einem Höchststand am Pegel Hamburg-St. Pauli vom 9,86 m PN (Pegelnull = NN-5,0 m) registriert. Dieser Wasserstand lag deutlich unter dem höchstem Sturmflutwasserstand vom 3. Januar 1976 mit 11,45 m PN. Zweimal bewirkten Ostwind-Wetterlagen sehr niedrige Ebbwasserstände von etwas über 2 m PN. Die langjährige langsame Zunahme des mittleren Tidenhubs* in Hamburg setzte sich auch 2008 fort.

* Differenz zwischen mittlerem Tidehochwasser und Tideniedrigwasser

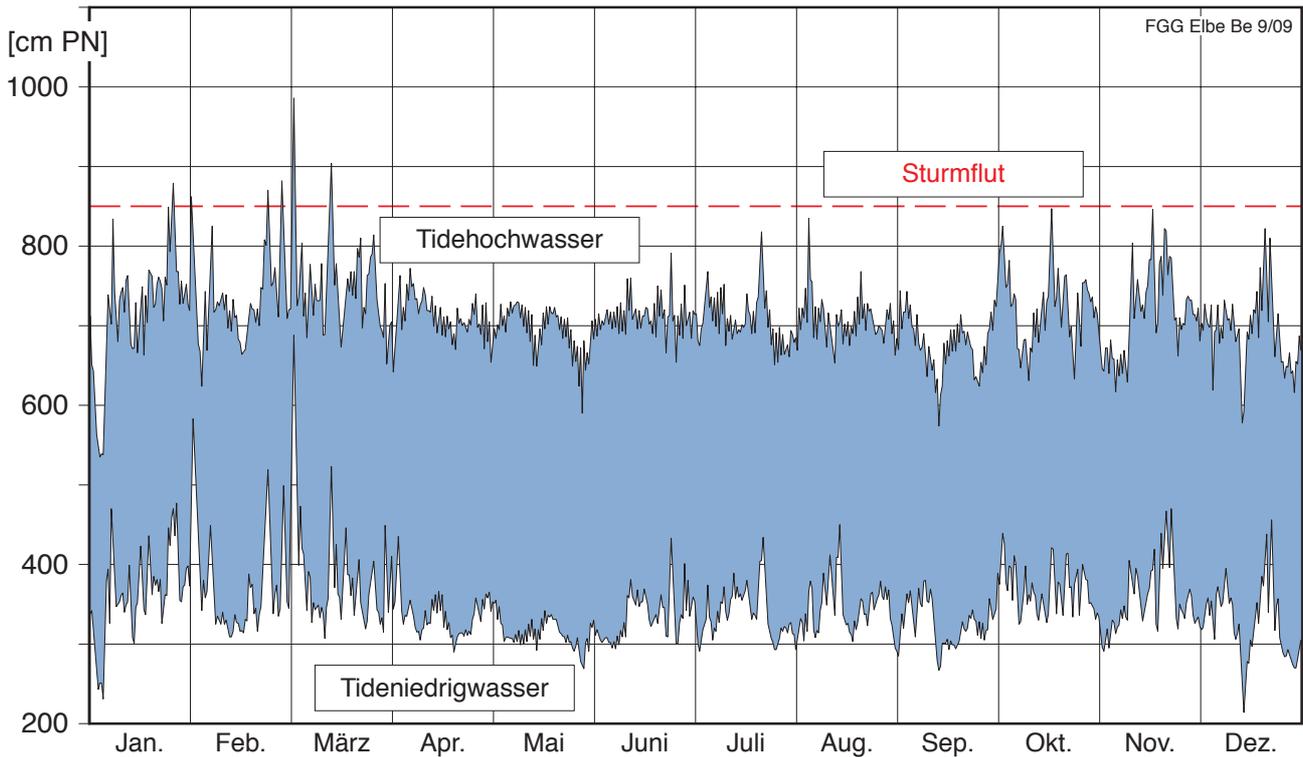


Abb. 5 Tide-Scheitelwasserstände der Elbe bei Hamburg-St. Pauli (Strom-km 623,1) - 2008

Die Abflüsse der großen Zuflüsse der Elbe sind in **Abb. 6** aufgetragen. Die Schwarze Elster, Mulde, Unstrut, Weiße Elster und Saale, Spree und Havel zeigten 2008 ein ähnliches Abflussverhalten. Der Jahresmittelwert (MQ) des Abflusses der Mulde, Unstrut, Weißen Elster und Saale lag im Bereich des jeweiligen langjährigen Mittelwertes (**Tab. 2**). Bei der Schwarzen Elster und Spree lag der MQ jedoch rd. 20% unter dem langjährigen mittleren Abfluss. Ein Teil

des im Vergleich zu den benachbarten Flüssen geringeren Abflusses ist auf die seit einigen Jahren laufende Füllung von Tagebaurestlöchern in dem Einzugsgebiet der Schwarzen Elster und Spree zurückzuführen. Als der Braunkohle-Tagebau dort betrieben wurde, waren in der Vergangenheit große Mengen Grundwasser abgepumpt worden. Diese Grundwasserabsenkungen werden derzeit ausgeglichen.

Tab. 2 Abfluss der großen Zuflüsse der Elbe - Hauptwerte

Pegel Zufluss	Löben Schwarze Elster	Bad Dübener Mulde	Laucha Unstrut	Oberthau Weiße Elster	Calbe-Grizethne Saale	Sophienwerder Spree	Havelberg-St. Havel
Hauptwerte langjährig*	(1974 - 2006)	(1961 - 2006)	(1946 - 2006)	(1973 - 2006)	(1932 - 2006)	(1981 - 1998)	(1981 - 1998)
NQ [m³/s]	1,71	5,40	4,60	5,12	11,5	1,21	11,5
MNQ [m³/s]	5,78	15,9	11,3	9,84	44,4	7,09	18,8
MQ [m³/s]	18,3	64,0	30,3	25,1	114	35,4	103
MHQ [m³/s]	69,3	488	108	134	391	111	221
HQ [m³/s]	115	1760	363	248	741	152	324
Hauptwerte 2008							
NQ [m³/s]	2,82	14,7	12,0	9,47	40,3	0,632	8,85
MQ [m³/s]	14,4	59,5	31,0	24,3	110	28,4	92,1
HQ [m³/s]	66,4	480	86,7	104	329	143	205

* Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch - Elbegebiet

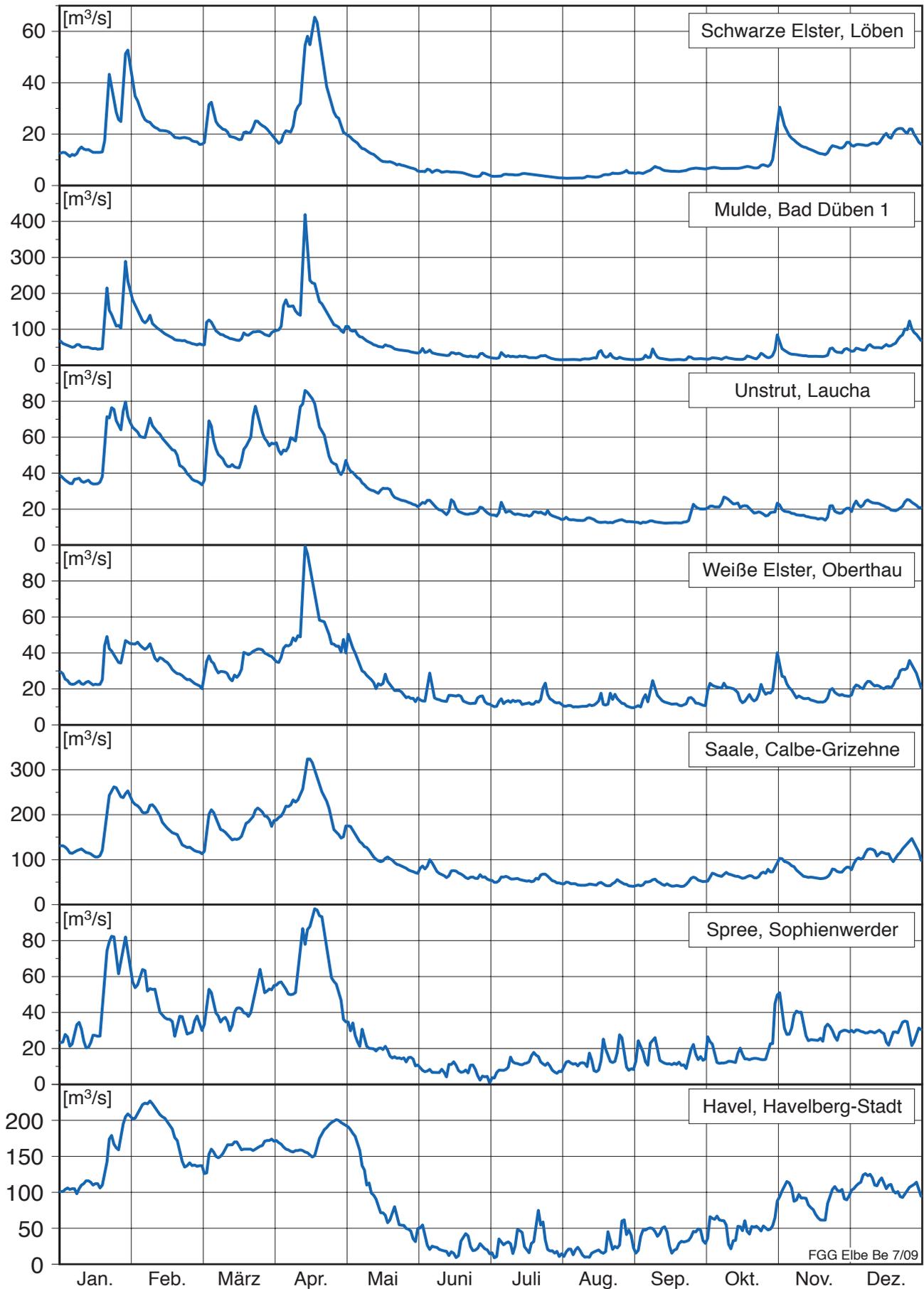


Abb. 6 Abfluss der großen Zuflüsse der Elbe (Tagesmittel) - 2008

FGG Elbe Be 7/09

3.2.2 Durchgängigkeit der Fließgewässer

Die Bedeutung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Zielerreichung nach EG-WRRL und die Handlungsziele zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit in den überregionalen Vorranggewässern der Flussgebietsgemeinschaft Elbe wurden bereits im letzten Gewässergütebericht der Elbe 2007 ausführlich beschrieben.

Die aktuelle Situation hinsichtlich der Durchgängigkeit für Fische in den Vorranggewässern ist in einer Übersichtskarte vom 15. September 2009 grafisch dargestellt (**Abb. 7**). Diese findet sich auch im Bewirtschaftungsplan der Flussgebietsgemeinschaft Elbe, der am 22. Dezember 2009 veröffentlicht wurde. In der genannten Karte sind auch die relevanten Bundeswasserstraßen mit den nach Expertenmeinung nicht durchgängigen Querbauwerken aufgenommen. Darüberhinaus wurden auch Querbauwerke ausgewiesen, bei denen im Hinblick auf eine signifikante Durchgängigkeit noch Abstimmungsbedarf zwischen den Experten besteht.

Einen Überblick über die veranschlagten Handlungsziele im Rahmen des ersten Bewirtschaftungsplans gibt die **Tab. 3**, ebenfalls mit Stand vom 15. September 2009.

Im Zusammenhang mit der Durchgängigkeit des Elbestromes kommt dem im Jahre 1960 in Betrieb genommenen Wehr Geesthacht (Strom-km 585,9) eine Schlüsselstellung zu. Dieses etwa 140 km oberhalb der Mündung gelegene Querbauwerk, das die Schnittstelle zwischen der Tideelbe und der tidenfreien Elbe darstellt, ist das einzige Hindernis auf bundesdeutscher Seite im Elbestrom. Die Passierbarkeit des Wehres Geesthacht ist demnach von entscheidender Bedeutung für die gewässerökologische Anbindung der mittleren und oberen Elbe sowie ihrer Nebengewässer an die Tideelbe und die Nordsee. Oberhalb des Wehres Geesthacht befinden sich 135.013 km² des Elbeeinzugsgebietes; dies entspricht 91 % der Flussgebietseinheit.

Im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung in Richtung Referenzzönosen - insbesondere der störungsempfindlichen Arten - ist die derzeitige Fischwechsellkapazität am Wehr Geesthacht kritisch zu betrachten. Zurzeit befindet sich lediglich auf der linken Uferseite eine entsprechende Anlage, die aus heutiger Sicht trotz guter Funktionstüchtigkeit im Hinblick auf die Gewässerdimensionen und die Bedeutung des Standortes als nicht ausreichend angesehen werden muss. Dies hat folgenden Grund: Aus der Nordsee kommend durchwandern die Langdistanzwanderer zunächst den unteren Bereich der Tideelbe. Dabei ist davon auszugehen, dass sich die Fische bis auf wenige sehr leistungsstarke Arten aus energetischen Gründen in Nähe des Uferbereiches bewegen, also dort, wo das Rauheitselement des Gewässerbodens einen dämpfenden Einfluss auf das Geschwindigkeitsprofil des Wasserkörpers ausübt. Entsprechend der Aufgabelung des Elbestromes innerhalb Hamburgs teilen sich auch die stromauf ziehenden Fischströme. Bei Bunt- haus (Strom-km 609) wird die Elbe wieder einarmig. In der Ausleitungsstrecke des Wehres Geesthacht sind die Strömungsgeschwindigkeiten gegenüber dem nachfolgenden unterstromigen Bereich deutlich erhöht. Aus diesem Grunde richten sich die stromauf wandernden Fischzüge immer mehr zum Uferbereich hin aus, so dass von einer gewissen Zweiteilung unterhalb des Wehrfeldbereiches ausgegangen werden muss. Am linken Ufer stromaufwärts wandernde Fische können bereits heutzutage die dort vorhandene funktionstüchtige Fischwechseleinrichtung als Eintritt in den tidefreien Abschnitt der Binnenelbe nutzen. Auf der rechten Seite hingegen fehlt derzeit den Fischen noch eine vergleichbare Fischwanderhilfe. Das bedeutet, dass gut die Hälfte der aufstiegswilligen störungsempfindlichen Arten im Unterwasser den Einstieg in das oberhalb des Wehres Geesthacht gelegene Einzugsgebiet nicht findet.

Inzwischen zeichnet sich aber auch eine angemessene Lösung für den Bereich des Nordufers ab. Mit der Errichtung des Kohlekraftwerkes

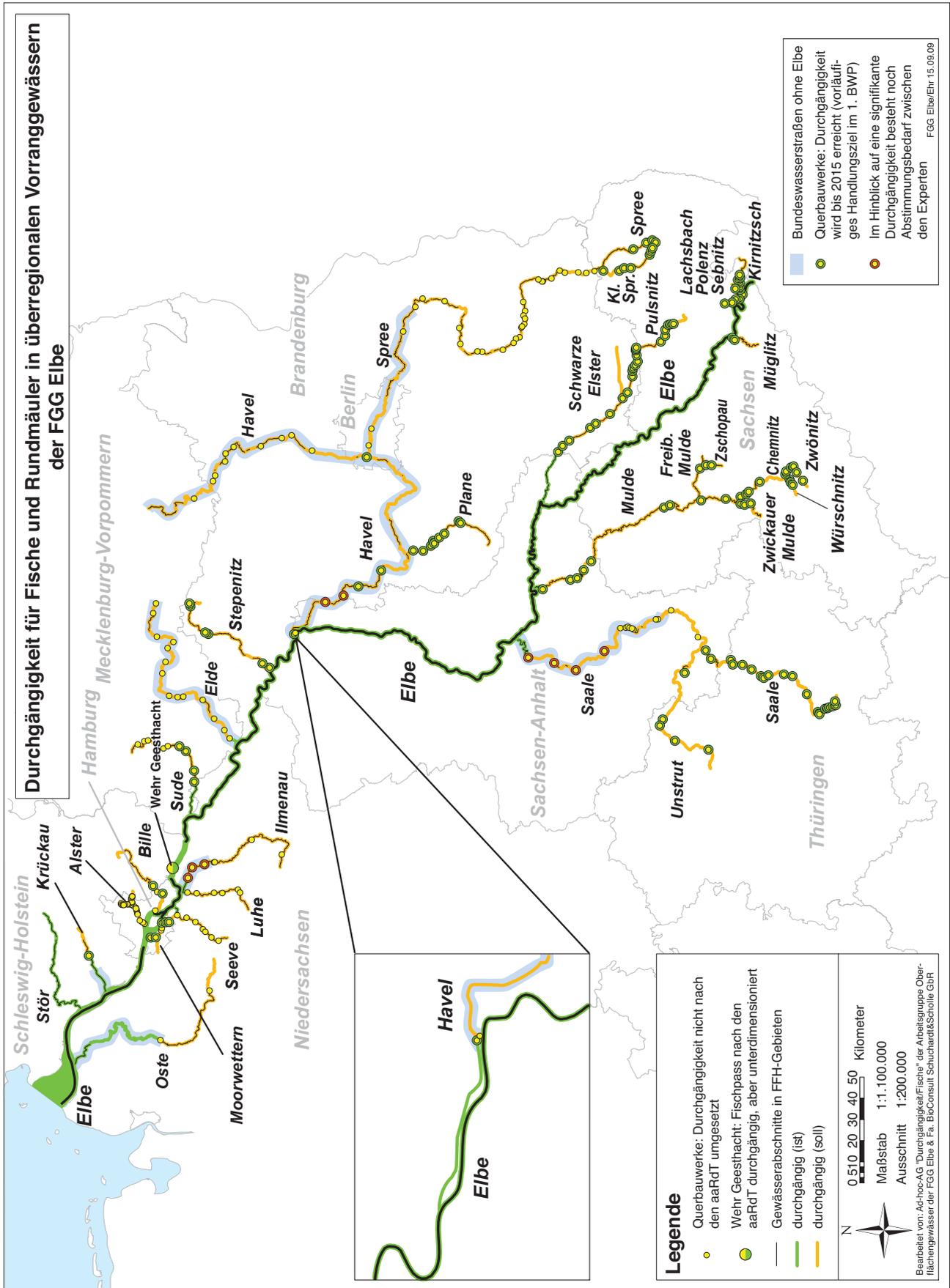


Abb. 7 Überblick über Handlungsziele bis 2015 bzgl. der Erreichung der Durchgängigkeit in den überregionalen Vorranggewässern der FGG Elbe

Tab. 3 Handlungsziele für den ersten Bewirtschaftungszeitraum in den überregionalen Vorranggewässern der FGG Elbe (Stand: 15.09.2009)

Bundesland	Handlungsziel
Bayern	-
Berlin	1 Querbauwerk in der Havel
Brandenburg	6 Querbauwerke in der Schwarzen Elster 11 Querbauwerke in der Pulsnitz 9 Querbauwerke in der Plane 6 Querbauwerke in der Stepenitz <i>(weiterer Abstimmungsbedarf mit dem Bund besteht noch bei Havel und Spree)</i>
Hamburg	2 Querbauwerke in dem Fließgewässersystem Moorwettern 3 Querbauwerke im Seevekanal 1 Querbauwerk in Serrahn/Schleusengraben (Billesystem)
Mecklenburg-Vorpommern	3 Querbauwerke in der Sude <i>(1 weiteres, in Niedersachsen gelegenes Querbauwerk sollte zur Herstellung der Durchgängigkeit der Sude von Niedersachsen auch durchgängig gemacht werden.)</i>
Niedersachsen	Keine konkrete Benennung von Querbauwerken: Beginnend im 1. Bewirtschaftungszeitraum sollen die Oste, Seeve, Luhe und Ilmenau durchgängig gemacht werden.
Sachsen	2 Querbauwerke in der Mulde 1 Querbauwerk in der Freiburger Mulde 5 Querbauwerke in der Zwickauer Mulde 4 Querbauwerke in der Chemnitz 3 Querbauwerke in der Würschnitz 6 Querbauwerke in der Zwönitz 4 Querbauwerke in der Spree 7 Querbauwerke in der kleinen Spree 6 Querbauwerke in der Pulsnitz 7 Querbauwerke in der Kirnitzsch 2 Querbauwerke in der Müglitz 1 Querbauwerk im Lachsbach 3 Querbauwerke in der Polenz 1 Querbauwerk in der Sebnitz 2 Querbauwerke in der Zschopau
Sachsen-Anhalt	5 Querbauwerke in der Mulde 1 Querbauwerk in der Unstrut 2 Querbauwerke in der Saale
Schleswig-Holstein	1 Querbauwerk in der Krückau 1 Querbauwerk in der Bille
Thüringen	4 Querbauwerke in der Unstrut 19 Querbauwerke in der Saale
Bund (WSV)	3 Querbauwerke in der Havel 2 Querbauwerke in der Havel (Umsetzung zusammen mit BfN/NABU)

Moorburg durch die Vattenfall Europe Generation AG & Co. KG im Hamburger Stromspaltungsgebiet wurde der Konzern verpflichtet, im Zuge einer Schadensbegrenzungsmaßnahme eine entsprechend großzügig dimensionierte Fischwechseleinrichtung am Nordufer des Wehres Geesthacht zu errichten und zu unterhalten (**Abb. 8**). Voraussichtlich

Mitte des Jahres 2010 soll diese Anlage in Betrieb genommen werden, durch die eine erhebliche Verbesserung, insbesondere der Aufstiegs-situation nach Oberstrom und damit auch für das oberhalb gelegene Einzugsgebiet erwartet wird. Einen Eindruck von der Dimension dieses neuen Bauwerkes, das rd. 20 Mio Euro kosten wird, vermittelt die **Abb. 9**.

Luftaufnahme der Fischtreppe (Bildmontage)



Die Anlage aus östlicher Richtung (Bildmontage)



Technische Daten	
Anzahl der Stufen	46
Länge der Stufen	9 m
Höhenunterschied jeweils	0,1 m
Höhenunterschied gesamt	4,6 m



Maßstabsgetreues Modell der Aufstiegs-hilfe (Universität Karlsruhe)

Quelle: Vattenfall (verändert)

Abb. 8 Schematische und modellhafte Darstellung der geplanten Fischwechselanlage am Nordufer des Wehres Geesthacht



Abb. 9 Baustelle der Fischwechsellanlage am Nordufer des Wehres Geesthacht
Foto vom 5. November 2009

3.3 Chemische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

3.3.1 Wassertemperatur, Sauerstoffhaushalt, pH-Wert

Einen wichtigen Schwerpunkt bei der Überwachung der physikalisch-chemischen Messgrößen bildet das Messnetz der 12 automatischen Messstationen an der Elbe und an den großen Nebenflüssen Mulde und Saale.

In **Abb. 10 bis 14** sind die Tagesmittelwerte der Wassertemperatur von 5 Stationen an der Elbe über die letzten 5 Jahre aufgetragen. Der Jahresgang der Wassertemperatur geht in der Regel über einen Bereich von 0 bis 25 °C. Die niedrigsten Wassertemperaturen werden in kalten Wintern in der Brackwasserregion gemessen, weil hier der hohe Salzgehalt ein Absinken der Wassertemperatur unter 0 °C zulässt. So wurde am 24. Januar 1985 bei Cuxhaven -0,6 °C gemessen. Die höchsten Wassertemperaturen

wurden in den letzten Jahren zwischen Magdeburg und Hamburg-Bunthaus mit teilweise über 27 °C gemessen. Am 27. Juli 2006 wurde bei Bunthaus der Höchstwert mit 28,0 °C ermittelt. In den zurückliegenden Jahrzehnten lagen die Wassertemperaturmaxima bei:

1980er	02.07.1988	26,6 °C	Bunthaus
1990er	09.07.1995	28,3 °C	Magdeburg

Die automatischen Messstationen liegen nicht im unmittelbaren Einflussbereich von größeren Kühlwassereinleitungen z. B. von Kraftwerken.

In **Abb. 10 bis 14** sind die täglichen Minima und Maxima der Sauerstoffgehalte von 5 automatischen Messstationen an der Elbe aufgetra-

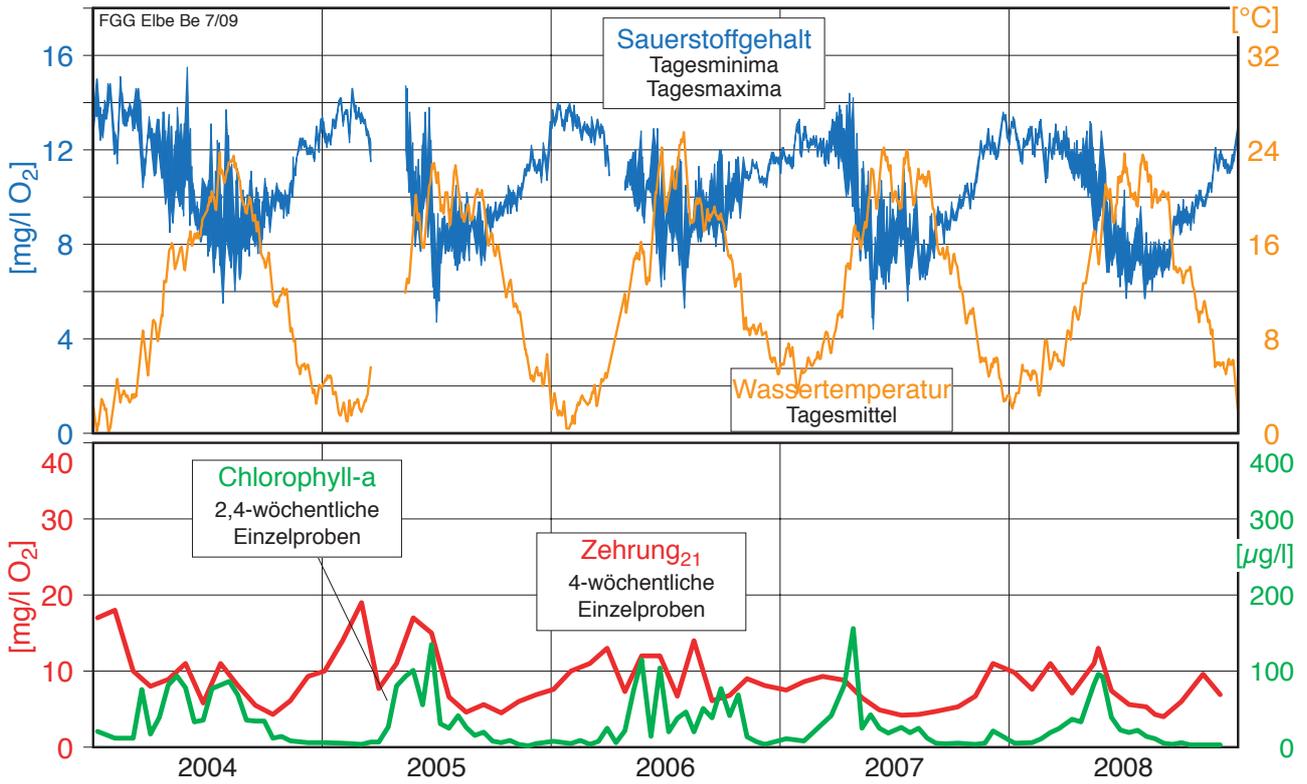


Abb. 10 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2004 - 2008 an der Messstation **Schmilka** (rechtes Ufer)

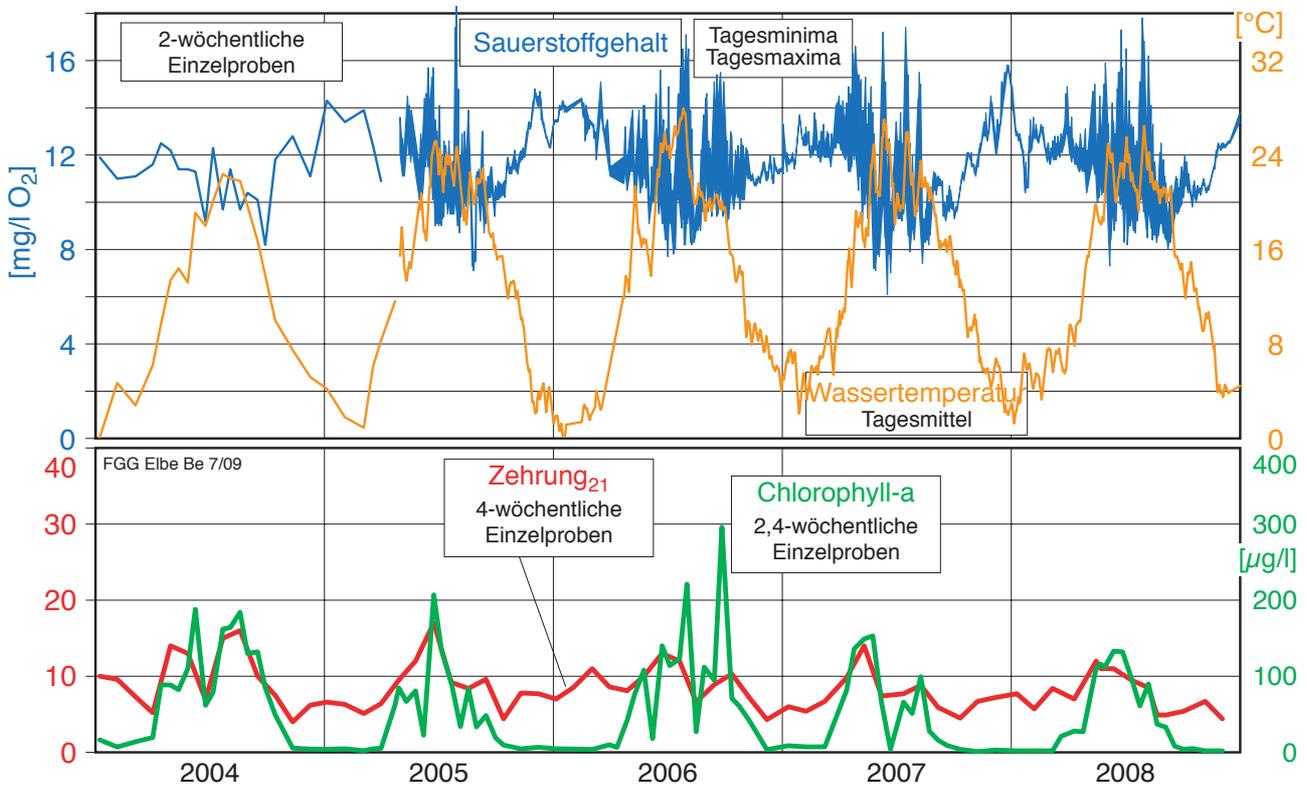


Abb. 11 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2004 - 2008 an der Messstation **Magdeburg** (linkes Ufer)

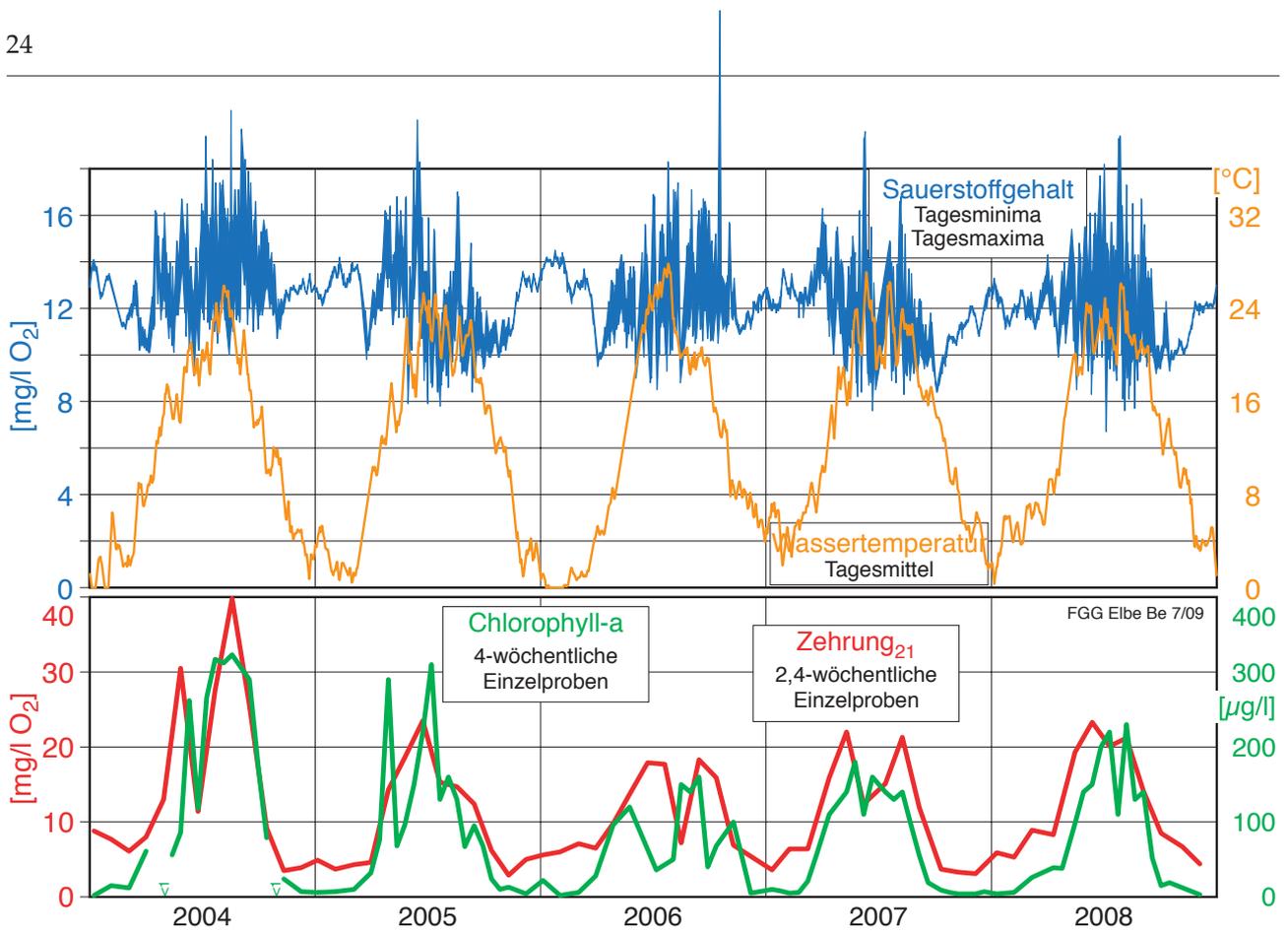


Abb. 12 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2004 - 2008 an der Messstation **Schnackenburg**

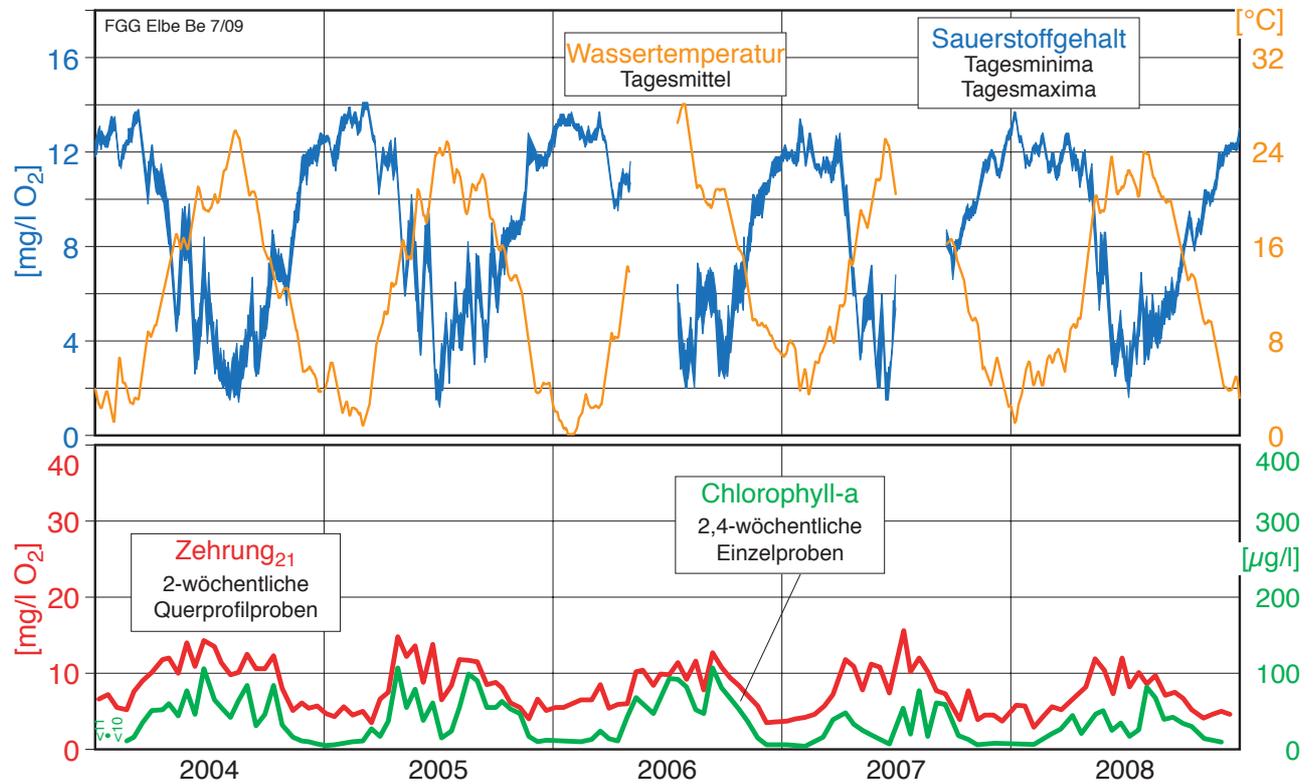


Abb. 13 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2004 - 2008 an der Messstation **Seemannshöft**

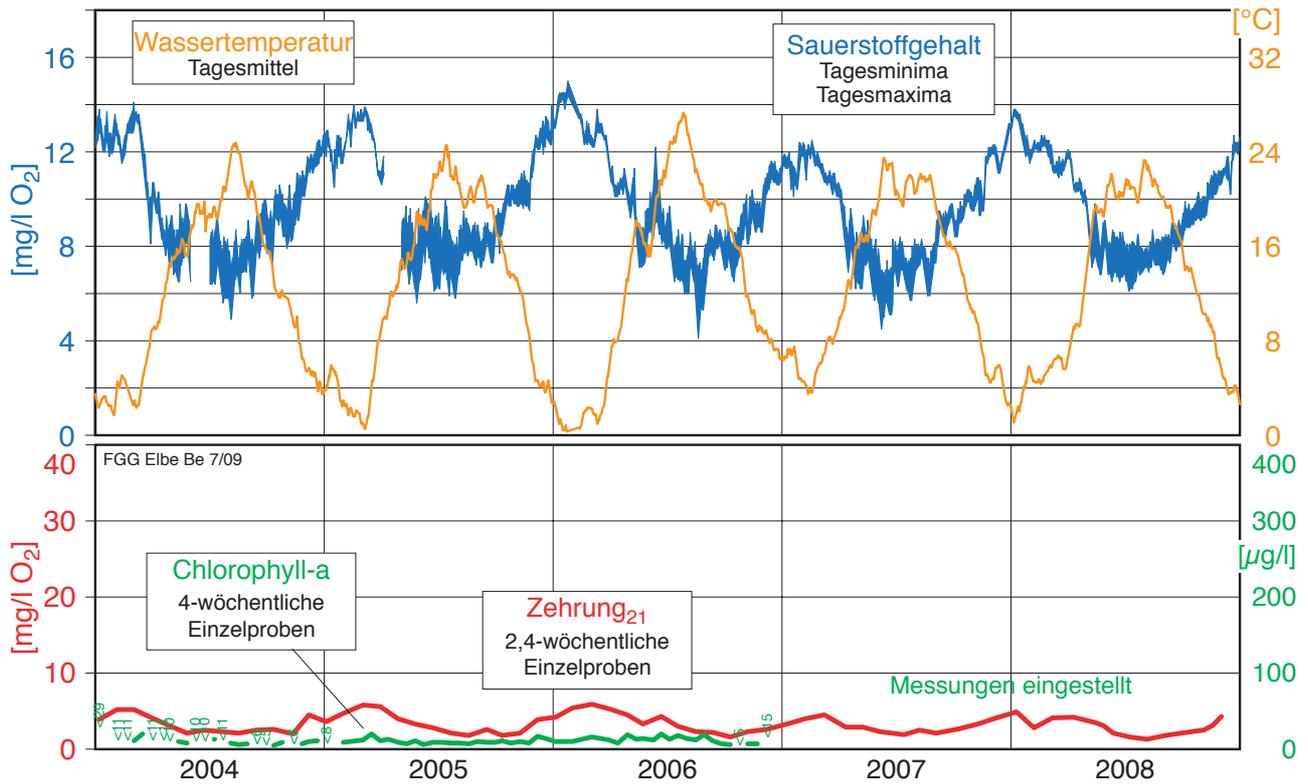


Abb.14 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2004 - 2008 an der Messstation **Grauerort**

gen. Die blaue Fläche zwischen den Extremwerten zeigt den Tagesgang der Sauerstoffwerte. Dieser Tagesgang war in den Sommern an der Mittleren Elbe sehr deutlich ausgeprägt. Hier produzierten die vielen Algen im Rhythmus des Tageslichts erhebliche Sauerstoffmengen. Die mittlere Differenz zwischen dem Maximum und Minimum der Sauerstoffgehalte der Sommermonate Juni, Juli und August betrug 2008 an den Messstationen:

Mittl. Tagesgang	mg/l O ₂
Schmilka, Elbe	1,5
Zehren, Elbe	2,1
Domnitzsch, Elbe	2,4
Magdeburg, Elbe	4,1
Cumlosen, Elbe	4,5
Schnackenburg, Elbe	4,7
Bunthaus, Elbe	3,2
Seemannshöft, Elbe	1,2
Blankenese, Elbe	1,2
Grauerort, Elbe	1,2
Dessau, Mulde	5,0
Rosenburg, Saale	1,3

Von Schmilka bis Schnackenburg stiegen die mittleren Algenzellzahlen im Sommer stetig an und damit verbunden die biogene Sauerstoffproduktion. Die Chlorophyll-a-Werte in den **Abb. 10 bis 12** zeigen diese Zunahme. Bei Hamburg nahmen die Algenkonzentrationen wegen des hier schlechteren Lichtklimas wieder deutlich ab (**Abb. 13**). Dieser Rückgang setzte sich in der Brackwasserzone fort (**Abb. 14**). Die Chlorophyllmessungen und die Phytoplankton-Erhebungen wurden 2007 im Bereich der Brackwasserzone (unterhalb der Schwingemündung) eingestellt.

Im Tidegebiet der Elbe wurde der Tagesgang des Sauerstoffgehaltes, der durch den Tag-Nacht-Zyklus hervorgerufen wird, von der Tidebewegung überlagert. Bei einem Tideweg von rund 20 km während einer Tide wurde immer wieder Wasser mit unterschiedlichem Sauerstoffgehalt an der jeweiligen Messstation vorbeitransportiert. Die mittlere Dauer einer Tide in der Unteren Elbe beträgt 12 Stunden und 24 Minuten. Somit haben die gemessenen

Gehalte zwei Schwingungsanteile: erstens durch den Tag-Nacht-Zyklus eine Frequenz von 1/24 h und zweitens durch die Tide eine Frequenz von 1/12,4 h.

In dem Unterlauf der Mulde konnte ein ähnlich deutlicher Tagesgang der Sauerstoffwerte wie in der Mittleren Elbe beobachtet werden. Im Unterlauf der Saale hingegen wurde 2008 nur ein Sommer-Tagesgang der Sauerstoffgehalte von 1,3 mg/l O₂ ermittelt. Im Sommer 2006 betrug dieser Wert noch 2,3 mg/l O₂. Zudem wurden im Juli und August 2008 Chlorophyll-a-Werte von nur 5-9 µg/l gemessen. Auch im Herbst und Winter 2008 blieben die Chlorophyll-a-Gehalte auf diesem niedrigen Niveau. Der höchste Wert wurde im Mai 2008 mit 85 µg/l gemessen. In den Vorjahren (vor 2007) lagen die Werte noch deutlich höher. Es scheint eine Veränderung in der Phytoplanktonentwicklung der Saale eingetreten zu sein.

Hohe Algenkonzentrationen führten zeitweilig zu sehr hohen Sauerstoffsättigungsindex-Werten von über 200 % und durch den Stoffwechsel der Algen zu hohen pH-Werten. Die maximalen Werte betragen 2008:

Maximum 2008	mg/l O ₂	pH
Schmilka, Elbe	13,3	9,2
Zehren, Elbe	14,0	9,2
Dommitzsch, Elbe	14,9	9,6
Magdeburg, Elbe	17,8	9,0
Cumlosen, Elbe	21,0	9,1
Schnackenburg, Elbe	19,4	9,3
Bunthaus, Elbe	14,7	9,0
Seemannshöft, Elbe	13,7	8,6
Blankenese, Elbe	14,2	8,6
Grauerort, Elbe	13,8	8,2
Dessau, Mulde	14,9	9,2
Rosenburg, Saale	13,9	8,4

In Sachsen traten die Sauerstoff-Maxima im Frühjahr auf, in der Mittleren Elbe hingegen eher im Sommer. In der Tideelbe wurden die Sauerstoff-Maxima im Winter beobachtet. Die pH-Wert-Maxima hingegen wurden durchweg in der Vegetationsperiode im Zeitraum von Mai bis September erreicht.

Da ein erheblicher Teil der sauerstoffzehrenden Substanzen aus der Biomasse gespeist wird, gibt es eine gute Korrelation zwischen den Algenmengen und den Zehrung₂₁-Werten. Diesen Zusammenhang sieht man besonders gut in **Abb. 12** (Schnackenburg) an dem Verlauf der Kurven für Chlorophyll-a und Zehrung₂₁. Der Abbau der sauerstoffzehrenden Substanzen geschah allerdings nur zu einem kleineren Teil in der Mittleren Elbe, weil hier die kurzen Verweilzeiten zum Abbau nicht ausreichten. Die Substanzen wurden in 2-5 Tagen in den Hamburger Bereich transportiert, wo der größere Teil des Abbaus stattfand (**Abb. 13**). Der seeschiff-tiefen Abschnitt der Elbe beginnt im Hamburger Hafen an den Elbbrücken. Hier verringert sich der Sauerstoff-Eintrag im Verhältnis zum Wasservolumen deutlich und die mittlere Aufenthaltszeit des Wasserkörpers steigt erheblich an. Folglich sanken, wie in den Vorjahren, ab Mitte Mai 2008 bei steigenden Wassertemperaturen die Sauerstoffgehalte deutlich ab:

Minimum 2008	mg/l O ₂
Bunthaus, Elbe	2,3
Seemannshöft, Elbe	1,6
Blankenese, Elbe	1,5
Grauerort, Elbe	6,1

Erst Ende September 2008 wurde der Zielwert von 6 mg/l O₂ wieder überall zuverlässig überschritten. Damit war das Sauerstofftal im Herbst kein Wanderhindernis mehr für die empfindlichen Fischarten wie Salmoniden.

Im Jahr 2008 wurde kein Fischsterben in der Tideelbe beobachtet. Allerdings hielten sich die empfindlichen Jungfische, in der Hauptsache Stinte, bei niedrigen Sauerstoffwerten dicht unter der Wasseroberfläche auf, wo sie eine leichte Beute für Wasservögel wurden.

Unterhalb der Lühemündung war im Sommer der größte Teil der sauerstoffzehrenden Substanzen abgebaut. Obwohl der Sauerstoffeintrag in diesem Bereich ähnlich niedrig war wie im Hamburger Bereich, überstieg er doch den Sauerstoffverbrauch und die Sauerstoffgehalte stiegen seewärts wieder an. An der Messstation Grauerort (**Abb. 14**) wurden 2008 dem Sommer entsprechend niedrige Zehrung₂₁-Werte von 1,3

bis 3,5 mg/l O₂ gemessen. Zum Vergleich: bei Zollenspieker (oberhalb Hamburgs) reichten die entsprechenden Zehrung₂₁-Werte von 12 bis 25 mg/l O₂.

Abb. 15 gibt einen Überblick über den Sauerstoffhaushalt entlang der Elbe von der Quelle bis zur Mündung im August 2008. Zur Beschreibung der räumlichen Verteilung von Stoff-Konzentrationen werden jedes Jahr 6 Hubschrauber-Längsprofil-Beprobungen in der Tideelbe durchgeführt. Im Mai und August wird diese Längsprofil-Probennahme in Rahmen des IKSE-Messprogrammes jeweils bis zur Elbe-Quelle in Tschechien ausgeweitet.

3.3.2 Nährstoffe

Die Pflanzen-Nährstoffgehalte steuern die Entwicklung des pflanzlichen Lebens (Primärproduktion) in den Gewässern und in der darauf aufbauenden Nahrungspyramide auch die des tierischen Lebens. Die Nährstoffe sind deshalb eine wichtige Einflussgröße für die biologischen Qualitätskomponenten. Hohe Nährstoffkonzentrationen können während der Vegetationsperiode zu einer Massenentwicklung des Phytoplanktons führen. Die Hauptursache für die mäßige oder unbefriedigende Bewertung der Qualitätskomponente „Phytoplankton“ (**Kap. 3.1; Abb. 2 und Abb. 3**) der verschiedenen Wasserkörper ist der zu große Nährstoffeintrag in die Gewässer.

In dem am 22.12.2009 veröffentlichten Bewirtschaftungsplan wird die Nährstoffbelastung der Flussgebietseinheit Elbe als überregional bedeutsame Wasserbewirtschaftungsfrage beschrieben. Die Ableitung der Nährstoff-Reduzierungsanforderung steht in dem FGG-Elbe-Hintergrundpapier für den Belastungsschwerpunkt Nährstoffe¹. Die Lebensgemeinschaften der Küstengewässer der Nordsee reagieren besonders empfindlich auf erhöhte Nährstoffeinträge, die zu einem erheblichen Teil aus den großen Strömen stammen. Um den guten ökologischen Zustand in den Küstenwasser-

Abb. 15 zeigt die Ganglinien der Sauerstoff-, Zehrung₂₁- und Chlorophyll-a-Gehalte in der Elbe vom 19. bis 21. August 2008. Außerdem sind die Messwerte aus den Mündungsbereichen der beprobten Nebenflüsse dargestellt. Die Abbildung zeigt den Aufbau der Biomasse entlang des Stromes von der Oberen Elbe bis zur Tideelbe und den anschließenden Abbau der Kleinlebewesen unterhalb Hamburgs, wie es schon weiter oben beschrieben wurde. Gut zu erkennen ist die resultierende Auswirkung der biochemischen Stoffumsätze auf den Sauerstoffgehalt der Elbe. Die meisten Nebenflüsse beeinflussten die betrachteten Konzentrationen in der Elbe nur geringfügig.

körpern der FGE Elbe zu erreichen, ist eine Verringerung der Stickstoff- und Phosphoreinträge notwendig. Bei Hamburg-Seemannshöft wird seit 1994 der Hauptanteil der Einträge der Elbe in die Nordsee bilanziert. Die hier erhobenen Nährstoffmengen müssen aus Sicht der Küstenwasserkörper um ≈24%, bezogen auf die abflussnormierten Frachten des Jahres 2006, reduziert werden. Diese Reduzierungsanforderung soll in 3 Bewirtschaftungszeiträumen erreicht werden.

In den **Abb. 16 bis 20** sind die Ammonium-, Nitrat-, Gesamt-Stickstoff-, o-Phosphat- und Gesamt-Phosphor-Gehalte von Schmilka bis Grauerort aufgetragen.

Die Stickstoffparameter zeigten über die dargestellten 5 Jahren einen abnehmenden Trend. Am deutlichsten wurde dieser bei den Ammoniumwerten. Die niedrigen Ammonium-Winterwerte des Jahres 2007 wurden 2008 nicht erreicht, aber insgesamt lagen die Werte an den meisten Messstellen deutlich unter denen der Vorjahre 2004 bis 2006. Diese Winterwerte gaben annähernd die eintragsbedingte Belastung der Elbe mit Ammonium wieder, weil bei den niedrigen Wassertemperaturen nahezu keine Nitrifikation im Gewässer stattfand.

¹ FGG Elbe, Hintergrundpapier zur Ableitung der überregionalen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Belastungsschwerpunkt Nährstoffe (Stand 11.06.2009; http://fgg-elbe.de/joomla/images/stories/Papier_Naehrstoffe_11-06-2009.pdf)

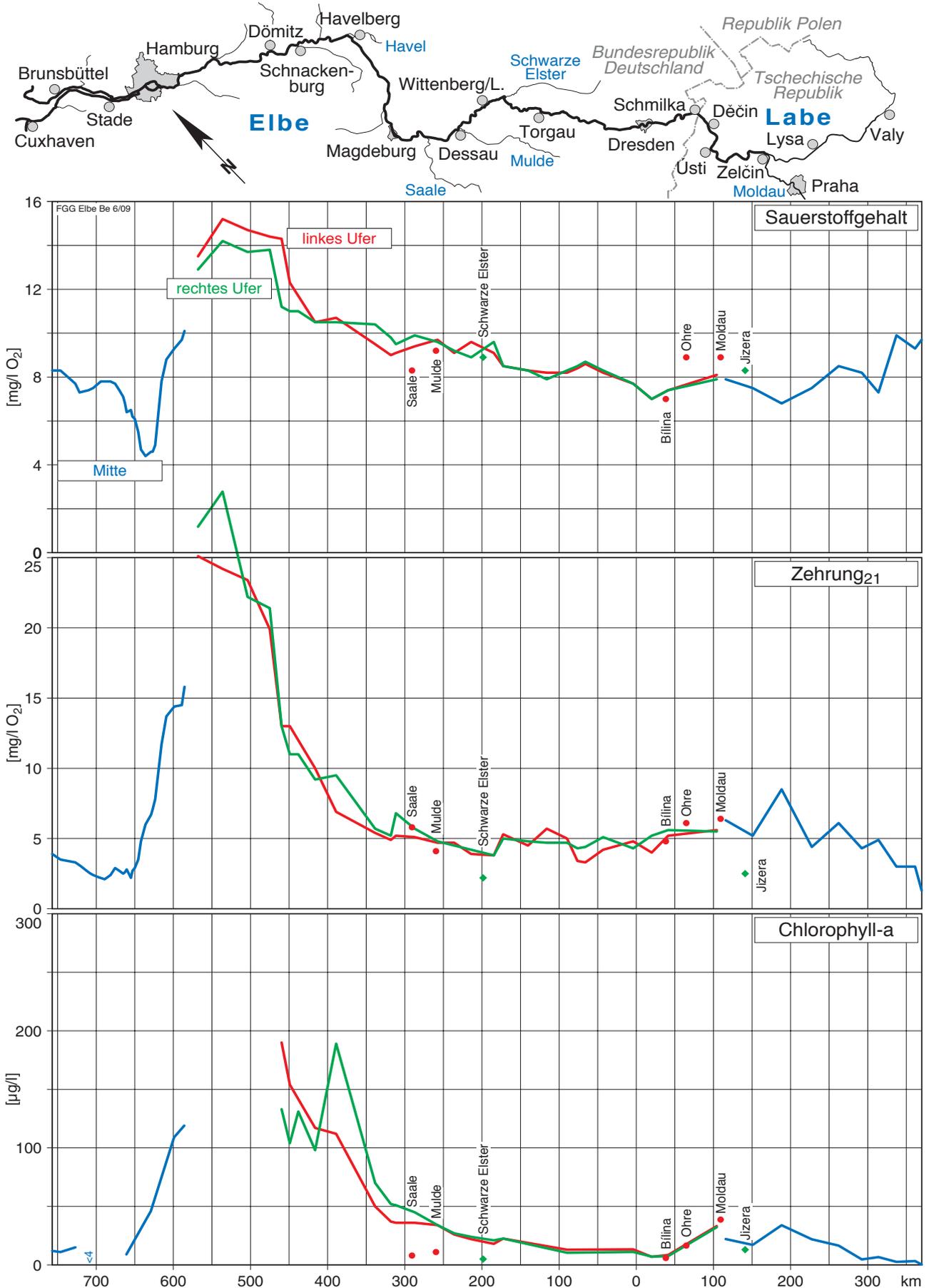


Abb. 15 Sauerstoff-, Zehrung₂₁- und Chlorophyll-a-Längsprofil der Elbe am 19.-21. August 2008

Auffällig war ein hoher Gesamt-Phosphorwert (**Abb. 20**) von 0,66 mg/l P, der am 5. Dezember 2007 am rechten Ufer in Schmilka gemessen wurde. Dieser hohe Wert wurde durch eine zweite Messung am linken Ufer in Schmilka vom gleichen Tag mit 0,72 mg/l P bestätigt. Auch die beiden Messungen bei Zehren mit Werten um 0,3 mg/l P waren etwas erhöht. Weiter stromab wurde diese Konzentrationserhöhung nicht mehr erfasst. Die hochwasserbedingt hohen Gesamt-P-Werte im März 2006 hingegen konnten damals bis Schnackenburg verfolgt werden. Da die o-Phosphatwerte im Dezember 2007 keine Auffälligkeiten zeigten, muss es sich um andere Phosphorverbindungen, wie organisch gebundener Phosphor, gehandelt haben.

Die Nährstoff-Gehalte führten in der Mittleren Elbe im Sommer 2008, ähnlich wie in den Vorjahren seit 1990, zu einem deutlichen Eutrophierungseffekt, erkennbar an hohen Chlorophyll-a-Gehalten (**Abb. 11 und 12**) und hohen pH-Werten. An den automatischen Messstationen wurden zeitweilig pH-Werte von über 9 gemessen (siehe auch **Kap. 3.3.1**). In der Unteren Elbe trat dieser Effekt wegen des hier schlechteren Lichtklimas nur deutlich gedämpft auf. Die hohen Schwebstoffgehalte lassen das Tageslicht nur bis in eine Tiefe von höchstens 1 m eindringen.

An der Messstation Schnackenburg (Strom-km 474,5) wurden 2008 die folgenden Nährstoffjahresfrachten für die Elbe ermittelt:

Ammonium	1 500	t/a N
Nitrat	76 000	t/a N
Gesamt-N	88 000	t/a N
o-Phosphat	1 100	t/a P
Gesamt-P	2 900	t/a P

Die Gesamt-Phosphor-Fracht des Jahres 2008 von 2 900 t/a P ist die niedrigste Phosphor-Jahresfracht, die seit 1978 an der Bilanzierungsstelle Schnackenburg ermittelt wurde. In dem abflussreichen Jahr 1987 wurde hier als höchster Wert 16 000 t/a P errechnet. Die anderen Jahresfrachtwerte lagen 2008 auf einem ähnlich niedrigen Niveau wie 2007.

Der Eintrag von Nährstoffen aus den Hauptzuflüssen in die Elbe entsprach in etwa ihrem Flächenanteil am Gesamteinzugsgebiet. Es gab keine auffällig hohen Einträge. Die Havel lieferte im Vergleich zu den anderen Nebenflüssen wiederum einen recht niedrigen Eintrag, weil in ihren Seenketten große Nährstoffmengen zurückgehalten werden. Im Jahr 2008 betrug der mittlere Nitrat-Gehalt der Havel bei Toppel nur 0,87 mg/l N.

Eine Übersicht der Nährstoff-Gehalte entlang der Elbe von der Quelle bis Mündung gibt **Abb. 21**. Vom 19. bis 21. August 2008 wurde an insgesamt 108 Stellen Proben genommen und untersucht.

Es fallen Ammonium-Spitzenwerte bei Verdek, Obristvi, Schnackenburg und Hamburg auf. Nur für den Hamburger Bereich kann eine schlüssige Erklärung für den hohen Ammonium-Wert gegeben werden. Der vergleichsweise hohe Wert wurde durch die Einleitung des Hamburger Klärwerks Köhlbrandhöft/Dradenau, welches das Abwasser von rund 2,9 Mio. Einwohnern (EW)* reinigt, hervorgerufen. Bei einem durchschnittlichen Reinigungsgrad von 96 % für Ammonium und 98 % für BSB₅ wurden bei einer mittleren Einleitungsmenge von rund 5 m³/s messbare Mengen in die Elbe geleitet. 2008 betrug diese Mengen 269 t/a NH₄-N* und 1230 t/a BSB₅*.

Die Längsprofile des Nitrats und Phosphats zeigten unterhalb der Quelle einen zügigen Anstieg der Konzentrationen mit dem Maximum bei Valy. Ab Valy bis Hamburg fielen die Gehalte wieder stetig ab, weil die Nährstoffe in die anwachsende Biomasse eingebaut wurden. Diese Primärproduktion wurde schon anhand der Chlorophyll-a-Werte in **Abb. 10 bis 12** beschrieben. Unterhalb Hamburgs wurden die Nährstoffe freigesetzt, weil hier ein erheblicher Teil des Phytoplanktons wegen des schlechteren Lichtklimas und weiter stromab wegen des steigenden Salzgehaltes abstarb und abgebaut wurde. Im Anschluss überwog der Einfluss des Nordseewassers und die Konzentrationen sanken erneut.

* HamburgWasser, Abwasser in Zahlen 2008

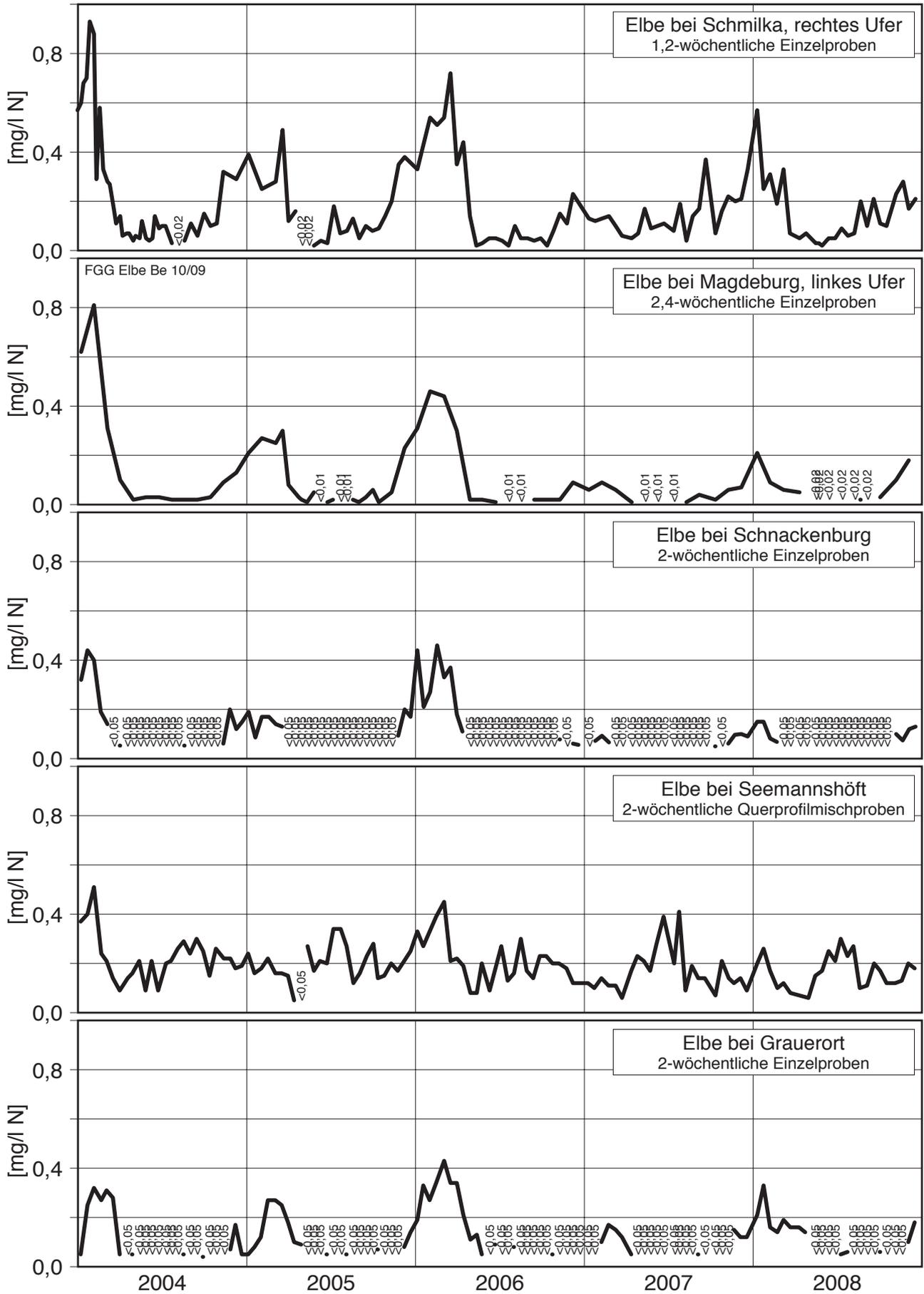


Abb. 16 Ammoniumgehalte der Elbe - 2004 - 2008

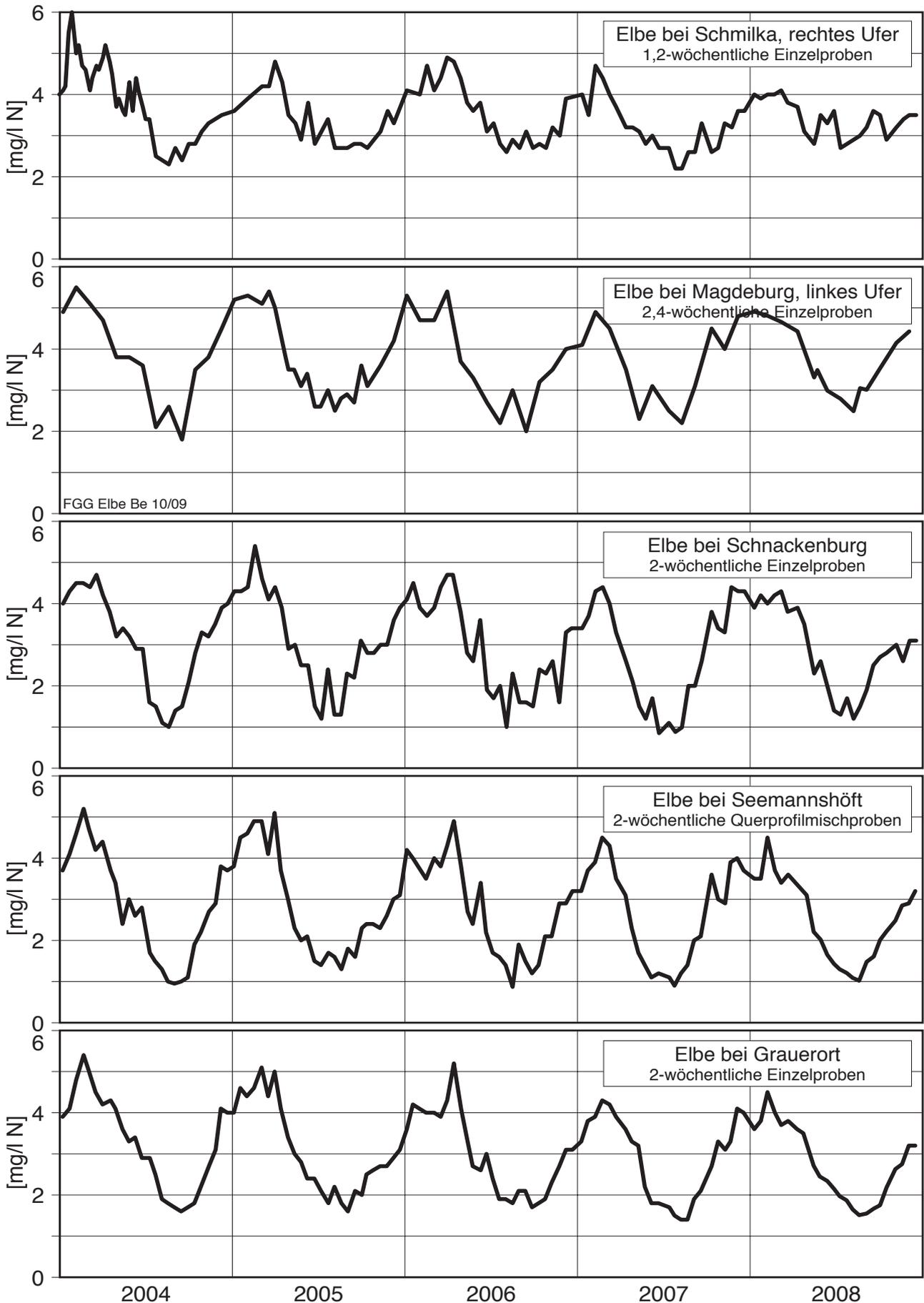


Abb. 17 Nitratgehalte der Elbe - 2004 - 2008

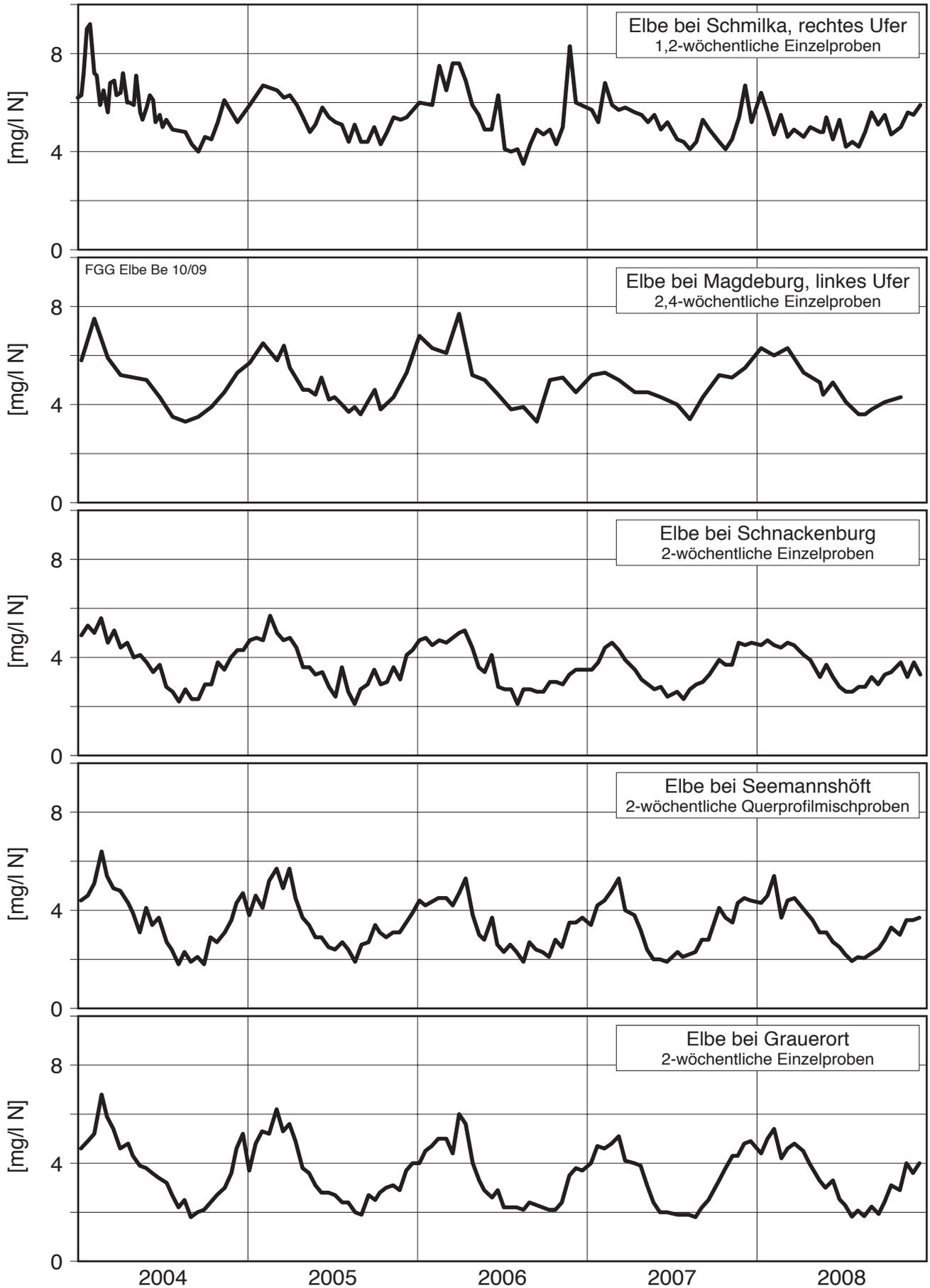


Abb. 18 Gesamt-Stickstoffgehalte der Elbe - 2004 - 2008

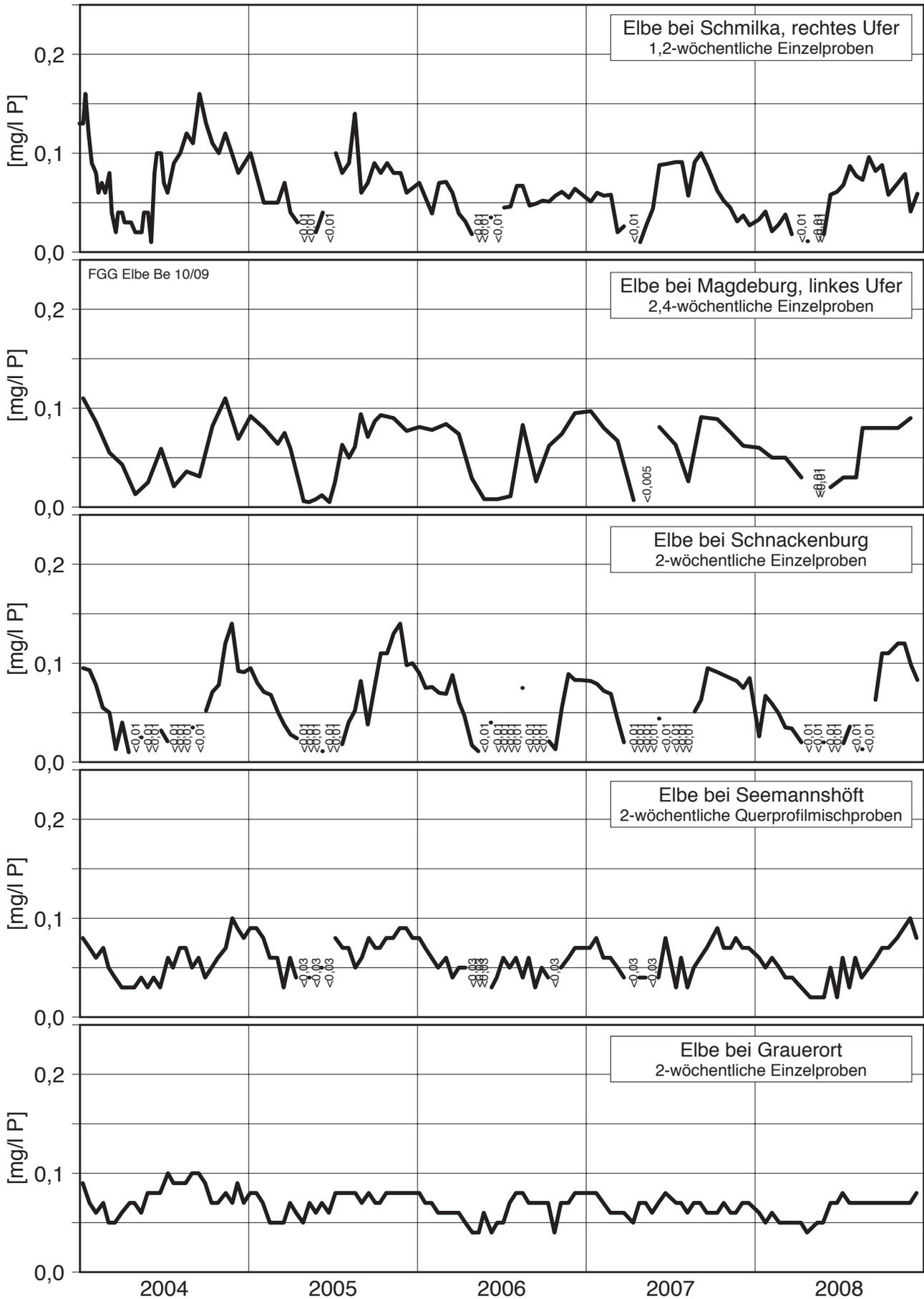


Abb. 19 o-Phosphatgehalte der Elbe - 2004 - 2008

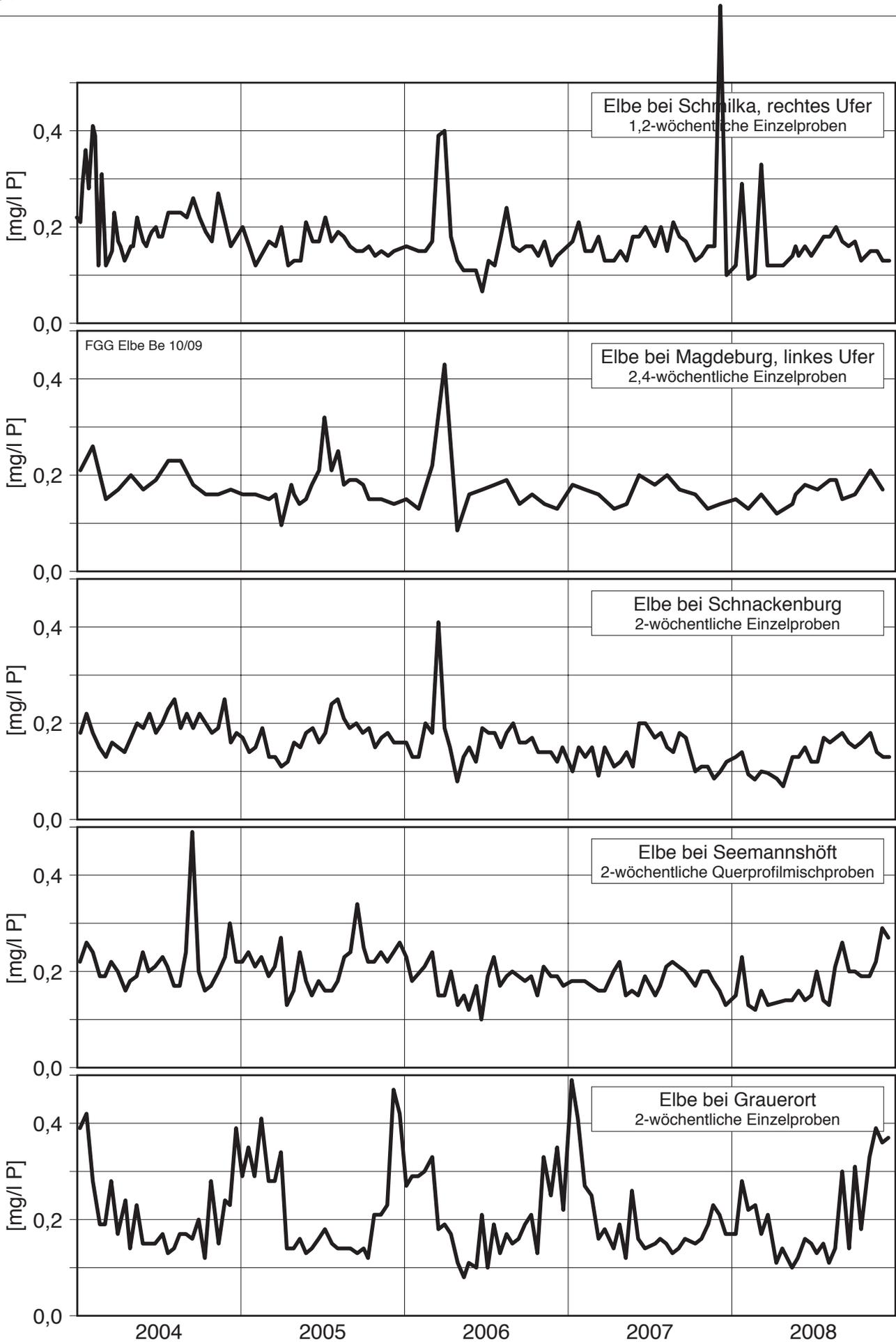


Abb. 20 Gesamt-Phosphorgehalte der Elbe - 2004 - 2008

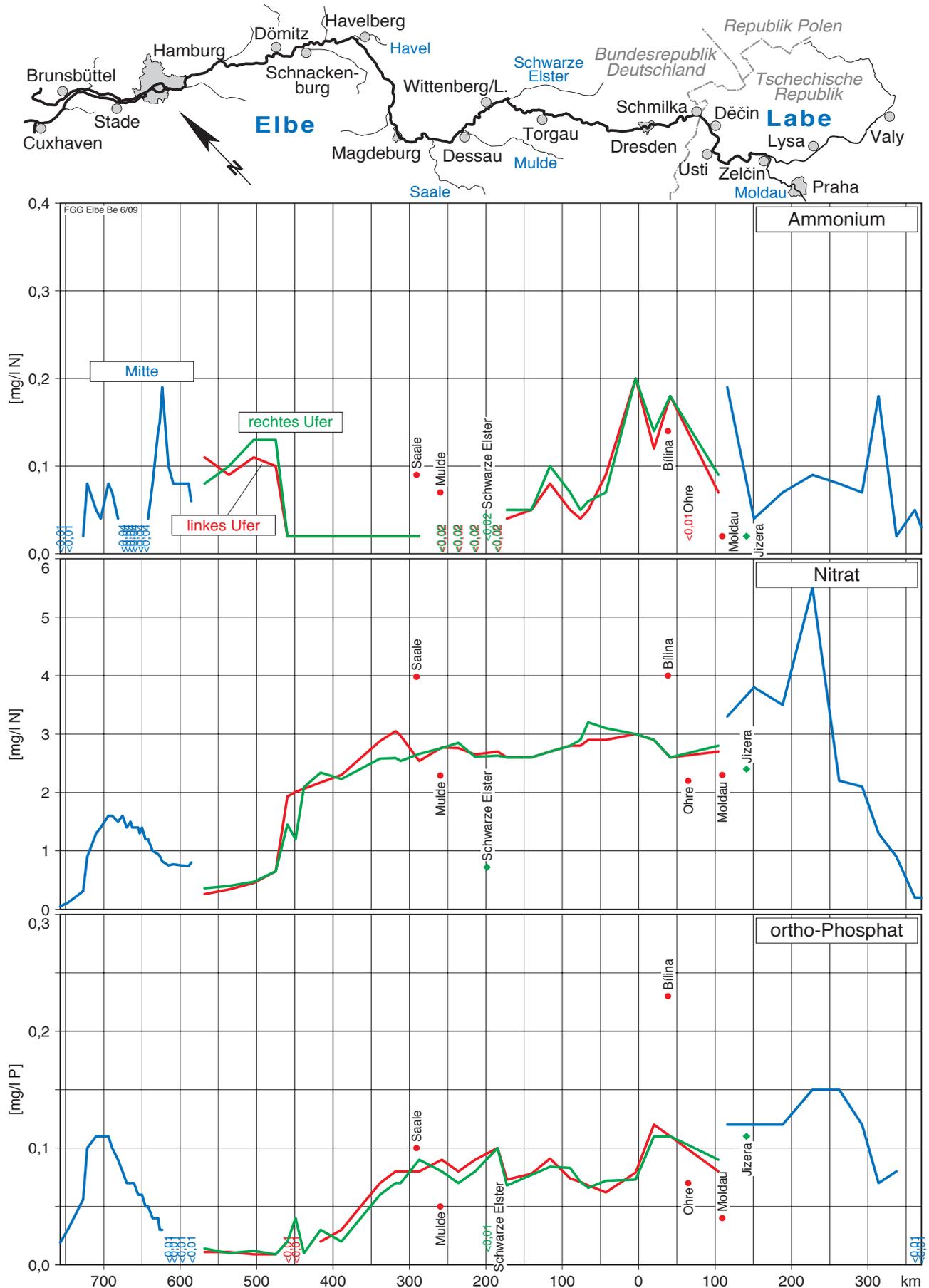


Abb. 21 Ammonium-, Nitrat- und o-Phosphat-Längsprofil der Elbe am am 19.-21. August 2008

Die Moldau als größter Nebenfluss der Elbe beeinflusste die drei Nährstoff-Messgrößen Ammonium, Nitrat und o-Phosphat in der Elbe unterhalb ihrer Einmündung. Die anderen Ne-

benflüsse hatten nur einen sehr geringen Einfluss auf die Nährstoff-Konzentrationen der Elbe.

3.3.3 Entwicklung der Schadstoffgehalte

Im Anhang in **Tab. A1** sind die Schadstoffe für die Bewertung des ökologischen Zustandes mit den derzeit gültigen Umweltqualitätsnormen (UQN) aufgeführt.

Aus der Gruppe der Schwermetalle sind in **Abb. 22** und **23** die Gehalte von Zink und dem Metalloid Arsen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten aufgetragen. Das Probenmaterial wurde in den Sedimentationsbecken (DIN 38402-A24) der automatischen Messstationen entlang der Elbe gesammelt. Die Balkenbreite gibt den Sammelzeitraum wider, der in der Regel ein Monat betrug. Die UQN wurde, wie schon in **Abb. 2** und **3**, farblich dargestellt. Wenn der Jahresmittelwert der Messwerte den UQN-Wert überschritt, dann hatte der spezifische Schadstoff die Umweltqualitätsnorm nicht eingehalten und die Balken ragen entsprechend in den roten Bereich. Der Nahbereich der Umwelt-Qualitätsnorm von $0,5 \times$ UQN bis $2 \times$ UQN wurde heller dargestellt.

An der Spree bei Sophienwerder wurden mit einer Durchlaufzentrifuge Tagesmischproben der Schwebstoffe gewonnen. Nachdem die Messstation Cuxhaven Ende 2007 durch eine Schiffkollision zerstört wurde, wurde 2008 auch hier eine Zentrifuge eingesetzt.

Die Zinkwerte in den frischen Sedimenten lagen in Sachsen im Mittel unter dem UQN-Wert von 800 mg/kg Zn. Nur bei Zehren (Wasserkörper DESN_5-1) wurde dieser Wert 2008 leicht überschritten. An der Mulde-, Saale- und Spreemündung wurde die Zink-UQN deutlich überschritten. Der Zink-Eintrag aus den Zuflüssen wirkte sich in der Elbe bis Schnackenburg aus. Die Jahresmittelwerte betragen in den bewerteten Jahren 2006 bis 2008:

Jahresmittelwerte

mg/kg Zn

Jahr	2006	2007	2008
Elbe, Schmilka	520	510	540
Elbe, Zehren	540	730	820
Elbe, Domnitzsch	560	600	700
Mulde, Dessau	1 660	1 610	1 940
Saale, Rosenberg	1 310	937	1 370
Elbe, Magdeburg	901	875	1 220
Spree, Sophienwerder	1 040*	1 060*	957*
Elbe, Cumlosen	650	720	760
Elbe, Schnackenburg	1 000	1 100	1 300
Elbe, Bunthaus	740	780	750
Elbe, Seemannshöft	400	450	480
Elbe, Grauerort	440	370	420
Elbe, Cuxhaven	270	220	290*

* Tagesmischproben Zentrifuge

Für die hier nicht aufgeführten Wasserkörper stehen keine Metall-Messwerte an Feststoffen zur Verfügung.

An der Bilanzierungs-Messstation Schnackenburg wurde in 2008 eine Zink-Jahresfracht von 730 t/a berechnet. Das ist knapp ein Drittel der Zinkfracht, die für 1986 mit 2 400 t/a ermittelt wurde.

Die Arsen-Werte in **Abb. 23** zeigten einen Belastungsschwerpunkt an der Muldemündung. Auch wenn die Arsen-Gehalte im Feststoff der Mulde seit dem Beginn der Messungen in Dessau im Jahr 1993 erheblich abgenommen haben, wurde der UQN-Wert von 40 mg/kg in dem bewerteten Zeitraum von 2006 bis 2008 deutlich überschritten. Eine geringe UQN-Wertüberschreitung wurde 2006 bei Bunthaus und 2007 bei Schnackenburg beobachtet. In der Saale hingegen lagen die Arsen-Werte wie in

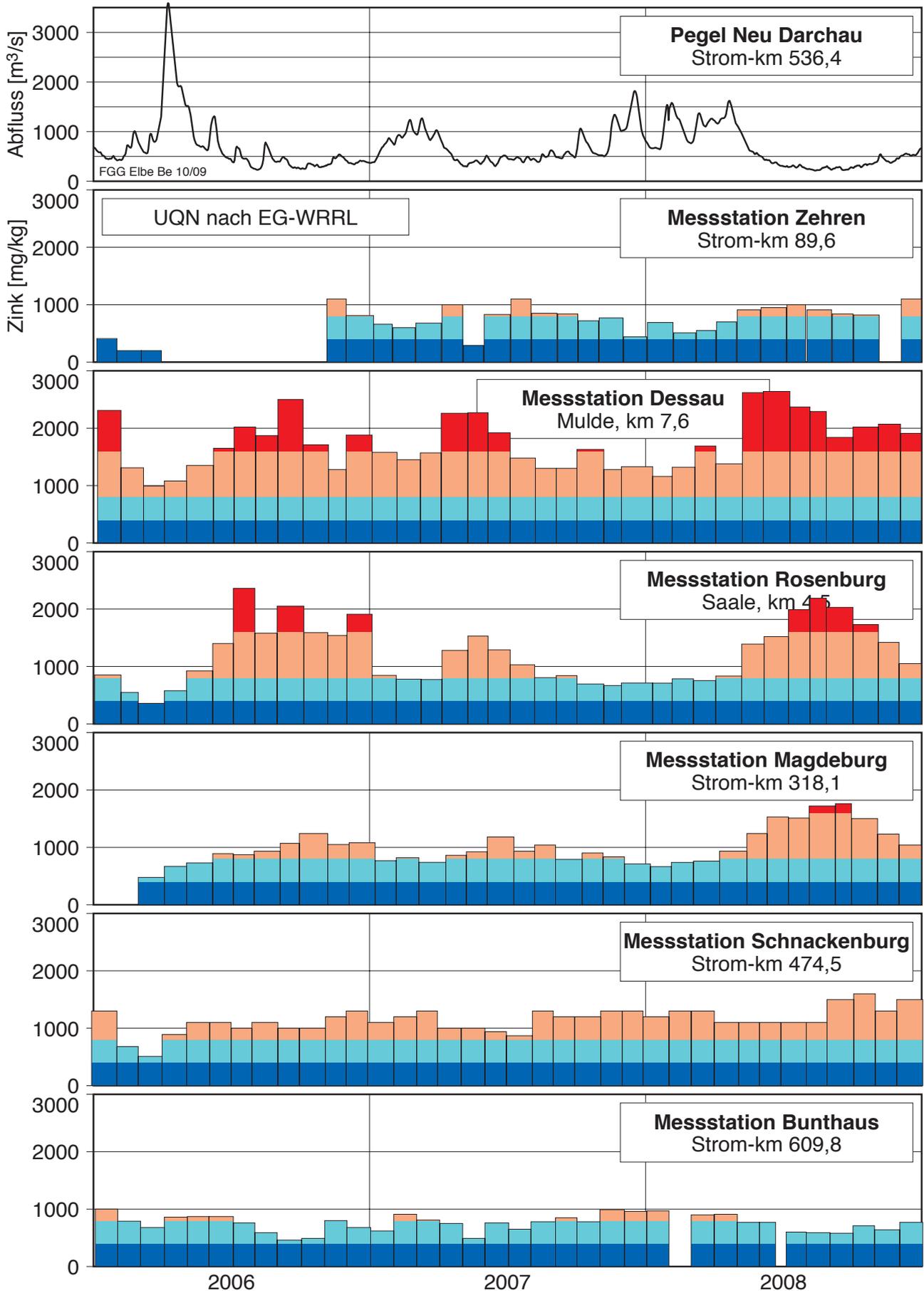


Abb. 22 Zink in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten ($<20 \mu\text{m}$) der Elbe - 2006 - 2008

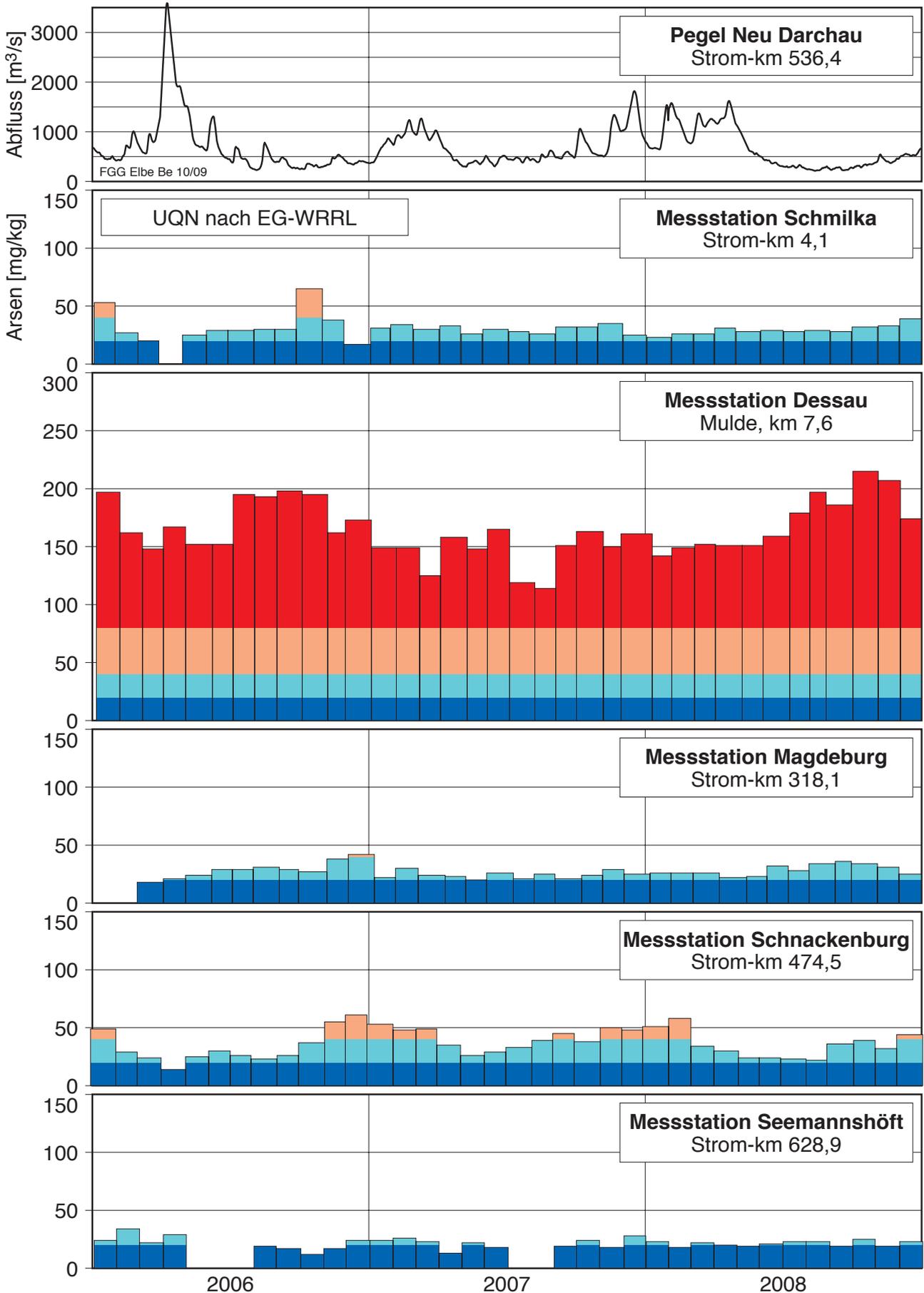


Abb. 23 Arsen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten ($<20 \mu\text{m}$) der Elbe - 2006 - 2008

den Vorjahren vergleichsweise niedrig. Die Arsen-Jahresmittelwerte lauteten:

Jahresmittelwerte

mg/kg As			
Jahr	2006	2007	2008
Elbe, Schmilka	33	30	29
Elbe, Zehren	26	33	28
Elbe, Dommitzsch	34	34	32
Mulde, Dessau	175	146	172
Saale, Rosenberg	11	12	13
Elbe, Magdeburg	29	24	29
Spree, Sophienwerder	18*	16*	15*
Elbe, Cumlosen	26	29	24
Elbe, Schnackenburg	33	41	35
Elbe, Bunthaus	48	25	23
Elbe, Seemannshöft	22	22	21
Elbe, Grauerort	31	31	31
Elbe, Cuxhaven	30	29	24*

* Tagesmischproben Zentrifuge

Die Arsen-Bilanzierung bei Schnackenburg ergab für 2008 eine Fracht von 56 t/a. Im Vergleichsjahr 1986 wurden hier 110 t/a berechnet.

An der Spreemündung bei Sophienwerder wurden 2006 bis 2008 für Kupfer Jahresmittelwerte von 403, 421 und 448 mg/kg Cu an den Tagesmischproben (Zentrifuge) der Schwebstoffe ermittelt. Damit wurde hier die UQN von

160 mg/kg Cu überschritten. Die vorliegenden Kupfer-Messwerte der anderen Messstellen lagen im Mittel unter dem Normwert. Bei den Chrom-Messungen gab es an keiner Messtelle eine Überschreitung der UQN von 640 mg/kg Cr.

Aus der Gruppe der Polychlorierten Biphenyle (PCB), zu der 209 verschiedenen Kongenere gehören, gibt es für PCB Nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 und 180 eine UQN. Diese beträgt für jedes genannte Kongener 20 µg/kg in Feststoffen (Schwebstoffe, Sediment). Ersatzweise kann auch eine UQN von 0,5 ng/l in der Wasserphase verwendet werden. Das setzt allerdings eine sehr empfindliche Messmethode mit einer niedrigen Bestimmungsgrenze voraus.

Trotz der seit 1978 geltenden Anwendungseinschränkungen und des generellen Anwendungsverbotes für PCB in der Bundesrepublik Deutschland seit 1989 werden diese persistenten Verbindungen noch immer in Sedimenten und in Wasserlebewesen, wie Fischen, gefunden. In diesen Matrices der Oberflächengewässer reichern sich die PCB stark an. Das trifft besonders auf die höher chlorierten PCB Nr. 138, 153 und 180 zu. Diese PCB-Kongenere sind in **Abb. 24 bis 26** als Gehalte in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten aufgetragen. Hohe PCB-Werte mit einer Überschreitung der

Jahresmittelwerte

µg/kg PCB	Nr. 138			Nr. 153			Nr. 180		
	2006	2007	2008	2006	2007	2008	2006	2007	2008
Elbe, Schmilka	36	53	48	41	62	45	35	45	38
Elbe, Zehren	17	33	23	17	39	22	13	30	18
Elbe, Dommitzsch	21	26	29	23	30	27	18	23	23
Mulde, Dessau	3	2	4	2	2	3	0,8	<0,5	2
Saale, Rosenberg	4	3	6	2	4	4	2	1	2
Elbe, Magdeburg	17	7	12	30	10	11	40	6	8
Spree, Sophienwerder	61*	53*	58*	36*	32*	43*	22*	19*	34*
Elbe, Cumlosen	6	8	9	8	8	9	5	5	6
Elbe, Schnackenburg	8	7	8	13	11	13	5	4	6
Elbe, Bunthaus	16	7	7	9	8	8	6	6	6
Elbe, Seemannshöft	5	4	4	5	4	5	3	3	3
Elbe, Grauerort	3	2	3	4	3	3	2	1	2
Elbe, Cuxhaven	0,8	0,5	2*	1	0,7	2*	0,4	0,4	0,9*

* Tagesmischproben Zentrifuge

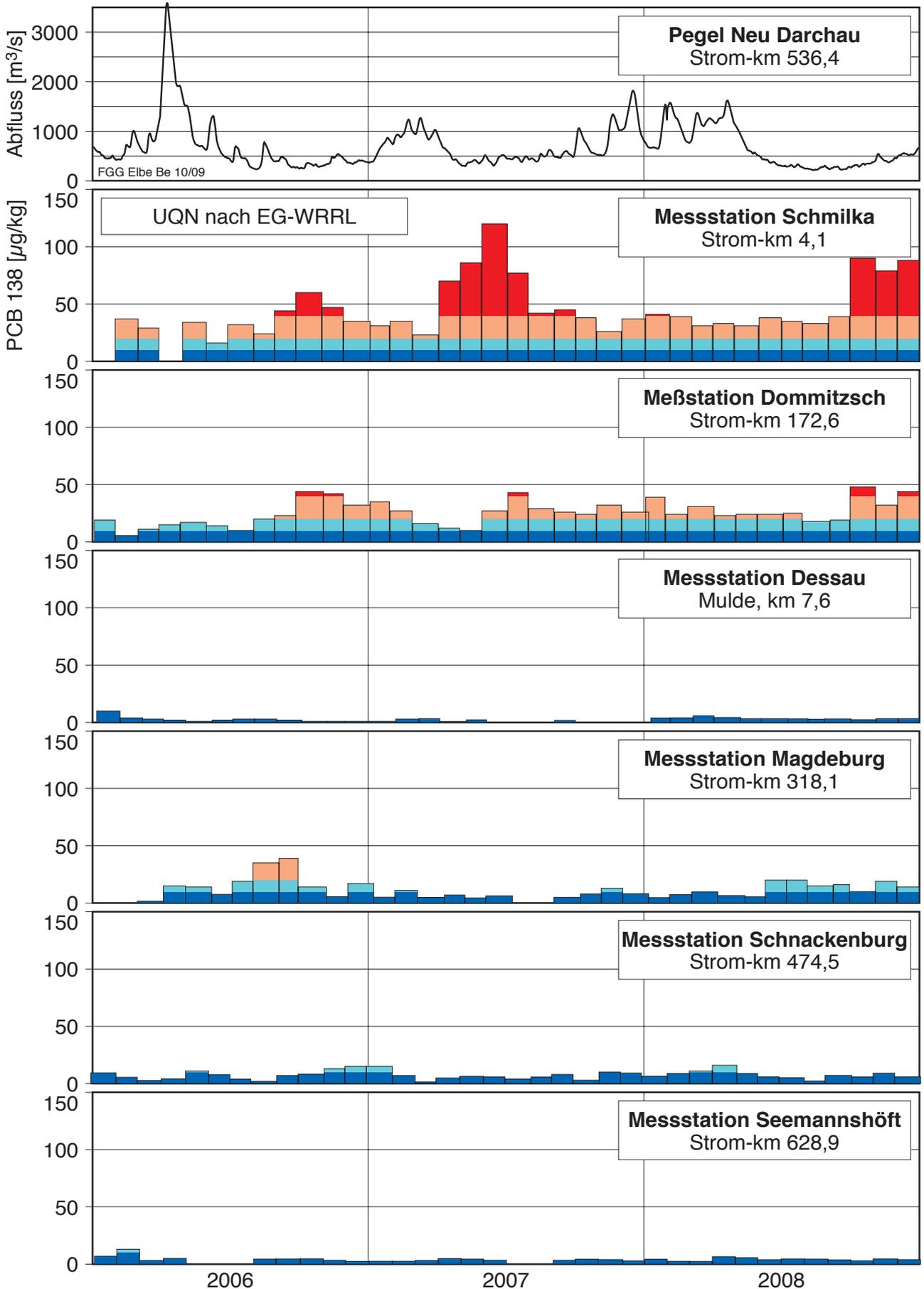


Abb. 24 PCB Nr. 138 in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2006 - 2008

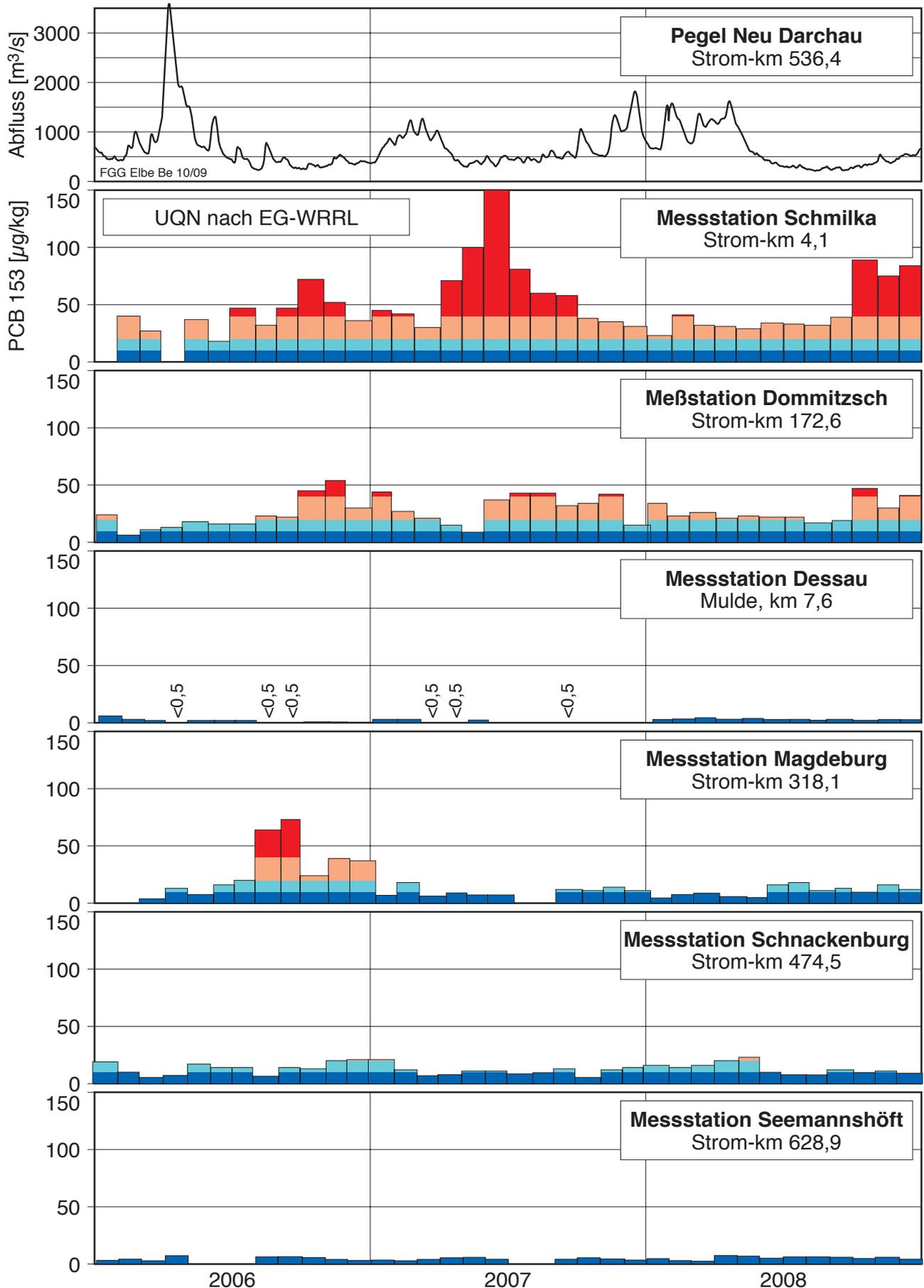


Abb. 25 PCB Nr. 153 in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2006 - 2008

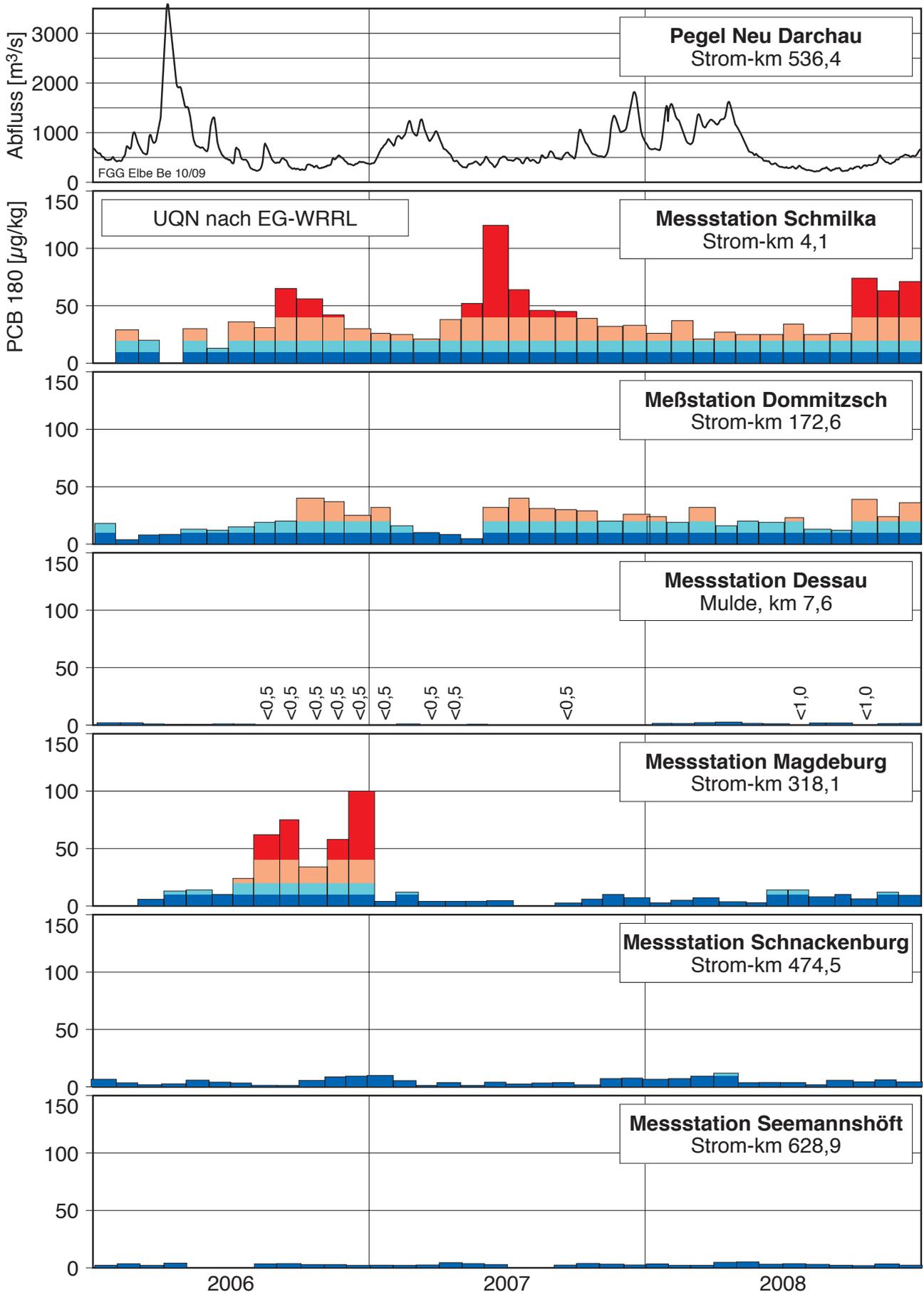


Abb. 26 PCB Nr. 180 in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2006 - 2008

UQN wurden in Sachsen gemessen. Der Schwerpunkt der Belastung wurde an der Grenzmesstation Schmilka mit den höchsten Konzentrationen beobachtet. Bei Magdeburg kam es 2006 für PCB Nr. 153 und 180 zu einer UQN-Überschreitung. In 2007 und 2008 lag die PCB-Belastung hier deutlich niedriger. Im Jahre 2006 bis 2008 waren die Jahresmittelwerte der PCB Nr. 52, 101, 118, 138, 153 und 180 an der Spree bei Sophienwerder höher als der UQN-Wert. Die einzelnen Jahresmittelwerte der drei beschriebenen PCB-Kongeneren sind in der Tabelle (s. o.) aufgeführt.

Die absolute, von der Elbe transportierte, Menge an PCB ist vergleichsweise gering. So wurden 2008 an der Bilanzierungs-Messstelle Schnackenburg Jahresfrachten für die einzelnen PCB-Kongeneren von 1 bis 5 kg/a ermittelt. Im Vergleichsjahr 1986 waren das 30 bis 60 kg/a.

Aus der Gruppe der Organozinnverbindungen, die ein hohes gewässerökologisches Schädigungspotential haben, werden die Gehalte von Dibutylzinn, Tetrabutylzinn und Tributylzinn als spezifische Schadstoffe für die Bestimmung des ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer bewertet. Der Jahresmittelwert der Konzentrationen in Feststoffen (Schwebstoffe, Sedimente) darf nicht über der UQN von 100 µg/kg Kat. für Dibutylzinn, 40 µg/kg Kat. für Tetrabutylzinn und 20 µg/kg Kat. für Triphenylzinn liegen. Die wichtige und verbreitete Verbindung Tributylzinn wird für den chemischen Zustand bewertet (siehe **Kap. 4**).

In der Tabelle unten sind die Jahresmittelwerte der drei bewerteten Organozinn-Verbindungen für die Jahre 2006 bis 2008 zusammengestellt. Gemessen wurde an den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten aus den Sedimentationsbecken. Die relativ hohen Konzentrationen von Dibutylzinn und Tetrabutylzinn sind für eine Auswahl der Messstellen in **Abb. 27** und **28** aufgetragen.

Die Werte von Dibutylzinn und Tetrabutylzinn zeigen an der Muldemündung einen Belastungsschwerpunkt, der durch eine Altlast der Chemieindustrie im Raum Bitterfeld/Wolfen hervorgerufen wurde. Die seit längerer Zeit laufende zeit- und kostenintensive Sanierung hat zu einem deutlichen Rückgang der Organozinngehalte in den Mulde-Sedimenten geführt. In den 1990er Jahren lagen die Konzentrationen teilweise um den Faktor 70 höher als heute. Die Umweltqualitätsnormen werden jedoch noch immer überschritten, sodass eine weitere Verringerung der Organozinngehalte in der Mulde zur Zielerreichung nötig ist.

Die Bilanzierung bei Schnackenburg ergab:

kg/a Kation	2008	1994
Dibutylzinn	14	170
Tetrabutylzinn	10	250
Triphenylzinn	<2	<0,5

1994 wurde mit der systematischen Überwachung der Organozinn-Verbindung in der Elbe begonnen.

Jahresmittelwerte

µg/kg Kation Jahr	Dibutylzinn			Tetrabutylzinn			Triphenylzinn		
	2006	2007	2008	2006	2007	2008	2006	2007	2008
Elbe, Schmilka	29	11	25	<1	<1	<1			<1
Elbe, Zehren	24	13	14	<1	<1	<1			<1
Elbe, Dommitzsch	20	15	11	<1	<1	<1			<1
Mulde, Dessau	140	84	130	140	85	47	<10		<10
Saale, Rosenberg	34	32	26	<10	<10	<10	<10		<10
Elbe, Magdeburg	29	28	31	15	<10	<10	<10		<10
Spree, Sophienwerder	<2*	<2*	<2*	<2*	<2*	<2*	<2*	<2*	<2*
Elbe, Schnackenburg	27	37	53	20	30	43	<4	<4	<4
Elbe, Seemannshöft	21	18	25	12	8	9	2	<1	2
Elbe, Grauerort	25	16	17	12	7	9	<4	<4	4

* Tagesmischproben Zentrifuge

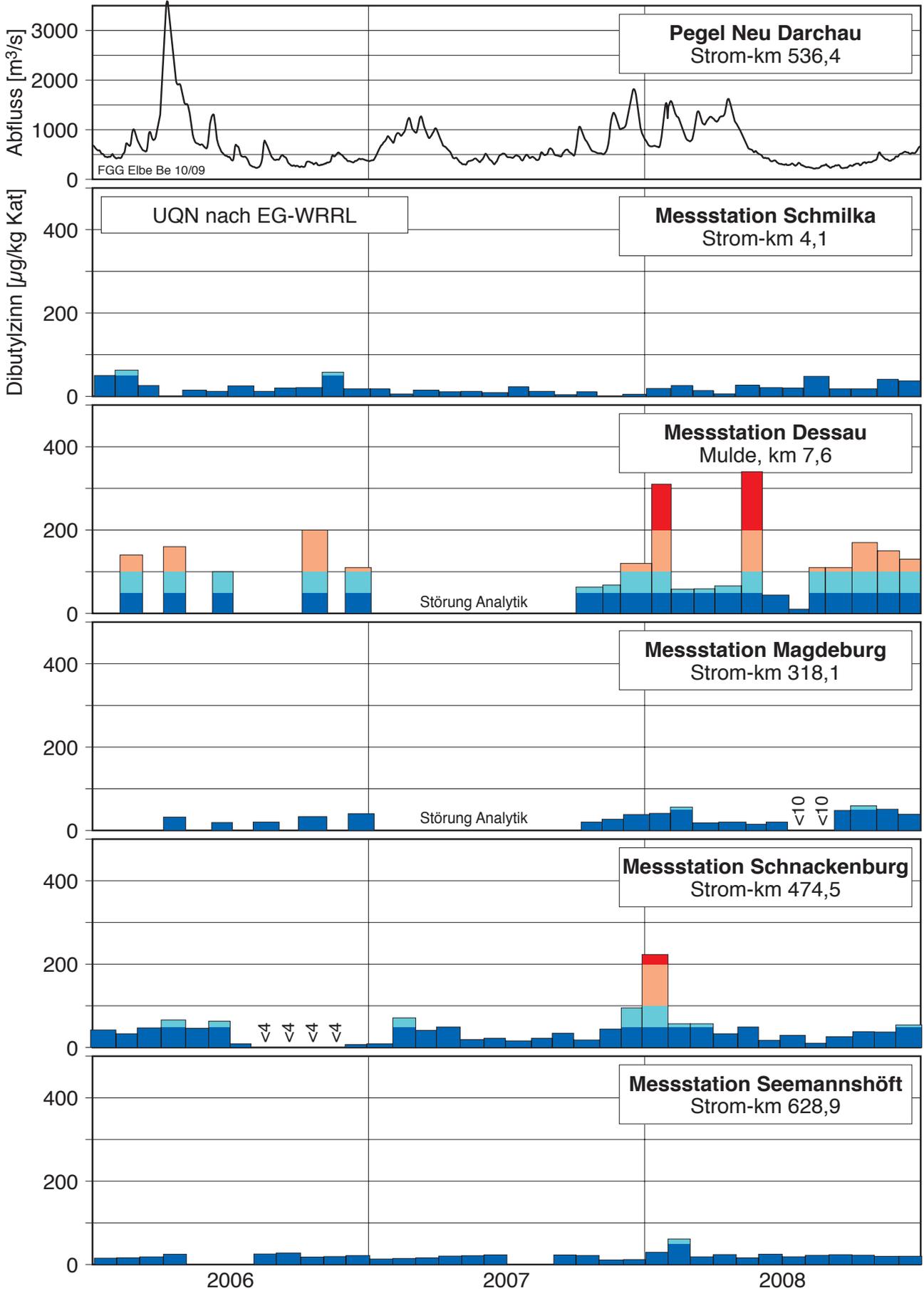


Abb. 27 Dibutylzinn in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten ($<2 mm$) der Elbe - 2006 - 2008

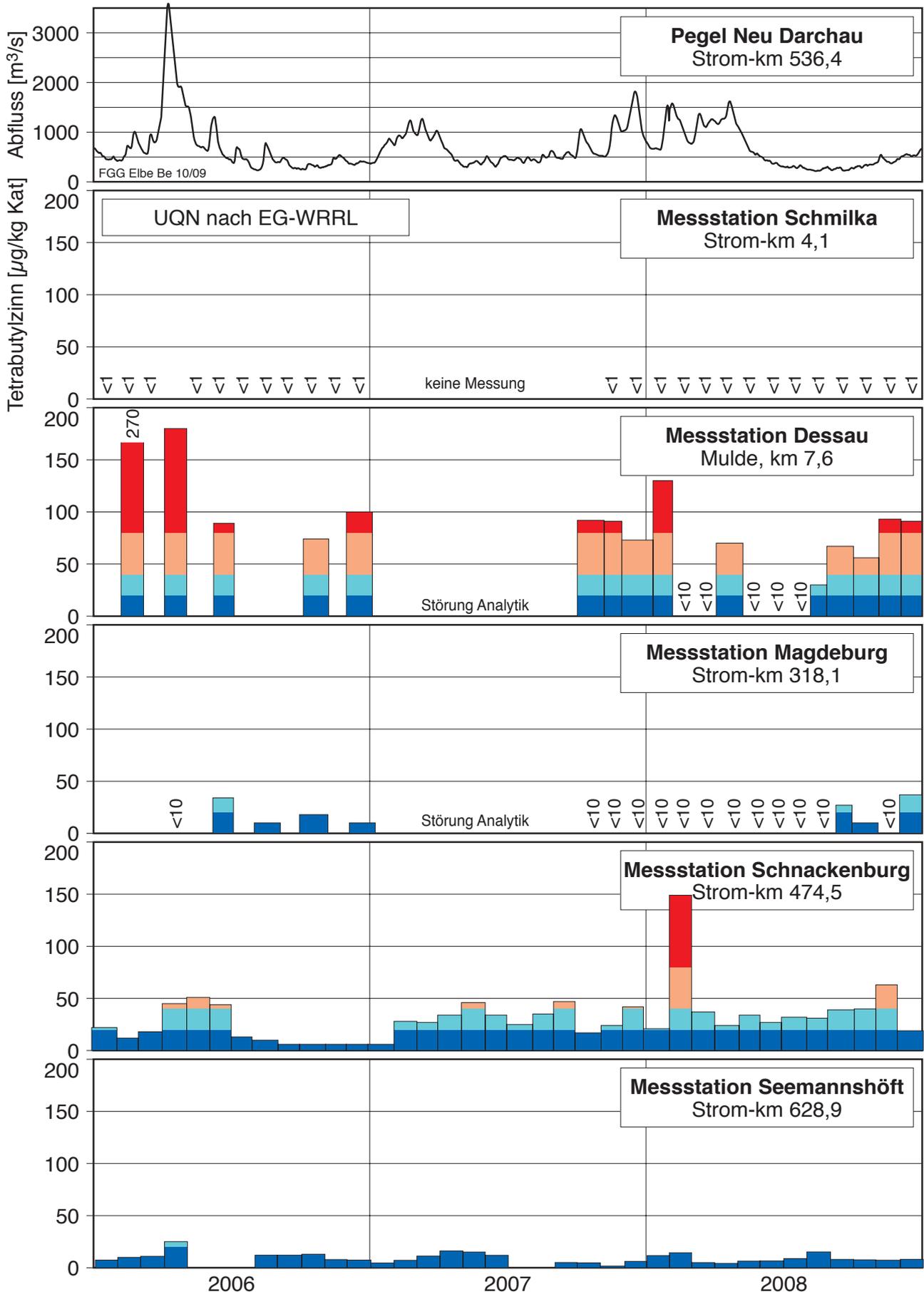


Abb. 28 Tetrabutylzinn in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2006-2008

4. Beschreibung des chemischen Zustandes

4.1 Chemischer Zustand der Elbe und Hauptzuflüsse nach national geltendem Recht (2008)

4.1.1 Der Elbestrom von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven

In die Gesamtbewertung des chemischen Zustandes des Elbestromes fließen die Ergebnisse der vier Schadstoffgruppen Schwermetalle, Pestizide, Industriechemikalien und andere Schadstoffe sowie des Nitrats ein (**Abb. 29**). Für jeden Stoff innerhalb der einzelnen Schadstoffgruppen und für das Nitrat gilt eine konzentrationsbezogene Umweltqualitätsnorm (UQN). Je nachdem, ob diese UQN eingehalten oder nicht eingehalten wurde, wird in der Gesamtbewertung für den einzelnen OWK ein „guter“ (Farbe blau) oder „nicht guter Zustand“ (Farbe rot) ausgewiesen.

Ähnlich wie bei den biologischen Qualitätskomponenten führt schon die Überschreitung eines einzelnen Stoffes zur Festlegung des „nicht guten chemischen Zustandes“ des OWK, für den diese Überschreitung festgestellt wurde (worst-case-Ansatz).

Für die zukünftige Messstrategie im Rahmen der Überwachung wurde es als hilfreich erachtet, die Grundsatzaussage „guter chemischer Zustand“ oder „nicht guter chemischer Zustand“ weiter zu differenzieren. Aus diesem Grunde wurde in der farblichen Darstellung der Untersuchungsergebnisse noch eine Unterscheidungsmöglichkeit eingearbeitet, die die Aussage zulässt, ob der einzelne Schadstoff von seiner Konzentration her unter der Hälfte der

UQN ($<1/2$ UQN) liegt oder die UQN um das Doppelte (>2 UQN) überschreitet.

Im Längsprofil des deutschen Elbeabschnittes wurden für insgesamt 3 OWK Überschreitungen von UQN festgestellt, die alle in der Schadstoffgruppe „andere Schadstoffe“ auftraten (**Abb. 29**). Diese Überschreitungen führten dazu, dass für die betroffenen OWK der „nicht gute chemische Zustand“ ausgewiesen werden musste.

Im Grenzgewässerwasserkörper (DESN_5-0) bei Schmilka führte – bezogen auf den Jahresmittelwert – p,p'-DDT zu einer doppelten Überschreitung der zugehörigen UQN. Im nachfolgenden sächsischen OKW DESN_5-1 wurde die UQN für Fluoranthen nicht eingehalten. Gleiches gilt für den OWK DEST_EL03OW01-00 in Sachsen-Anhalt. Im Bereich des Übergangsgewässers der Tideelbe wurde aufgrund von Benzo(a)pyren der „gute chemische Zustand“ verfehlt.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass derzeit nach national geltendem Recht (Stand Dezember 2009) sechs der insgesamt zehn OWK des Elbestromes in Deutschland einen guten chemischen Zustand aufweisen und lediglich vier OWK auf Grund einzelner Substanzen aus der Gruppe der „anderen Schadstoffe“ diesen Zustand verfehlen.

4.1.2 Hauptzuflüsse der Elbe

Schwarze Elster bei Gorsdorf (DEST_SE04 OW01-00)

Hinsichtlich des chemischen Zustandes nach national geltendem Recht zeigte keine der Schadstoffgruppen eine Überschreitung bezüglich der UQN (**Abb. 30**). Folglich war das Gesamtergebnis für den chemischen Zustand des

OWK Schwarze Elster bei Gorsdorf mit „gut“ auszuweisen.

Mulde bei Dessau (DEST_VM02OW01-00)

Im Zusammenhang mit der Bewertung des chemischen Zustandes wurde eine Überschreitung

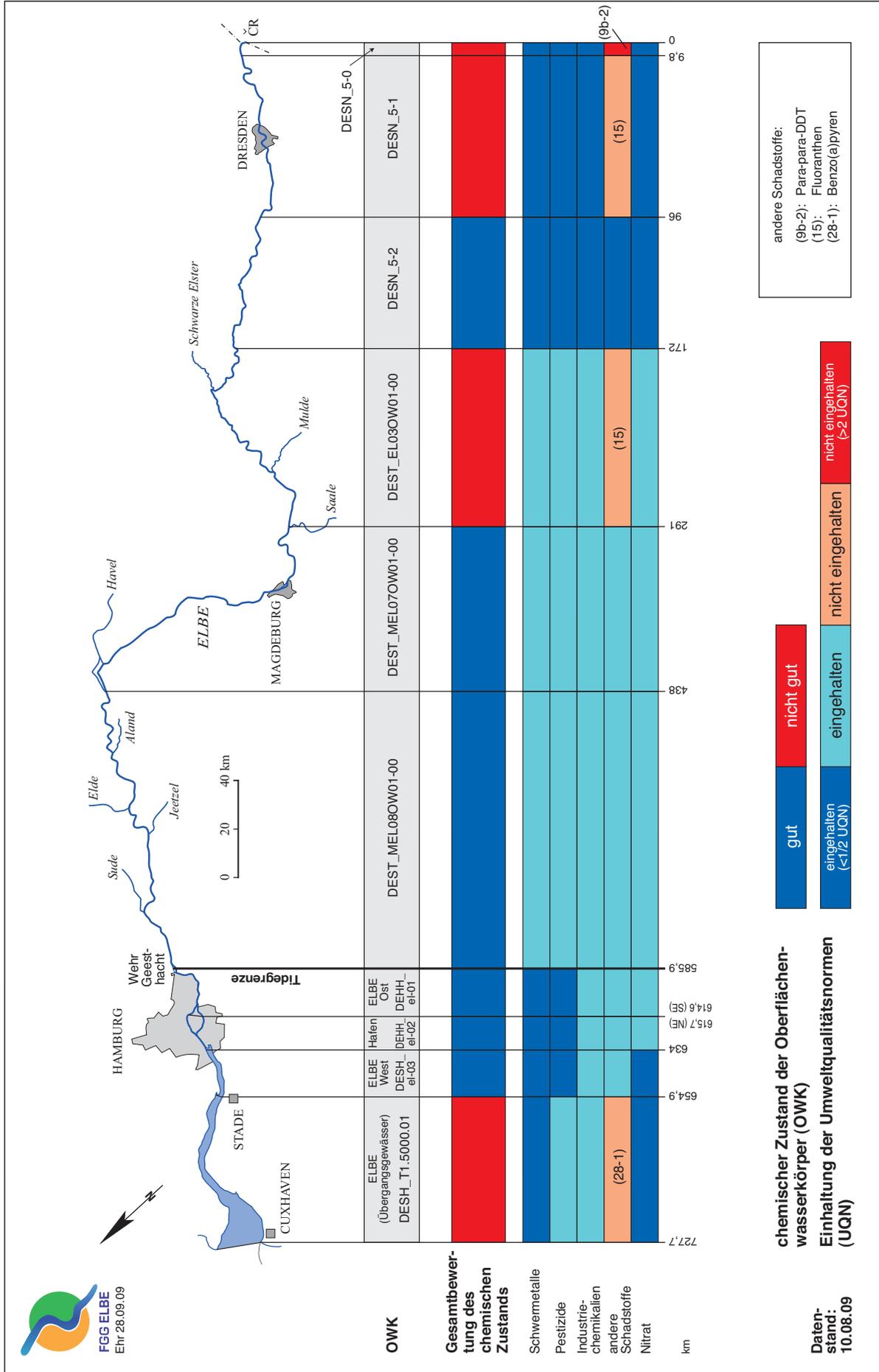


Abb. 29 Bewertung des chemischen Zustands und Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für Schadstoffgruppierungen im Elbestrom nach EG-WRRL (2008 geltendes Recht)

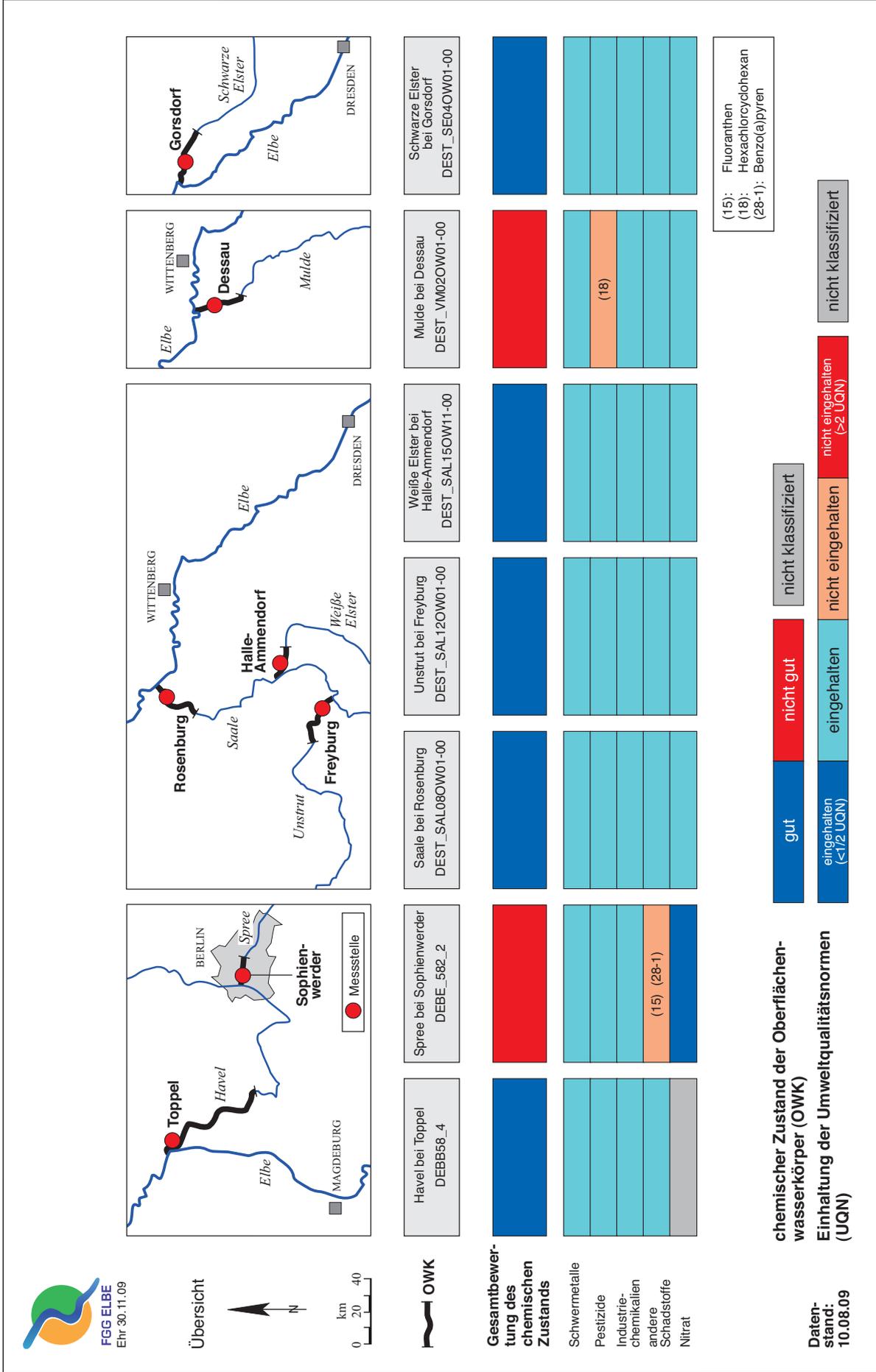


Abb. 30 Bewertung des chemischen Zustands und Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für Schadstoffgruppen der Hauptzuflüsse der Elbe nach EG-WRRL (2008 geltendes Recht)

der UQN bei der Schadstoffgruppe „Pestizide“ festgestellt (**Abb. 30**). Diese wurde durch Hexachlorcyclohexan hervorgerufen. Folglich führte die Gesamtbewertung des OWK „Mulde bei Dessau“ (DEST_VM02OW01-00) wegen dieses einen Stoffes zu einem „nicht guten chemischen Zustand.“

Weißer Elster bei Halle-Ammendorf (DEST_SAL15OW11-00)

Bei den für die chemische Zustandsbewertung zu berücksichtigenden Schadstoffgruppierungen wurden keine Überschreitungen von UQN festgestellt (**Abb. 30**). Folglich führte die Gesamtbewertung des OWK „Weißer Elster bei Halle-Ammendorf“ (DEST_SAL15OW11-00) zu einem „guten chemischen Zustand“.

Unstrut bei Freyburg (DEST_SAL12OW01-00)

Hinsichtlich des chemischen Zustandes wurden keine Überschreitungen von UQN innerhalb der verschiedenen Schadstoffgruppen festgestellt (**Abb. 30**). Aus diesem Grunde lautet das Gesamtergebnis für die Bewertung der Unstrut bei Freyburg (DEST_SAL12 OW01-00) „guter chemischer Zustand“.

Saale bei Rosenberg (DEST_SAL08OW01-00)

Für die Stoffe der verschiedenen Schadstoffgruppen, die für die Beschreibung des chemischen Zustandes zu berücksichtigen sind, wurden keine Überschreitungen von UQN festgestellt (**Abb. 30**). Aus diesem Grunde wurde als Gesamtergebnis für die Bewertung der Saale bei Rosenberg (DEST_SAL08OW01-00) der „guter chemischer Zustand“ ausgewiesen.

Spree bei Sophienwerder (DEBE_582_2)

Hinsichtlich des chemischen Zustandes wurde eine einfache Überschreitung der UQN für Fluoranthren und Benzo(a)pyren aus der Gruppe der „anderen Schadstoffe“ ermittelt (**Abb. 30**). Aus diesem Grunde verfehlte der OWK der Spree bei Sophienwerder (DEBE_582_2) im Gesamtergebnis den „guten chemischen Zustand“.

Havel bei Toppel (DEBB58_4)

Im Zusammenhang mit der Bewertung des chemischen Zustandes der Havel bei Toppel (DEBB58_4) wurden keine Überschreitungen der UQN innerhalb der vier Schadstoffgruppen festgestellt. Aus diesem Grunde wurde für den dortigen OWK der „gute chemische Zustand“ als Gesamtergebnis ausgewiesen (**Abb. 30**). Nitrat wurde nicht klassifiziert.

Insgesamt betrachtet fällt die Bewertung des chemischen Zustandes der wichtigsten Hauptzuflüsse der Elbe nach derzeit geltendem nationalen Recht (Stand Dezember 2009) recht positiv aus. Lediglich drei Einzelverbindungen aus zwei der vier zu berücksichtigenden Schadstoffgruppen führten in zwei der betrachteten sieben OWK zu einer einfachen Überschreitung der entsprechenden UQN. Aufgrund dessen waren die Spree bei Sophienwerder und die Mulde bei Dessau im Gesamtergebnis mit dem „nicht guten chemischen Zustand“ auszuweisen.

4.2 Chemischer Zustand der Elbe und Hauptzuflüsse unter Berücksichtigung der Tochterrichtlinie Umweltqualitätsnormen (2008/105/EG)

Die Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16.12.2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinien 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG, 86/280/EWG (Tochterrichtlinien zur Richtlinie 76/464/EWG, kodifiziert durch Richtlinie 2006/11/EG) und 2000/60/EG (WRRL) wurde am 24.12.2008 im Amtsblatt der EU veröffentlicht (Abl. EU Nr. L 348 S. 84 ff.) und ist am 20. Tag nach ihrer Veröffentlichung am 13.01.2009 in Kraft getreten.

Diese Tochterrichtlinie zur Wasserrahmenrichtlinie („Tochterrichtlinie Umweltqualitätsnormen“) ist durch die Mitgliedstaaten 18 Monate nach Inkrafttreten bis zum 13.07.2010 in nationales Recht umzusetzen. Mit der Tochterrichtlinie werden eine Reihe von Änderungen auch zur Einstufung des chemischen Zustands der Oberflächenwasserkörper vorgegeben, z. B. Erhöhung des Umfangs der zu berücksichtigenden Umweltqualitätsnormen oder Verschärfungen, aber auch Herabsetzungen von Umweltqualitätsnormen.

Um bereits bei der Erstellung des 1. Bewirtschaftungsplanes diese am 13.01.2009 in Kraft getretene Tochterrichtlinie angemessen und zwischen den Ländern der Flussgebietseinheit Elbe vergleichbar bei der Einstufung des chemischen Zustands für Oberflächenwasserkörper zu berücksichtigen, wurde wie folgt verfahren:

Die Einstufung des chemischen Zustands erfolgt gemäß Anhang I, Teil A mit den 33 Nummernschadstoffen (prioritäre Stoffe, darunter 13 prioritäre gefährliche Stoffe, entspricht neuem Anhang X der WRRL) und mit den 5 Nummern-Buchstabenschadstoffen (bestimmte andere Schadstoffe, entspricht dem Rest der Schadstoffe aus dem Artikel 16 der WRRL, die nicht mit Entscheidung Nr. 2455/2001/EG in den Anhang X als prioritäre Stoffe übernommen wurden) sowie mit dem Stoff Nitrat.

Wenn alle Umweltqualitätsnormen (UQN) der 39 Schadstoffe (33+5+1) eingehalten sind, befindet sich der Oberflächenwasserkörper in einem guten chemischen Zustand (**Anhang Tab. A3**).

Bei den Schadstoffen nach Anhang I der Tochterrichtlinie sind sowohl die UQN für die Jahresdurchschnittskonzentration (JD-UQN) als auch – und das ist neu – die UQN für die zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN) – soweit festgelegt – in den einzelnen Wasserkörpern zu berücksichtigen. Es sind alle festgelegten Arten der UQN für einen guten chemischen Zustand einzuhalten.

Bis zur Spezifizierung der „zulässigen Höchstkonzentration“ wird aus Praktikabilitätsgründen jeweils der Maximalwert für die Beurteilung der Einhaltung der ZHK-UQN herangezogen. Für den Schadstoff Nitrat gilt nur die Jahresmittelkonzentration (JD-UQN). Im Fall des Stoffes Cadmium sind JD-UQN entsprechend Wasserhärteklassen festgelegt. Für einige Schadstoffe in sonstigen Oberflächengewässern (Übergangs- und Küstengewässer) gelten schärfere UQN als in Binnenoberflächengewässern; mit Ausnahme der Metalle gelten die UQN als Gesamtkonzentration in der gesamten Wasserprobe; bei den Metallen bezieht sich die UQN auf die gelöste Konzentration.

Die Zuordnung der 38 einzelnen Schadstoffe (prioritäre Stoffe als Nummernstoffe und bestimmte andere Schadstoffe als Nummern-Buchstabenstoffe und ohne Nitrat) nach Anhang I der Tochterrichtlinie erfolgt nach Festlegung der Wasserdirektoren im 2010 Reporting sheets for River Management Planung – Final draft 30.05.2007 – Reporting Sheet Code SWM 3 in die Schadstoffgruppierungen Schwermetalle, Pestizide, Industrielle Schadstoffe und andere Schadstoffe (**Tab. 4**).

Tab. 4 Zuordnung der Schadstoffe zu Schadstoffgruppen

Schadstoffgruppe	Nr.	Schadstoffname
Schwermetalle	6	<u>Cadmium und Cadmiumverbindungen</u>
	20	Blei- und Bleiverbindungen
	21	<u>Quecksilber und Quecksilberverbindungen</u>
	23	Nickel- und Nickelverbindungen
Pestizide	1	Alachlor
	3	Atrazin
	8	Chlorfenvinphos
	9	Chlorpyrifos
	13	Diuron
	14	<u>Endosulfan</u>
	18	<u>Hexachlorcyclohexan</u>
	19	Isoproturon
	26	<u>Pentachlorbenzol</u>
	29	Simazin
33	Trifluralin	
Industrielle Schadstoffe	2	<u>Anthracen</u>
	4	Benzol
	5	<u>Bromierte Diphenylether</u>
	6a	Tetrachlorkohlenstoff
	7	<u>C10-13 Chloralkane</u>
	10	1,2-Dichlorethan
	11	Dichlormethan
	12	Bis(2-ethyl-hexyl)phthalat (DEHP)
	22	Naphthalin
	24	<u>Nonylphenol (4- Nonylphenol)</u>
	25	Octylphenol (4-(1,1',3,3'-Tetramethylbutyl)-phenol)
	29a	Tetrachlorethen (Perchlorethylen)
	29b	Trichlorethen (Trichlorethylen)
	32	Trichlormethan (Chloroform)
	Andere Schadstoffe	9a
9b		DDT insgesamt p,p'-DDT
15		Fluoranthen
16		<u>Hexachlorbenzol</u>
17		<u>Hexachlorbutadien</u>
27		Pentachlorphenol
28		<u>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)</u> Benzo(a)pyren Benzo(b)fluoranthen Benzo(g,h,i)-perylen Indeno(1,2,3-cd)-pyren
30		<u>Tributylzinnverbindungen (Tributylzinn-Kation)</u>
31		Trichlorbenzole

fett, unterstr. = Prioritäre gefährliche Stoffe

Die 13 prioritären gefährlichen Stoffe sind fett und unterstrichen in den einzelnen Schadstoffgruppen hervorgehoben (**Tab. 4**).

Bis zur Umsetzung der Tochterrichtlinie in deutsches Recht spätestens am 13.07.2010 und der Durchführung des entsprechenden Monitorings werden für die Einstufung des chemischen Zustands für den 1. Bewirtschaftungsplan zunächst **nur** die Umweltqualitätsnormen für Wasser angewendet (JD-UQN und ZHK-UQN). Die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen von Schadstoffen in Biota und Sedi-

menten sowie die Einhaltung der UQN z.B. für den Schadstoff C10-13 Chloralkane in der Wasserphase werden wegen fehlender analytischer Voraussetzungen bei der Einstufung des chemischen Zustands in dem 1. Bewirtschaftungsplan nicht berücksichtigt.

Die im veröffentlichten Bewirtschaftungsplan für den Auswertungszeitraum 2006 – 2008 vorgenommene Bewertung des chemischen Zustands von Oberflächenwasserkörpern kann sich hierdurch in Einzelfällen noch ändern.

4.2.1 Der Elbestrom von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven

Für den deutschen Abschnitt des Elbestromes, der in 10 OWK unterteilt wurde, ergab sich bei der Gesamtbewertung des chemischen Zustandes unter Berücksichtigung der Tochterrichtlinie durchgehend für alle 10 Wasserkörper ein „nicht guter chemischer Zustand“ (**Abb. 31**). Dabei spielten die „Prioritären gefährlichen Stoffe“ die entscheidende Rolle. Die durchschnittliche Belastung der Elbe mit 4 Schadstoffen ist danach zu hoch. Die Spitzenbelastung durch diese Stoffe wiegt weniger schwer. In der Hälfte der OWK unterschritt das Jahresmaximum in allen Schadstoffgruppen die entsprechende ZHK-UQN.

Das Ergebnis der Gesamtbewertung nach den UQN der Tochterrichtlinie fiel deutlich schlechter aus als die Bewertung nach dem geltenden Recht, das 6 der 10 Oberflächenwasserkörper des Elbestromes einen „guten chemischen Zustand“ bescheinigte (**Abb. 29**).

Die Betrachtung der einzelnen Schadstoffgruppen ergab das folgende Bild: In allen Messreihen der Gruppe „Schwermetalle“ wurden die UQN eingehalten. Aus der

Gruppe der „Pestizide“ kam es bei Hexachlorcyclohexan (Summe aller HCH-Isomere) in dem OWK DEST_MEL07OW01-00 (Elbe von der Saalemündung bis zur Havelmündung) zu einer UQN-Überschreitung. Die Gruppe der „Industriellen Schadstoffe“ blieb unauffällig. In der Gruppe der „Anderen Schadstoffe“ ergaben sich die häufigsten UQN-Überschreitungen und die wichtigsten Befunde für die schlechte Gesamtbewertung. Die Messungen der Summe von Benzo(g,h,i)-perylen und Indeno(1,2,3-cd)-pyren ergab in allen 10 OWK eine Grenzwertüberschreitung. Die UQN für diese beiden PAK wurde durch die Tochterrichtlinie deutlich verschärft. Die Jahresdurchschnittskonzentrationen von Tributylzinn im Wasser lagen in 7 der 10 OWK über dem JD-UQN von 0,0002 µg/l. TBT-Messungen in diesem Konzentrationsbereich setzen eine anspruchsvolle chemische Analytik voraus. In dem Grenzwasserkörper DESN_5-0 bei Schmilka lag Gesamt-DDT und p,p'-DDT etwas über dem jeweiligen JD-UQN. DDT ist der einzige auffällige Schadstoff, der nicht zu den „Prioritären gefährlichen Stoffen“ gezählt wird.

4.2.2 Hauptzuflüsse der Elbe

Nachfolgend wird die Bewertung des chemischen Zustands und die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für Schadstoffgruppen der Hauptzuflüsse der Elbe nach EG-WRRL

unter Berücksichtigung der Tochterrichtlinie Umweltqualitätsnormen (2008/105/EG) beschrieben (**Abb. 32**).

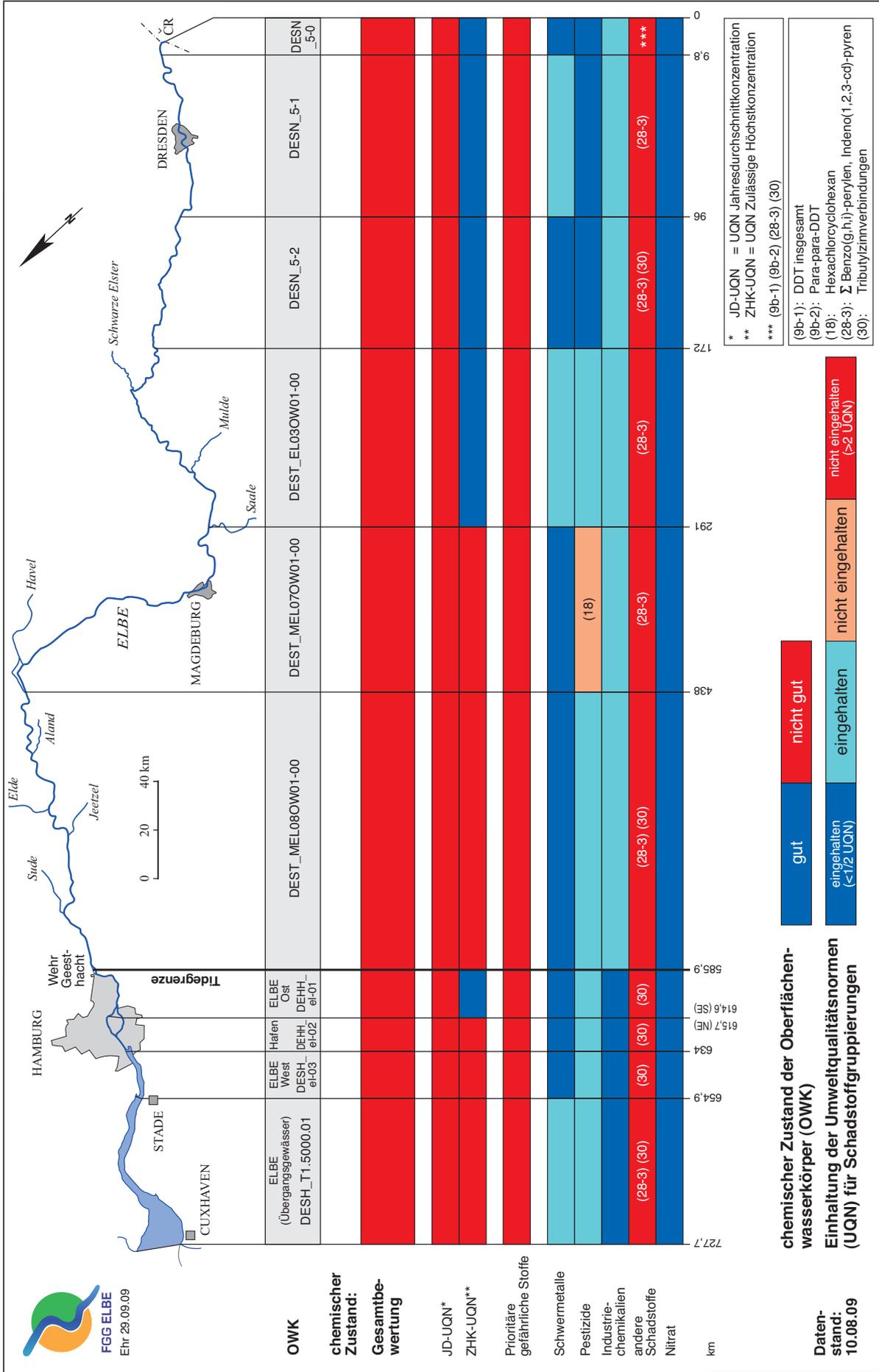


Abb. 31 Bewertung des chemischen Zustands und Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für Schadstoffgruppen im Elbestrom nach EG-WRRL unter Berücksichtigung der Tochterlinie Umweltqualitätsnormen (2008/105/EG) (ab 2010 geltendes Recht)

Schwarze Elster bei Gorsdorf (DEST_SE 04OW01-00)

Die Bewertung des chemischen Zustandes des OWK in der Schwarzen Elster bei Gorsdorf nach Tochtterrichtlinie UQN führt zur Gesamtbewertung „guter chemischer Zustand“. Alle UQN der Stoffe in den verschiedenen Schadstoffgruppen wurden eingehalten (**Abb. 32**). Gleiches gilt für die „UQN Jahresdurchschnittskonzentration“ und die „UQN Zulässige Höchstkonzentration“. Damit zählt der OWK der Schwarzen Elster bei Gorsdorf neben dem OWK der Havel bei Toppel zu den am geringsten belasteten Hauptzuflüssen, die hier betrachtet werden.

Mulde bei Dessau (DEST_VM02OW01-00)

Im Zusammenhang mit der Bewertung des chemischen Zustandes der Mulde bei Dessau nach Tochtterrichtlinie UQN wurde mehrere Überschreitungen der UQN in verschiedenen Schadstoffgruppen festgestellt (**Abb. 32**). Auch die „UQN Jahresdurchschnittskonzentration“ und die „UQN Zulässige Höchstkonzentration“ wurden nicht eingehalten.

Aus der Gruppe der „Schwermetalle“ wurde die UQN für Cadmium und Cadmiumverbindungen (gelöst) nicht eingehalten. Unter den „Pestiziden“ war das Hexachlorcyclohexan (HCH) besonders auffällig; in diesem Fall wurde sogar die doppelte UQN überschritten. Aus der Gruppe der „Industriechemikalien“ überschritt das Bis(2-ethyl-hexy)phtalat (DEHP) die zugehörige UQN. Außerdem gab es zwei Überschreitungen bei den sogenannten „Anderen Schadstoffen“ durch die Stoffe Σ Benzo(g,h,i)-perylen, Indeno(1,2,3-cd)-pyren und Tributylzinnverbindungen.

Folglich führt die Gesamtbewertung des OWK „Mulde bei Dessau“ zu einem „nicht guten chemischen Zustand“.

Weißer Elster bei Halle-Ammendorf (DEST_SAL15OW11-00)

Aufgrund der Bewertung des chemischen Zustandes der Weißen Elster bei Halle-Ammen-

dorf nach Tochtterrichtlinie UQN wurden – wie bei der Mulde – mehrere Überschreitungen der UQN in verschiedenen Schadstoffgruppen festgestellt (**Abb. 32**). Auch in diesem Fall wurden die „UQN Jahresdurchschnittskonzentration“ und die „UQN Zulässige Höchstkonzentration“ nicht eingehalten.

Aus der Gruppe der „Schwermetalle“ wurde die UQN für Quecksilber und Quecksilberverbindungen (gelöst) nicht eingehalten. Unter den „Industriechemikalien“ überschritt das Bis(2-ethyl-hexy)phtalat (DEHP) die zugehörige UQN. Außerdem gab es zwei Überschreitungen bei den sogenannten „Anderen Schadstoffen“ durch die Stoffe Σ Benzo(g,h,i)-perylen, Indeno(1,2,3-cd)-pyren und Tributylzinnverbindungen; in beiden Fällen wurde sogar die doppelte UQN nicht eingehalten.

Folglich führte die Gesamtbewertung des OWK „Weißer Elster bei Halle-Ammendorf“ zu einem „nicht guten chemischen Zustand“.

Unstrut bei Freyburg (DEST_SAL12OW01-00)

Im Zusammenhang mit der Bewertung des chemischen Zustandes der Unstrut bei Freyburg nach Tochtterrichtlinie UQN wurde eine Überschreitung der UQN in der Gruppe „Andere Schadstoffe“ festgestellt (**Abb. 32**). Diese Überschreitung, die >2 UQN war, wurde durch Tributylzinnverbindungen verursacht, ein prioritär gefährlicher Stoff. Auch in diesem Fall wurden die „UQN Jahresdurchschnittskonzentration“ und die „UQN Zulässige Höchstkonzentration“ nicht eingehalten.

Folglich führte die Gesamtbewertung des OWK „Unstrut bei Freyburg“ zu einem „nicht guten chemischen Zustand“.

Saale bei Rosenberg (DEST_SAL08OW01-00)

Für den OWK der Saale bei Rosenberg waren nach Tochtterrichtlinie UQN mehrere Überschreitungen der UQN zu verzeichnen (**Abb. 32**). In der Gruppe der „Schwermetalle“ war für Cadmium und Cadmiumverbindungen (gelöst) die einfache Überschreitung auszuweisen. Aus der Gruppe der „Anderen Schadstoffe“ verursach-

ten die Stoffe Σ Benzo(g,h,i)-perylene und Indeno (1,2,3-cd)-pyren und Tributylzinnverbindungen entsprechende Überschreitungen; in beiden Fällen wurde sogar die doppelte UQN nicht eingehalten. Auch die „UQN Jahresdurchschnittskonzentration“ und die „UQN Zulässige Höchstkonzentration“ wurden überschritten.

Folglich führte die Gesamtbewertung des OWK „Saale bei Rosenberg“ zu einem „nicht guten chemischen Zustand“.

Spree bei Sophienwerder (DEBE_582_2)

Im Zusammenhang mit der Bewertung des chemischen Zustandes der Spree bei Sophienwerder nach Tochterrichtlinie UQN wurde eine Überschreitung der UQN in der Gruppe „Andere Schadstoffe“ festgestellt (**Abb. 32**). Diese Überschreitung, die >2 UQN war, wurde durch Σ Benzo(g,h,i)-perylene und Indeno(1,2,3-cd)-pyren verursacht, die zu den prioritär gefährlichen Stoffen gezählt werden.

Folglich führte die Gesamtbewertung des OWK „Spree bei Sophienwerder“ zu einem „nicht guten chemischen Zustand“.

Havel bei Toppel (DEBB58_4)

Die Bewertung des chemischen Zustandes des OWK in der Havel bei Toppel nach Tochterrichtlinie UQN führt zur Gesamtbewertung „guter chemischer Zustand“. Alle UQN der Stoffe in den verschiedenen Schadstoffgruppen wurden eingehalten (**Abb. 32**). Eine kleine Einschränkung ergibt sich allerdings durch das Nitrat, das nicht klassifiziert wurde. Damit zählt die Havel bei Toppel neben dem OWK der Schwarzen Elster bei Gordsdorf zu den am geringsten belasteten Hauptzuflüssen.

Im Vergleich mit der Bewertung des chemischen Zustands der Hauptzuflüsse der Elbe nach geltendem Recht fällt auf, dass die Bewertung des chemischen Zustandes nach Tochterrichtlinie UQN bei einigen OWK zu einer ungünstigeren Gesamtbewertung führt. Bei der Bewertung nach geltendem Recht waren lediglich zwei der insgesamt sieben Hauptzuflüsse

zu beanstanden, wobei lediglich drei Stoffe zweier Schadstoffgruppen eine überschreitende Rolle spielen. Nach Tochterrichtlinie UQN sind insgesamt fünf der sieben OWK als „nicht gut“ bezüglich ihrer Gesamtbewertung des chemischen Zustands auszuweisen. Ausschlaggebend für dieses Ergebnis sind hierfür sechs Stoffe aus vier Schadstoffgruppen.

4.3 Entwicklung der Schadstoffgruppen

Mit den Schadstoffgruppen ist die in **Tab. 4** (s. Seite 51) festgelegte Gruppierung gemeint.

Schwermetalle

Bewertet wurden für die Ermittlung des chemischen Zustandes Quecksilber, Cadmium, Nickel und Blei im Filtrat, also der gelöste Anteil im Gewässer. Nach geltendem Recht gab es keine Qualitätsnorm-Überschreitung bei diesen Metallen. Nach den neuen Normen der EG-Tochterrichtlinie UQN (2008/105/EG) lagen die Cadmium-Jahresmittelwerte 2007 und 2008 an der Muldemündung über der JD-UQN (**Abb. 33**). An allen anderen Messpunkten an der Elbe und den Hauptzuflüssen wurde die

Norm sowohl bei den Jahresmittelwerten als auch bei den zulässigen Höchst-Konzentrationen (Maximum) eingehalten. Bei Cadmium ist der UQN-Wert abhängig von der Härte (Calciumgehalt des Wassers). Da die Saale große Mengen Calcium (200 - 300 mg/l) in die Elbe einträgt, sind die UQN-Werte unterhalb der Saalemündung höher als oberhalb. Der JD-UQN steigt von 0,15 auf 0,25 µg/l und der ZHK-UQN von 0,9 auf 1,5 µg/l. Cadmium gehört zu den prioritären gefährlichen Stoffen.

Auch die Cadmium-Messungen in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten bestätigten einen Belastungsschwerpunkt an der unteren Mulde.

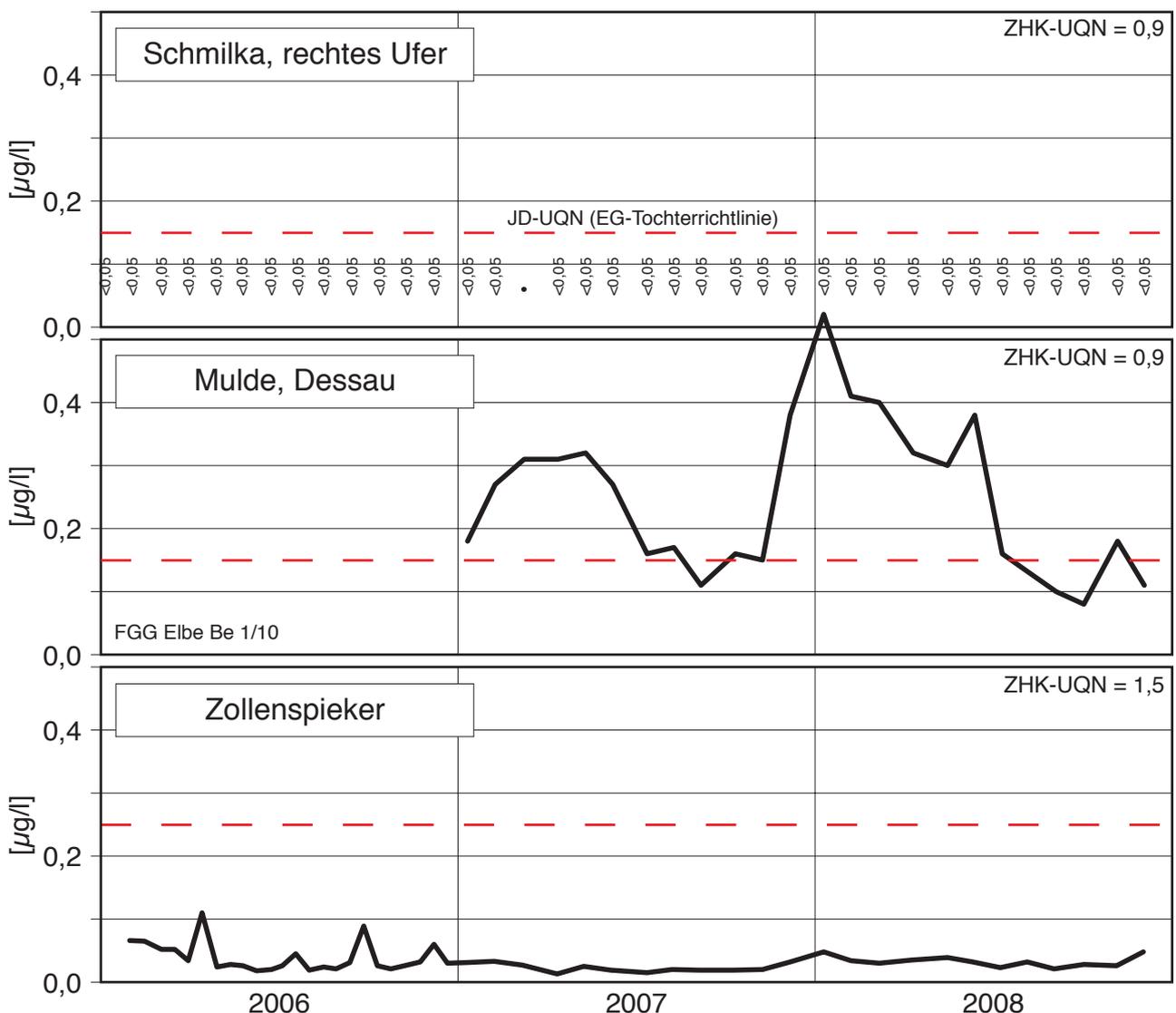


Abb. 33 Cadmium im Filtrat in der Elbe und der Mulde - 2006 - 2008

Pestizide

Bei Hexachlorcyclohexan (HCH), das zu den prioritär gefährlichen Stoffe zählt, wurde eine Überschreitung der Normwerte festgestellt. Der Summenwert von α -, β -, γ - und δ -HCH lag an der Muldemündung sowohl über dem gültigen

JD-UQN von $0,05 \mu\text{g/l}$ (nur 2006) als auch über den neuen JD-UQN ($0,02 \mu\text{g/l}$) und ZHK-UQN ($0,04 \mu\text{g/l}$) nach EG-Tochtrichtlinie UQN (Abb. 34). Die Summenbildung wurde nach der Richtlinie 2009/90/EG Artikel 5 durchgeführt. Dabei wurden die Angaben „<Bestimmungsgrenze“ gleich Null gesetzt. Deshalb berührt die

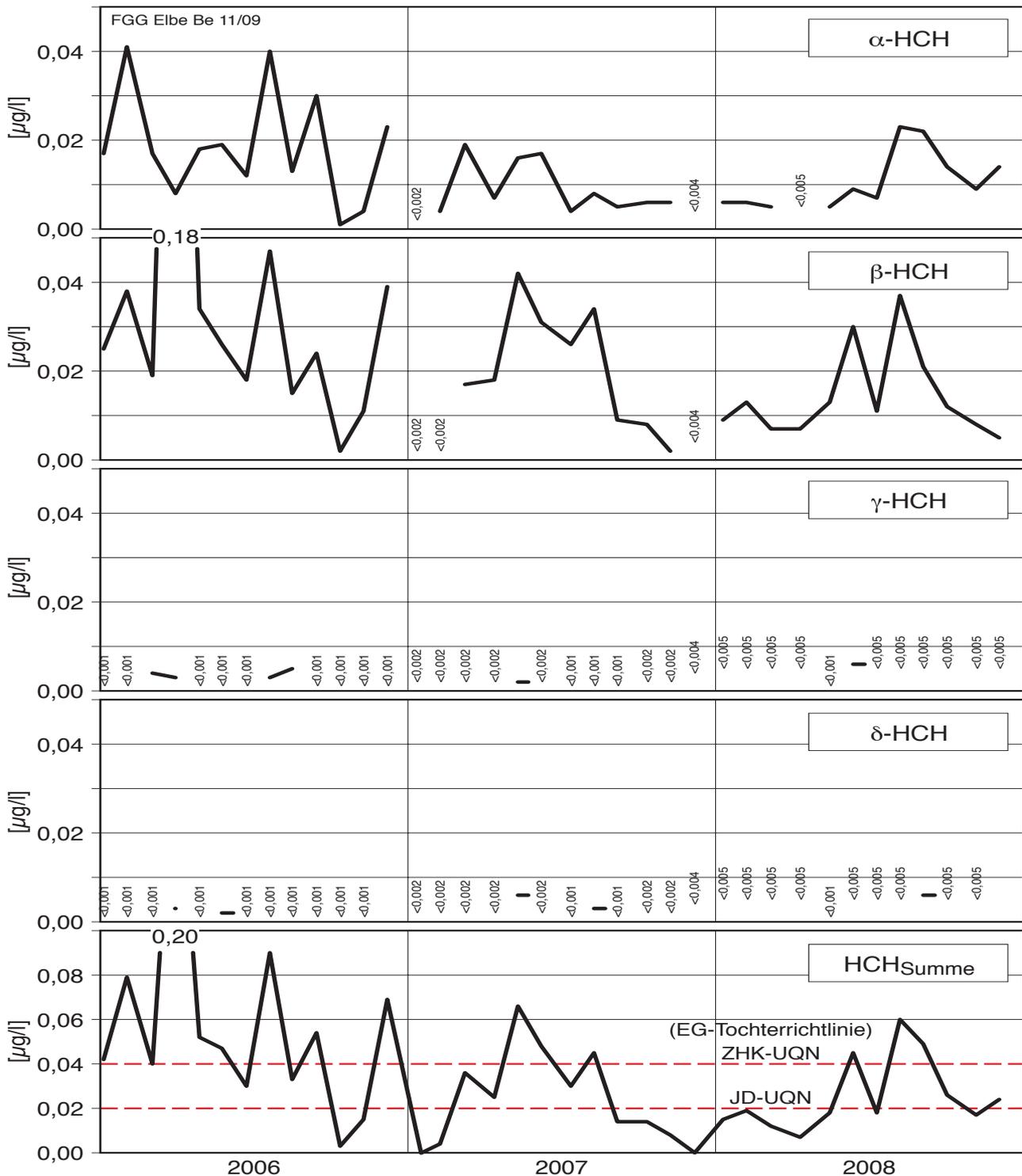


Abb. 34 α -, β -, γ - und δ -Hexachlorcyclohexan in der Mulde bei Dessau - 2006 - 2008

Summen-Kurve teilweise die Basislinie. Die Belastung der unteren Mulde mit α -HCH und β -HCH stammt aus einer Altlast, deren Sanierung andauert. In den anderen bewerteten Wasserkörpern wurde keine Überschreitung der UQN für HCH festgestellt. Auch die anderen gemessenen Pestizide waren unauffällig.

Industrielle Schadstoffe

Die Gehalte der gemessenen „Industriellen Schadstoffe“ hielten die jeweiligen UQN ein.

Andere Schadstoffe

Bei den „Anderen Schadstoffen“ gab es auffällige Werte bei den beiden PAK Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)-pyren und bei Tributylzinn. Alle 3 Stoffe zählen zu den prioritären gefährlichen Stoffen.

Die JD-UQN nach geltendem Recht lautet 0,025 $\mu\text{g/l}$ für jeden der beiden PAK (Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)-pyren). Bei keinem der betrachteten Wasserkörper der Elbe

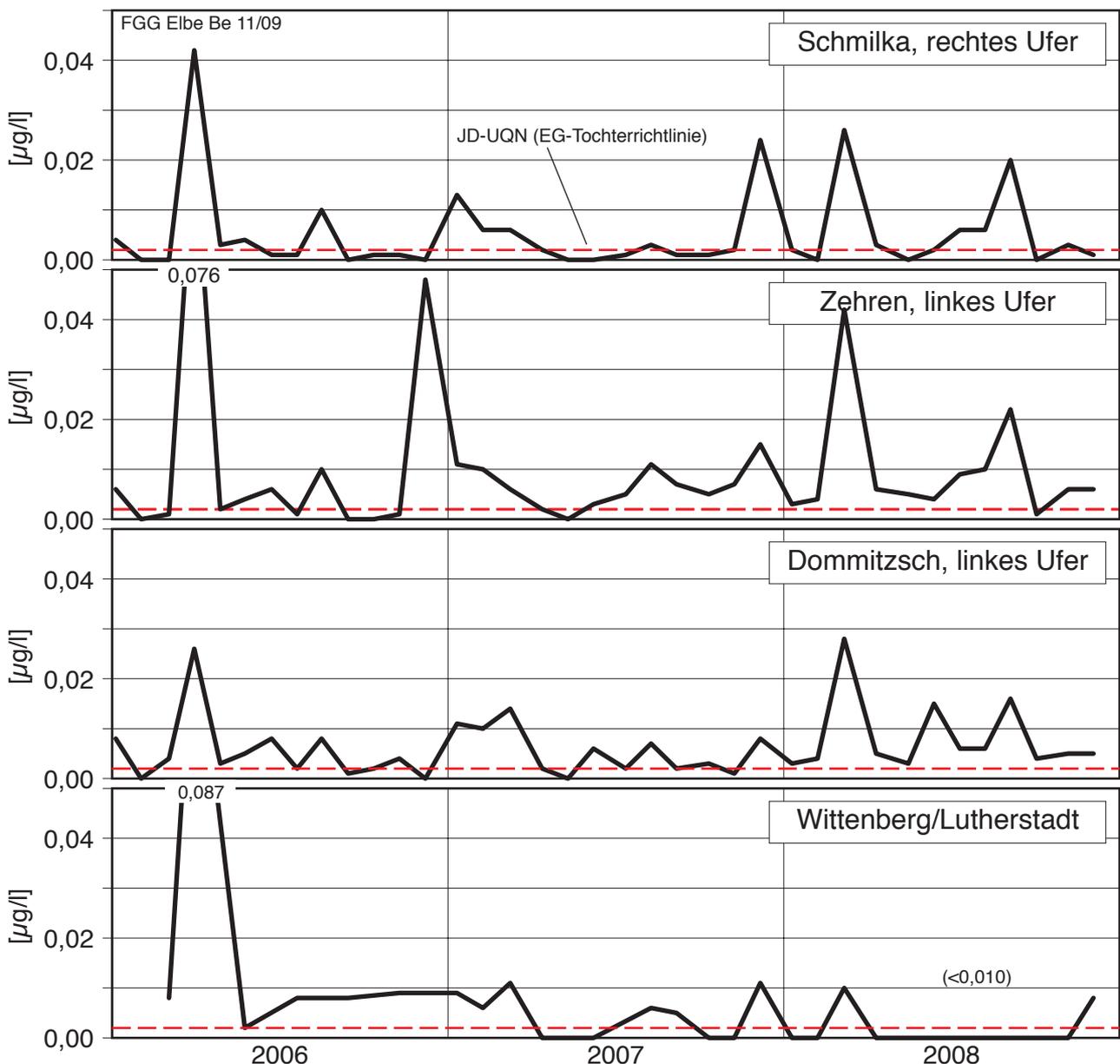


Abb. 35a Summe von Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)-pyren in Elbe und Hauptzuflüssen

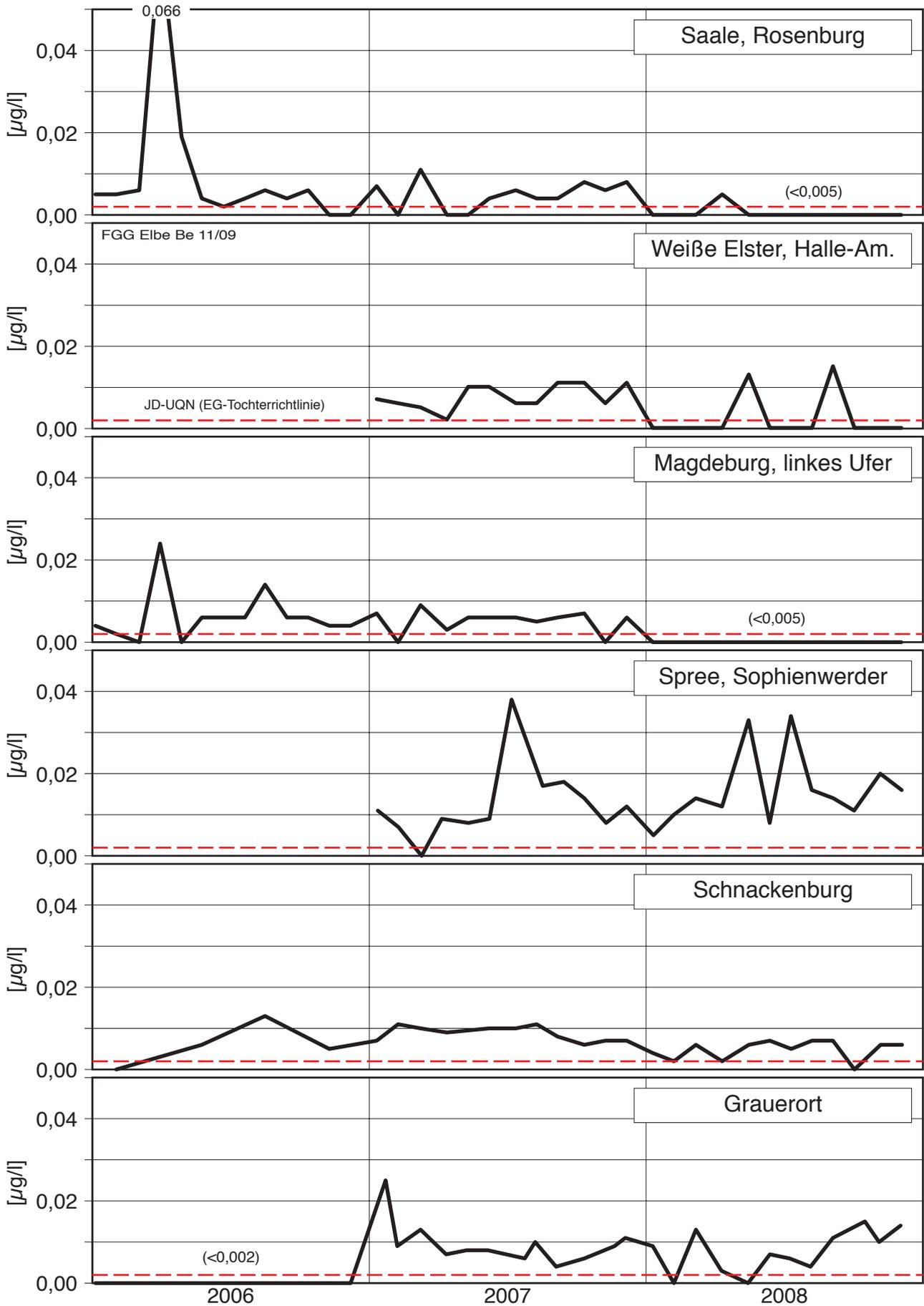


Abb. 35b Summe von Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)-pyren in Elbe und Hauptzuflüssen

und der Hauptzuflüsse wurde dieser Normwert überschritten. Nach der neuen EG-Tochterrichtlinie UQN (2008/105/EG) gilt für die Summe der beiden PAK die deutlich schärfere JD-UQN 0,002 µg/l. Ein ZHK-UQN wurde in der Richtlinie nicht festgelegt. Bei der Bewertung nach dem neuen Normwert gab es Überschreitungen bei der Mehrzahl der betrachteten Wasserkörper (Abb. 35a, b).

Der Eintrag dieser Stoffe erfolgt überwiegend diffus. Die erhöhten Konzentrationen konnten deshalb in der Regel keinen Punktquellen oder Altlastbereichen zugeordnet werden.

Tributylzinn (TBT) wird nach geltendem Recht nicht bewertet. Nach der EG-Tochterrichtlinie UQN (2008/105/EG) wird TBT in der Wasser-

phase überwacht. Die JD-UQN lautet auf 0,0002 µg/l Kation und die ZHK-UQN auf 0,0015 µg/l Kation. Diese niedrigen Werte sind eine Herausforderung für die Analytik. Nicht in allen Wasserkörpern konnte bisher mit der erforderlichen niedrigen Bestimmungsgrenze gemessen werden. In Abb. 36 sind die Messergebnisse für drei Elbemesststellen aufgetragen. Bei Hamburg-Seemannshöft wurden hohe Werte gemessen, die sowohl im Jahresmittel als auch im Maximum die Normwerte der EG-Tochterrichtlinie UQN überschritten. Mit dem Beginn der Routineüberwachung von TBT in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten im Jahr 1994 wurde als Hauptquelle der TBT-Belastung der Hamburger Hafen mit seinen Werftbetrieben festgestellt. Sanierungsmaßnahmen bei den Werften und das internationale Anwendungs-

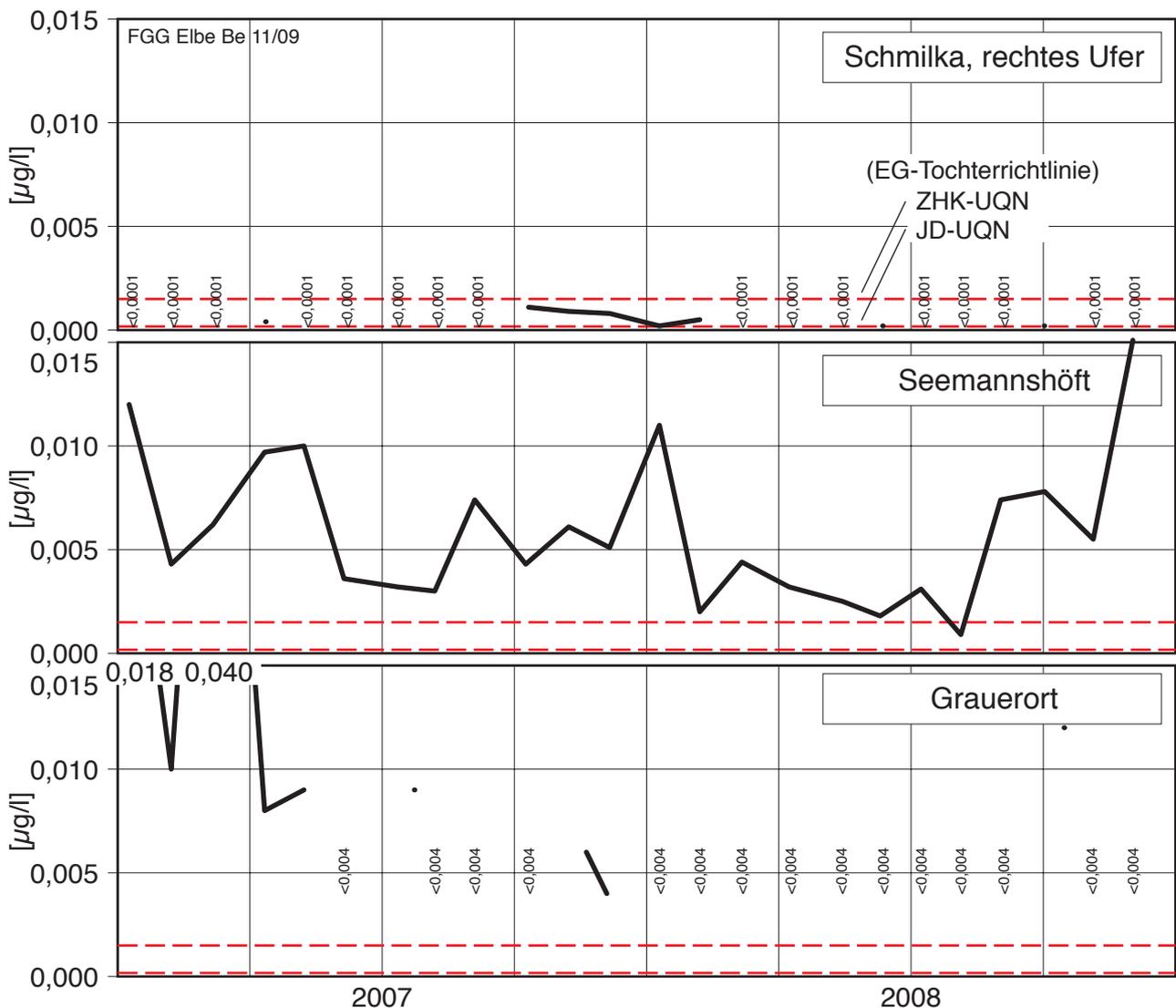


Abb. 36 Tributylzinngehalte (Kation) der Elbe - 2007 - 2008

verbot (2003) führte zu einer Abnahme der TBT-Gehalte im Sediment. Der gute chemische Zustand wird jedoch noch nicht erreicht. Bei Grauerort überschritt das Jahresmaximum 2007

und 2008 den ZHK-UQN. Der Jahresmittelwert konnte nicht bewertet werden, weil die Bestimmungsgrenze über den Normwerten lag.

5. Sonderkapitel

5.1 Wärmelastplan für die Tideelbe

Die drei Anrainerländer der Tideelbe haben einen neuen gemeinsamen Wärmelastplan für den Elbeabschnitt zwischen Geesthacht und

Cuxhaven aufgestellt, der am 1.1.2009 in Kraft trat. Dieser neue Wärmelastplan ersetzte einen Plan aus dem Jahr 1973, der überholt war.

5.1.1 Veranlassung

Vor dem Hintergrund zahlreicher Kraftwerksplanungen und damit verbundener Kühlwassereinleitungen im Bereich der Tideelbe einerseits und neuen gesetzlichen Anforderungen andererseits war es erforderlich, einen Plan zu erstellen, um bereits vorhandene und in Zukunft noch mögliche Wärmebelastungen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf das Gewäs-

ser zu beurteilen. Ziel war es, die von Wärmeinleitungen ausgehenden Einwirkungen auf die Tideelbe in ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung zu ordnen, um die gesamte Elbe als Lebensraum gemäß den Anforderungen und Qualitätskriterien der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu erhalten und zu verbessern.

5.1.2 Inhalt des Wärmelastplanes Tideelbe

Der Wärmelastplan (<http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/08WaermeLastplanTideelbe.pdf>) ist eine ermessenslenkende Verwaltungsvorschrift für die Genehmigungsbehörden in Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein. Rechtliche Grundlage bildet das wasserwirtschaftliche Bewirtschaftungsermessen (Wasserhaushaltsgesetz - WHG). Unmittelbar maßgebend für einen Kühlwassernutzer ist die jeweilige wasserrechtliche Erlaubnis.

wählter Wanderfischarten der Elbe und die Berechnungsergebnisse eines hydraulisch-ökologischen Modells.

Folgende Orientierungswerte werden als fachlicher Maßstab im Wärmelastplan für die Tideelbe vorgegeben:

Neben den Empfehlungen und Erläuterungen für die Genehmigungsbehörden zu Kühlwassereinleitungen von Abwärme-Großemittenten (insbesondere Kraftwerke) wurden auch Regelungsempfehlungen für Abwärme-Kleinemittenten (Industriebetriebe) gegeben.

Hamburg strebt ergänzend die Einführung eines Kühlwassermengenplan (KMP) für sein Gebiet an. Dieser Kühlwassermengenplan bemisst sich auf der Basis von $\frac{1}{3}$ MNQ. Der

Maximal zulässige Gewässertemperatur:	28,0 °C
Maximal zulässige Aufwärmspanne im Gewässer:	3,0 K
Mindestsauerstoffkonzentration im Gewässer:	3,0 mg O ₂ /l
Zielwert der Sauerstoffkonzentration im Gewässer:	6,0 mg O ₂ /l

Die Basis für diese vorgegebenen Werte waren die EG-Wasserrahmenrichtlinie, die EG-Süßwasserrichtlinie, eine Quellenrecherche zur Temperatur- und Sauerstoff-Toleranz ausge-

Plan unterscheidet Kühlwassernutzungen von unter und über 5 m³/s. Für Letztere ist der KMP als Regelungsinstrument vorgesehen.

5.2 Dieselölunfall auf der Elbe bei Hamburg-Altengamme

Am 16. Juli 2008 früh morgens um 3:37 Uhr begegneten sich bei Hamburg-Altengamme (Strom-km 591) der flussaufwärts fahrende Binnentanker „Undine“ und das abwärts fahrende Binnenschiff „Aldebaran“. Trotz Radar- und Funkkontakt kam es zu einer Kollision der beiden Schiffe, bei der der Anker der „Aldebaran“ die Außenhaut der „Undine“ auf einer Länge von 30 m aufschlitzte. Vier der acht Tanks der „Undine“ wurden beschädigt, in denen sich insgesamt 920 Tonnen Diesel befanden. Nach späteren Berechnungen liefen davon ca. 300 Tonnen aus. Beide Schiffe konnten noch aus eigener Kraft anlegen.

Die Feuerwehr Geesthacht sicherte die „Undine“ und pumpte den verbliebenen Dieseldieselkraftstoff ab. Die Feuerwehren Hamburg und Landkreis Harburg ließen zwischen Geesthacht und der Dove-Elbe-Mündung bzw. Altenwerder Sperrwerke und Schleusen schließen und legte Ölsperren vor den Naturschutzgebieten und einigen Hafenbecken aus. Die

vom Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg an der automatischen Messstation Bunt- haus (Strom-km 609,8) genommenen Wasser- proben zeigten am 17. Juli erhöhte Werte der Summenparameter Kohlenwasserstoffe und Alkylaromaten (Abb. 37). Am 17. Juli wurden parallel Einzelproben von der Wasserober- fläche, über die Pumpe der Messstation aus 1 m Tiefe und 5-Stunden-Mischproben (1 m Tie- fe, tideabhängig) genommen. Die höchsten Werte wurden naturgemäß an der Ober- flächenprobe gemessen. In den an der Mess- station Hamburg-Seemannshöft (Strom-km 628,7) stromab genommenen Proben blieben die Kohlenwasserstoff- und Aromaten-Gehal- te unter der Bestimmungsgrenze, da das Die- selöl recht schnell aus der Wasserphase ver- schwand. Ein erheblicher Teil verdunstete über die Wasseroberfläche, ein weiterer Teil des Die- selöls benetzte den umspülten Pflanzensaum oder drang an sandigen Stränden in den Bo- den ein. Nur ein kleinerer Teil wurde in das Elbewasser eingemischt.

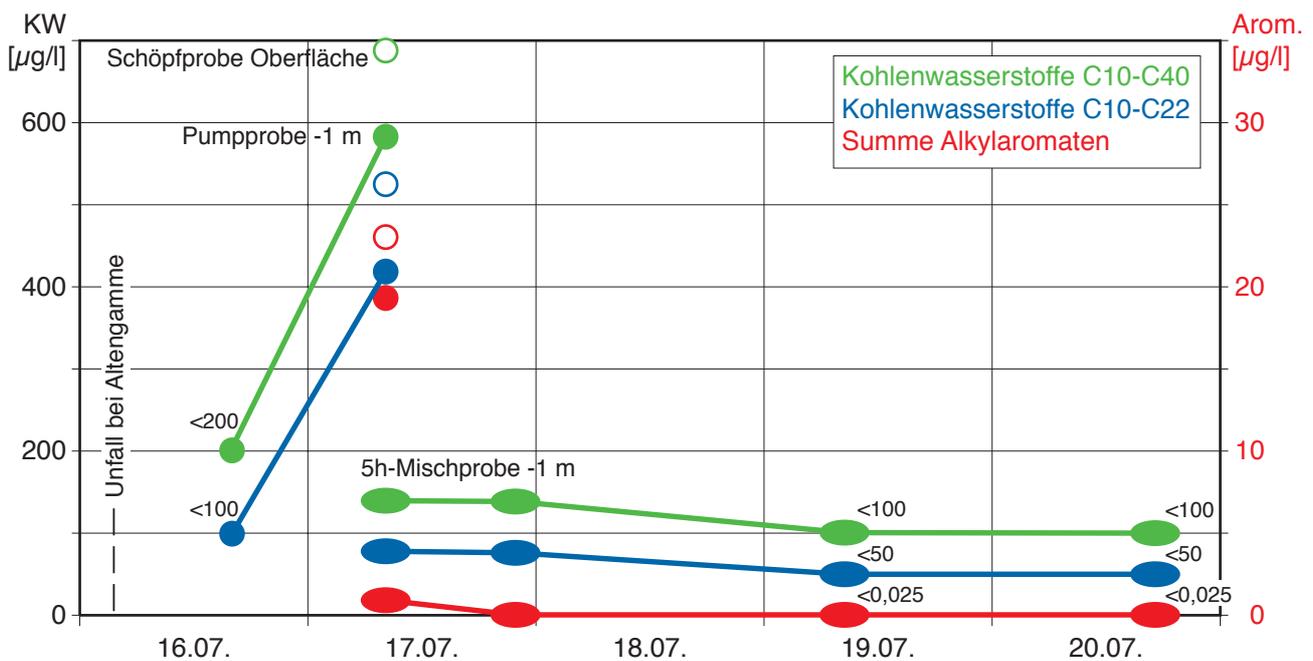


Abb. 37 Summenparameter Kohlenwasserstoffe und Alkylaromaten an der Messstation Hamburg-Bunthaus - Juli 2008 (Quelle: Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg)

Das Naturschutzgebiet Heuckenlock an der Hamburger Süderelbe (Strom-km 613) blieb dank der Ölsperren von der Verschmutzung verschont. In das Naturschutzgebiet Zollenspieker (Strom-km 597-598) konnte jedoch ein Teil des Dieselöls eindringen. Aus dem betroffenen Elbeabschnitt wurde ein toter Vogel gemeldet. Tote Fische wurden nicht gefunden.

Bei einer zweiten Elbeuferuntersuchung am 5. August 2008 wurden durch das Naturschutzamt Hamburg und das Institut für Hygiene und Umwelt geschädigte Uferpflanzen festgestellt und an einigen Sandstrandabschnitten in ca.

10 cm Tiefe noch immer eine deutliche Belastung mit Dieseldieselkraftstoff gemessen. Die betroffenen Uferbereiche wurden mehrfach bis in das Frühjahr 2009 hinein untersucht. Das Institut für Hygiene und Umwelt stellte fest: „Die Bedingungen für einen biologischen Abbau der verunreinigten Areale stellen sich sehr unterschiedlich dar. Während im stark bewachsenen humosen Oberboden bei M3 ein deutlich erkennbarer Abbau eingesetzt hat, zeigen sich an den Standorten M1 (trockener bauschuttunterlagerter Oberboden) und M4 (vegetationsarmer Sand unter Bäumen) kaum Veränderungen.“

5.3 Erhöhte Dinitrotoluolwerte bei Schmilka/Hrensko

Bei den Routineuntersuchungen wurden 2008 in Schmilka/Hrensko in den Wochenmischproben der 48. und 49. Kalenderwoche (24.11. - 07.12.2008) erhöhte Werte für 2,4- und 2,6-Dinitrotoluol gefunden. Mit 530 ng/l und 100 ng/l befanden sich diese Werte weit über den langjährigen elbetypischen Jahresmittelwerten (58 ng/l für 2,4-Dinitrotoluol und < 25 ng/l für 2,6-Dinitrotoluol). Die tschechische Seite wurde informiert und um innerstaatliche Prüfung

und Rückinformation über die Ergebnisse der Ursachenermittlung gebeten. Die tschechische Seite bestätigte die gefundenen Analysenwerte. Zu den Ursachen wurde durch die tschechische Seite mitgeteilt, dass diese Verunreinigung aus dem Ballungsraum Pardubice stammte. Der Verursacher konnte ermittelt werden. Seit Anfang Januar 2009 liegen die Konzentrationen für beide Stoffe wieder im elbetypischen Bereich.

5.4 Dioxine und PCB in Feststoffen aus der Elbe, ihren Nebenflüssen und der Nordsee (Längsprofilaufnahme 2008, Kurzfassung) ¹

5.4.1 Einführung

Dioxine (polychlorierte Dibenzop-dioxine und polychlorierte Dibenzofurane, PCDD/Fs) und dioxin-ähnliche polychlorierte Biphenyle (DL-PCB) gehören zur Liste der zwölf besonders gefährlichen Schadstoffe bzw. Schadstoffklassen (POPs=Persistent Organic Pollutants). Abgeschlossen wurden zwei völkerrechtliche Verträge mit dem Ziel, die POP-Emissionen in der Umwelt zu reduzieren. Es handelt sich zum einen um das POP-Protokoll unter der Genfer Luftreinhaltekonvention der UNECE (Staaten Europas und Nordamerikas) sowie um die

Stockholmer Konvention zu persistenten organischen Schadstoffen - ein weltweites Abkommen unter dem Dach der UNEP. Beide Vertragswerke wurden von der Bundesrepublik Deutschland ratifiziert, ebenso von der Europäischen Union als Vertragspartei. Üblicherweise werden Dioxine und DL-PCB als Toxizitätsäquivalente (WHO-PCDD/F-TEQ und WHO-PCB-TEQ) angegeben (Van den Berg et al. 2006).

In Fischen aus der Elbe wurden Überschreitungen von EU-Lebensmittel-Höchstmengen für

¹ Burkhard Stachel, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg, Amt für Umweltschutz, Abt. Gewässerschutz
Rainer Götz, neurostat, Hamburg
Giulio Mariani und Gunther Umlauf, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, I-Ispra (VA)

Dioxine festgestellt (Stachel et al. 2007). Der Austrag dioxinbelasteter Feststoffe in die niedersächsischen Außendeichsflächen führte zur Kontamination von Weidegras und Silage, Fleisch und Rohmilch. EU-Höchstmengen für Dioxine wurden teilweise überschritten (Stachel et al. 2006). Um einen „guten Zustand“, wie in der EG-Wasserrahmenrichtlinie gefordert, für die Elbe zu erreichen, ist es hiesigen Erachtens notwendig, auch Maßnahmen zur Absenkung der Dioxin-Konzentrationen in Elbe-Fischen zu ergreifen.

Die vorliegende Studie wurde mit Zustimmung der Organe der FGG Elbe durchgeführt. Die fachliche Diskussion erfolgte in der AG OW und der Ad-hoc AG Schadstoffe der FGG Elbe. Beteiligt an dieser Untersuchungsreihe waren

5.4.2 Methodische Vorgehensweise

Entnommen wurden im Zeitraum von September bis Oktober 2008 insgesamt 35 Feststoffproben aus der Elbe, ihren relevanten Nebengewässern (Spittelwasser, Mulde, Saale und Bode) und der Nordsee (**Abb. 38**). Analysiert wurden die 17 WHO-PCDD/Fs, 12 WHO-PCB und 7 nicht dioxinähnliche PCB-Kongenerere (Indikator PCB). Hierbei wurde darauf geachtet, dass es sich um frische Sedimente handelt, die somit ein aktuelles Schadstoffbild widerspiegeln. Mit den 35 Dioxin-Datensätzen wurden zusammen mit Dioxin-Datensätzen der Elbe

5.4.3 Ergebnisse und Diskussion

Die auf Trockenmasse (TM) bezogenen Ergebnisse sind in den **Abb. 38** (PCDD/Fs), **39** (DL-PCB) und **40** (Indikator PCB) dargestellt, **Tab. 5** enthält die Auswertung der Cluster-Analyse.

Zur Einschätzung der Ergebnisse werden nachfolgend Orientierungswerte angeführt. Heise et al. (2008) nennen für das Schutzgut Speisefische eine Konzentration von 5,5 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg Schwebstoff. Der als ‚safe sediment value‘ bezeichnete Wert von 20 ng PCDD/F-I-TEQ/kg (Evers et al. 1996) basiert auf der Biomagnifikation von PCDD/Fs in Seevögeln. Ein deutlich höherer Wert von 1 000 ng WHO-

tschechische Institutionen und das Gros der Länder innerhalb der Flussgebietsgemeinschaft (**Anhang Tab. A4**). Die chemischen Analysen wurden vom Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Centre of the European Commission durchgeführt. Dr. Rainer Götz (neurostat Hamburg) führte mit diesen Ergebnissen eine Cluster-Analyse durch. Für die Beteiligten sind durch die PCDD/F- und PCB-Längsprofilaufnahme keine Kosten entstanden, weder für die chemischen Analysen noch für die Cluster-Analyse.

Eine ausführliche Beschreibung und Diskussion von Ergebnissen dieser Untersuchungsreihe wird in dem FGG-Elbe-Bericht „Dioxine und PCB in Feststoffen aus der Elbe, ihren Nebenflüssen und der Nordsee (2008)“ erscheinen.

und ihren Nebenflüssen aus dem Zeitraum 1998 bis 2007 sowie mit Dioxin-Daten von primären und sekundären Dioxin-Quellen (insgesamt 338 Dioxin-Proben) Cluster-Analysen (Neuronale Netze - Kohonen Netz und multivariate statistische Methoden) durchgeführt, um Hinweise auf die Quellen der Dioxin-Kontamination im Elbe-Gewässersystem zu erhalten. Die Cluster-Analyse verteilt die Dioxin-Proben anhand ihrer Dioxin-Muster auf verschiedene Cluster, wobei Dioxin-Proben mit ähnlichen Dioxin-Mustern in ein Cluster fallen.

PCDD/F/kg wird für die Sanierung kontaminierter Sedimente im australischen Hafen Port Jackson genannt (Birch et al. 2007). Für 2,3,7,8-TCDD gibt die USEPA für Sedimente Richtwerte von 0,014-210 ng/kg an (Iannuzzi et al. 1995). Für die Indikator PCB (Summe 7 Kongenerere) werden Richtwerte von 10 µg/kg (OSPAR 2000), 20 µg/kg und 60 µg/kg (HABAK-WSV 1999) angeführt.

Die Dioxine (**Abb. 38**) weisen in der Elbe oberhalb der Mulde in der Regel vergleichsweise niedrige Konzentrationen auf. Unterhalb der Mulde erfolgt ein sprunghafter Anstieg der

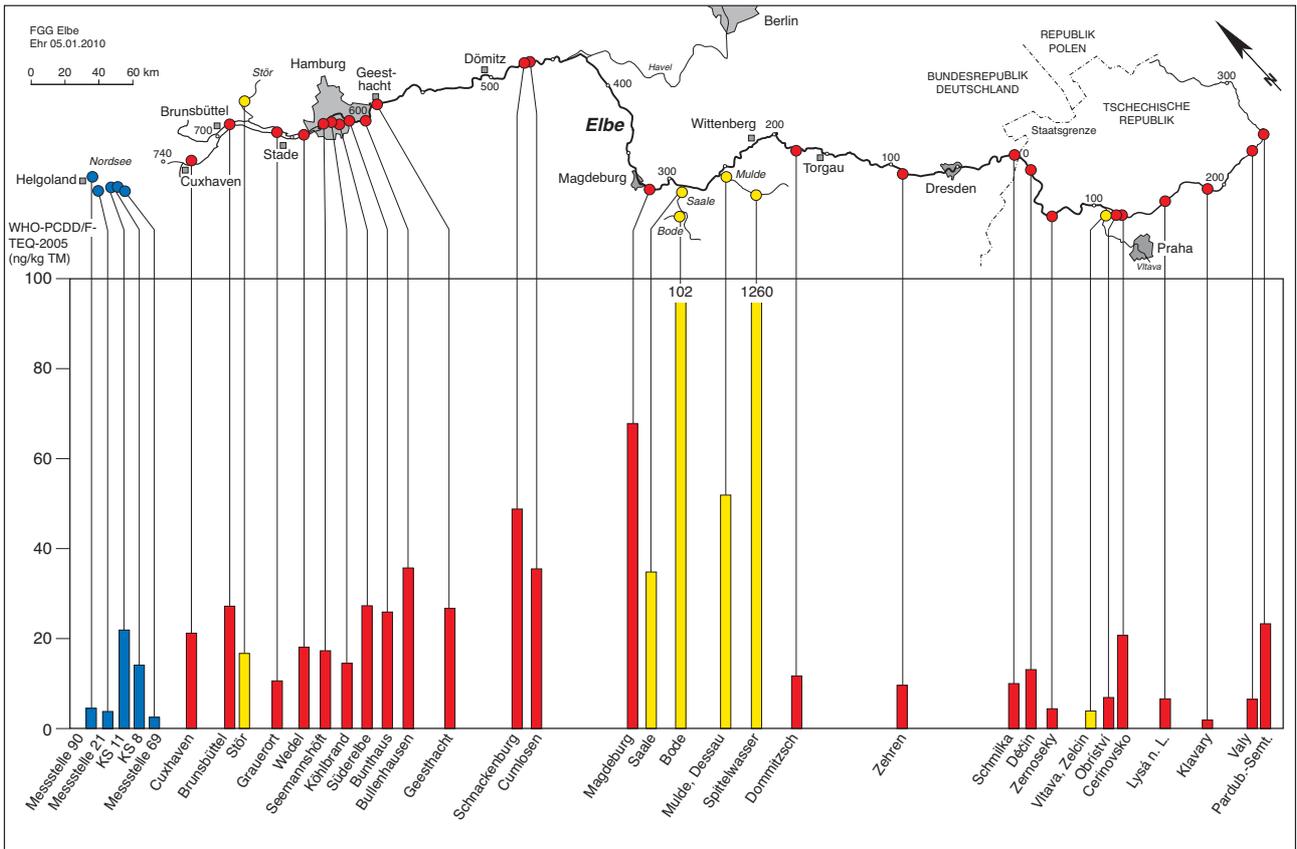


Abb. 38 PCDD/F in Feststoffen aus der Elbe, ihren Nebenflüssen und der Nordsee - 2008

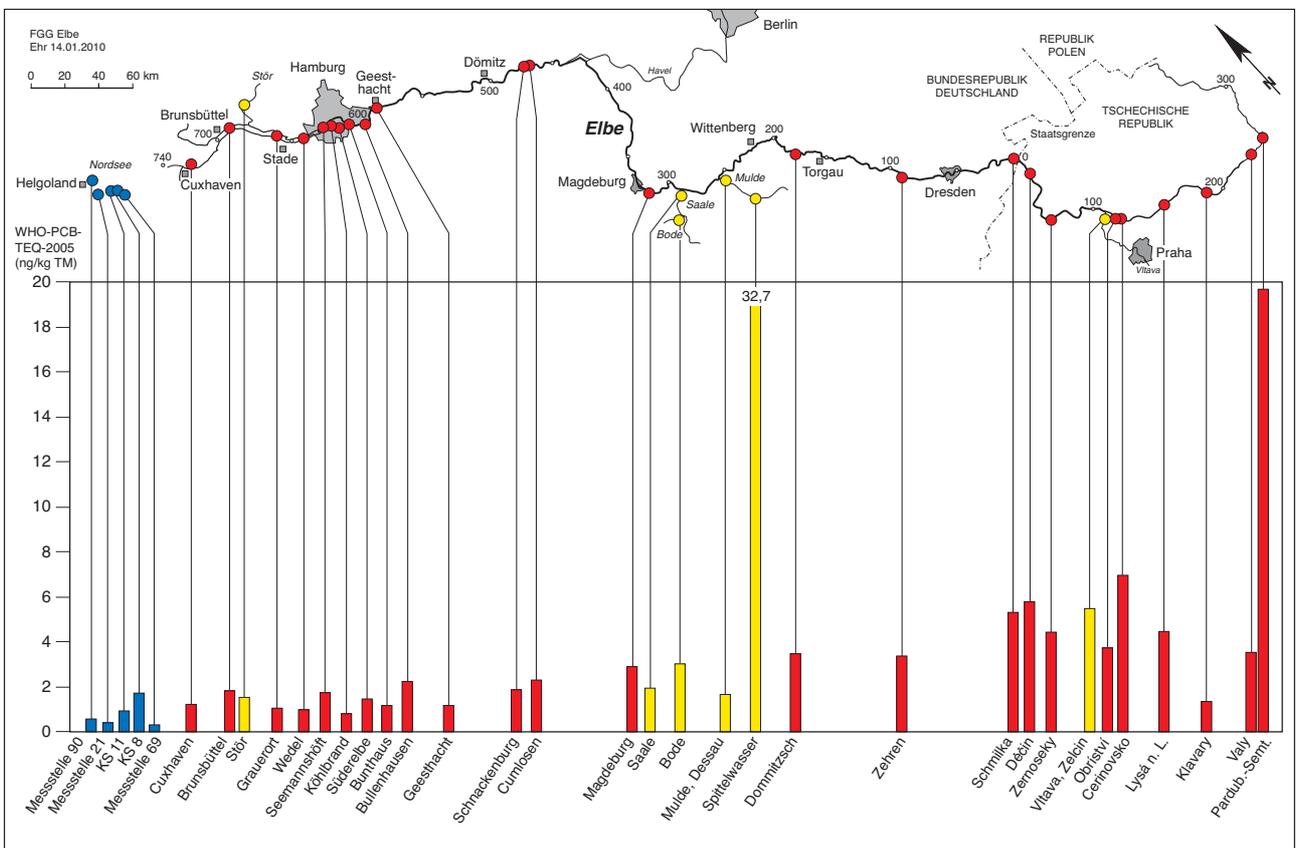


Abb. 39 DL-PCB in Feststoffen aus der Elbe, ihren Nebenflüssen und der Nordsee - 2008

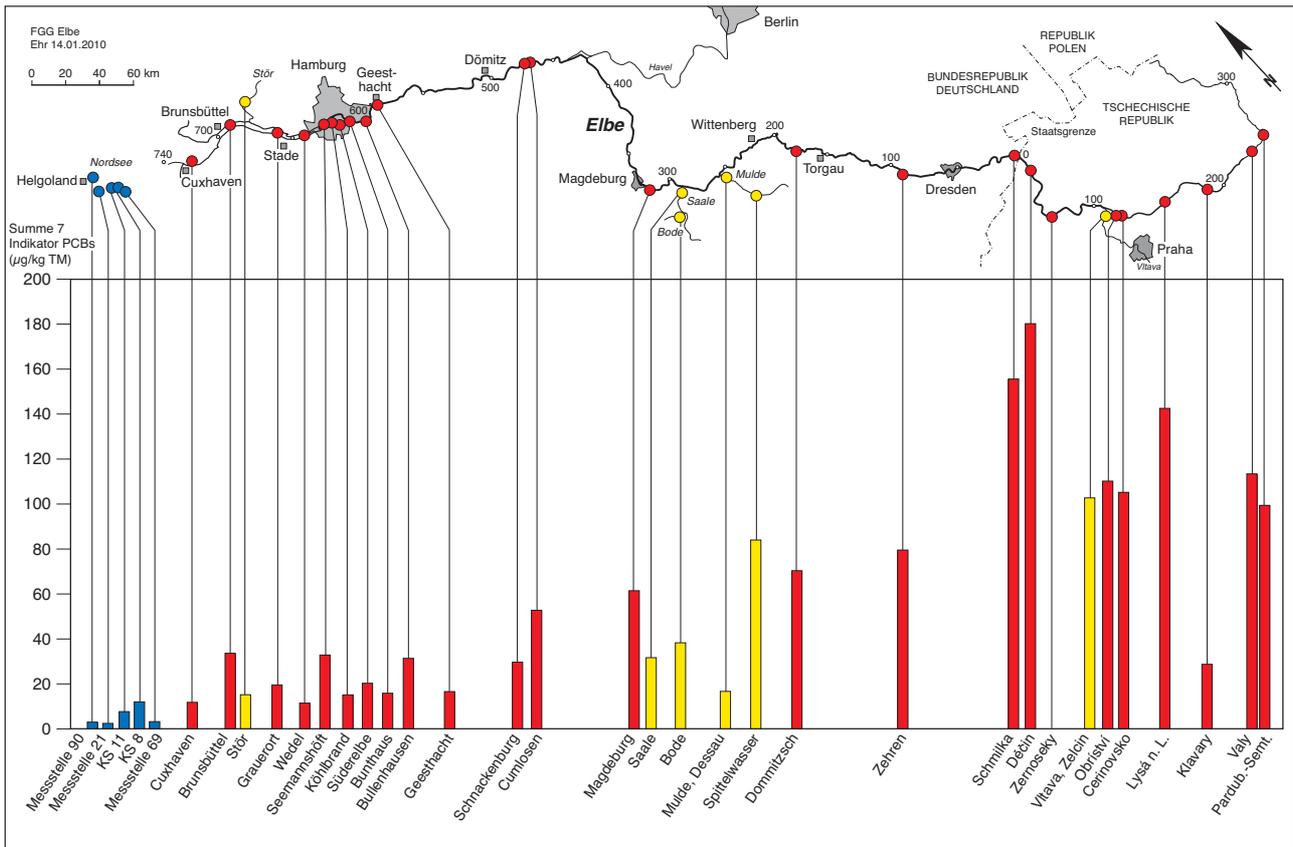


Abb. 40 Summe 7 Indikator PCB in Feststoffen aus der Elbe, ihren Nebenflüssen und der Nordsee - 2008

Dioxin-Konzentration (12 ng WHO-TEQ/kg oberhalb der Mulde bei Dommitzsch; 68 ng WHO-TEQ/kg unterhalb der Mulde bei Magdeburg). Danach wurden im Elbelängsprofil niedrigere Konzentrationen gemessen. Die höchste Dioxin-Konzentration wurde im Spittelwasser, einem kleinen Nebenfluss der Mulde, mit 1 260 ng WHO-TEQ/kg analysiert.

Für die PCB ergibt sich ein anderes Bild. Hier sind die Konzentrationen im oberen Flussabschnitt höher, gefolgt von einem Konzentrationsrückgang im weiteren Elbeverlauf (Abb. 39 und 40). Maximalwerte für die DL-PCB enthalten die Proben von Pardubice-Semtín (21 ng WHO-TEQ/kg) und dem Spittelwasser (35 ng WHO-TEQ/kg). Für die Indikator PCB (Summe 7 Kongenere) werden Konzentrationen von >100 µg/kg an den Messstellen Valy, Lysa nad Labem, Cerimovsko, Obristvi, Decin und Schmilka sowie in der Vltava (Moldau) erhalten.

Im Ergebnis der Cluster-Analyse befinden sich die Dioxin-Muster der Proben aus der Elbe unterhalb der Mulde, Spittelwasser und Mulde, die datierten Sedimentkernproben von Pevestorf und Heuckenlock sowie die Proben der primären Dioxin-Quellen Magnesium- und Kupferproduktion in einem Cluster (Tab. 5).

Auffallend im Elbelängsverlauf 2008 der Dioxine und DL-PCB sind Sprünge in den Datenreihen unterhalb der Einmündungen von Mulde und Saale im Vergleich zur Elbe oberhalb der Mulde: Sprünge bei den Dioxin-Konzentrationen und bei den Quotienten PCDF/PCDD und (PCDD+PCDF)/DL-PCB sowie beim Dioxin-Muster (Cluster-Analyse). Diese sprunghaften Konzentrationsänderungen sind bereits bei früheren Auswertungen mit Dioxin-Daten der Elbe aus den Jahren 1989 bis 1995 festgestellt worden (Götz et al. 1995, Götz et al. 1998a, Götz et al. 1998b, Götz und Lauer 2003). In dem damaligen Zeitraum lagen die Dioxin-Konzentrationen in der Mulde mit bis zu ca.

Tab. 5 Ergebnis der Cluster-Analyse

Ergebnis der Cluster-Analyse, 338 Dioxinproben Neuronale Netze - Kohonen Netz (49 Neuronen) 7 Cluster
<p align="center">Bitterfeld-Elbe-Cluster <i>Elbe (Mulde bis Brunsbüttel)</i></p> <p>Region Bitterfeld-Wolfen: Mulde und Spittelwasser Bode, Saale, Schwarze Elster</p> <p>Sedimentkerne: Elbauen bei Pevestorf und Heuckenlock</p> <p><i>Primäre Dioxin-Quellen:</i> Magnesium Produktion Kupfer Produktion</p>
<p align="center">Luft-Cluster <i>Elbe (oberhalb Mulde: Deutschland, Tschechien) Nordsee</i></p> <p>Innerstädtische Gewässer, Hamburg</p> <p><i>Sekundäre Dioxin-Quelle:</i> Atmosphärischer Eintrag (Deposition, Luft)</p>
<p align="center"><i>Primäre Dioxin-Quellen:</i> PCP-Cluster PCB-Cluster Organochlorpestizid-Cluster Zellstoff- und Papierindustrie-Cluster Chloralkalielektrolyse-Cluster</p>

550 ng WHO-TEQ/kg bedeutend höher als heute. Deshalb konnte damals, zusammen mit den Ergebnissen der Cluster-Analyse, die Region Bitterfeld-Wolfen (über die Gewässer Spittelwasser und Mulde) als wahrscheinliche Hauptquelle für die Dioxin-Belastung in der Elbe unterhalb der Mulde bezeichnet werden. Zwar liefert die Cluster-Analyse für die Dioxin-Daten aus 2008 die gleichen Resultate (Tab. 5) wie frühere Auswertungen, in der Mulde wurde aber 2008 nur noch eine Dioxin-Konzentration von 52 ng WHO-TEQ/kg analysiert, wodurch der nach wie vor vorhandene sprunghafte Anstieg der Dioxin-Konzentration in der Elbe bei Magdeburg nicht mehr hauptsächlich durch den rezenten Dioxin-Eintrag über die Mulde erklärt werden kann. Ob zu dem Dioxin-Konzentrationsprung in der Elbe unterhalb der Mulde im Jahr 2008 die Remobilisation von belasteten Altsedimenten aus Bühnenfeldern und anderen Stillwasserzonen wie z. B. Sporthäfen beiträgt, kann vorerst nicht eindeutig festgestellt werden, da Bühnenfelder in der Elbe bisher nicht auf Dioxine untersucht worden sind. Von Ablagerungszonen wie Boots- und Sporthäfen liegen keine aktuellen Dioxin-Da-

ten vor. Es könnte aber das Auswaschen belasteter Bodenflächen für den Dioxin-Konzentrationsprung mitverantwortlich sein, da das Elbelängsprofil von Bodenproben aus Überschwemmungsbereichen der Elbe aus dem Jahr 2003 (Umlauf et al. 2005) unterhalb der Muldemündung ebenfalls einen Konzentrationsprung aufweist und im weiteren Längsverlauf sehr hohe Dioxin-Konzentrationen analysiert wurden (kurz unterhalb der Mulde 665 ng WHO-TEQ/kg, bei Schnackenburg 2 079 ng WHO-TEQ/kg, kurz vor Hamburg 1 198 und 481 ng WHO-TEQ/kg).

Dioxin-Untersuchungen an Bodenproben in niedersächsischen Überschwemmungsbereichen der Elbe im Jahr 1993 (Niedersächsischer Untersuchungsbericht 1993) aus dem Bereich Gorleben (ca. Strom-km 490) bis Rönne (gegenüber Geesthacht, Strom-km 585) erbrachten mit bis zu 2 300 ng WHO-TEQ/kg ähnlich hohe Dioxinbefunde wie im Jahr 2003.

Sehr hohe Dioxin-Konzentrationen wurden in datierten Elbsedimentkernen von Pevestorf (Strom-km 485) und Heuckenlock/Hamburg mit 6 880 ng WHO-TEQ/kg und 2 050 ng WHO-TEQ/kg gemessen, die den 1950er und 1940er Jahren zugeordnet werden konnten (Götz et al. 2007). In undatierten Sedimentkernen des Spittelwassers ließen sich ebenfalls sehr hohe Dioxin-Konzentrationen nachweisen: 14 500 ng WHO-TEQ/kg (Götz und Lauer 2003) und 11 790 ng WHO-TEQ/kg (Schwartz et al. 2006a). In einer Bodenprobe beim Spittelwasser wurde der ungewöhnlich hohe Wert von 157 000 ng WHO-TEQ/kg gefunden (Götz et al. 1996).

Mit früher durchgeführten Cluster-Analysen konnte gezeigt werden, dass die Schwebstoff-, Sediment- und Sedimentkernproben des Gewässersystems Spittelwasser - Mulde - Elbe unterhalb der Mulde sowie die Bodenproben mit erhöhten Dioxin-Konzentrationen aus Überschwemmungsbereichen der Elbe ein ähnliches Dioxin-Muster aufweisen (Götz und Lauer 2003, Götz et al. 2007). Das Dioxin-Muster und die Dioxin-Konzentrationen sprechen dafür, dass die Elbe (unterhalb der Mulde) seit den

1940er Jahren über die Mulde kontaminiert worden ist, wobei neben der direkten Einleitung auch Mechanismen wie Sedimentation und Remobilisation in Stillwasserbereichen (Schwartz et al. 2006) eine Rolle spielen dürften, und dass die bisher festgestellten hohen Kontaminationen in Überschwemmungsbereichen der Elbe wahrscheinlich auf alte Sedimentablagerungen zurückzuführen sind. Die Ergebnisse dieser sowie früherer durchgeführter Cluster-Analysen weisen auf metallverarbeitende Prozesse als eine Ursache der Dioxin-Belastung hin (Götz et al. 1996, Götz und Lauer 2003). Neuere Publikationen beschreiben insbesondere die Bedeutung der Magnesiumproduktion in Bitterfeld für die Dioxin-Kontamination (Bunge et al. 2007, Lechner 2007).

Mit einem ganz anderen mathematischen Ansatz kommen Uhlig et al. (2007) zu dem Ergebnis, dass die Dioxin-Kontamination des Elbesediments in Hamburg zu 70 bis 80 Prozent auf Muldesedimente zurückzuführen ist, wobei sie

den direkten Transport aus der Mulde in die Elbe und den indirekten Transport über Zwischenablagerungen in Stillwasserzonen in Betracht ziehen.

Die Ergebnisse von Nordseesedimenten aus dem ehemaligen Verklappungsgebiet für Hamburger Klärschlamm (KS 8 und KS 11) unterscheiden sich deutlich von den anderen Werten aus dieser Region (**Abb. 38 bis 40**). Hier wird dringender Forschungsbedarf gesehen, um die Ausbreitung dieser Kontaminanten im Küstenbereich eingrenzen zu können.

Mit einem effektiven und fachgerechten Sedimentmanagement, das im Rahmen von Maßnahmen innerhalb der FGG Elbe und der IKSE durchgeführt werden soll, besteht die Möglichkeit, die Kontamination der belasteten Gewässer zu reduzieren, verbunden mit einer Verbesserung der Schadstoffsituation in der Elbe insgesamt.

5.3.4 Literaturverzeichnis

- Birch G.F., Harrington C., Symons R.K., Hunt J.W. (2007). The source and distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and polychlorinated dibenzofurans in sediments of Port Jackson, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 54, 295-308
- Bunge, M., Kähkönen, M.A., Rämisch, W., Opel, M., Vogler, S., Walkow, F., Salkinoja-Salonen, M., Lechner, U. (2007). Biological activity in a heavily organohalogen-contaminated river sediment. *Env Sci Pollut Res*, 14, 3-10
- Evers E.H.G., Laane R.W.P.M., Goeneveld G.J.J. Levels (2006). Temporal trends and risks of dioxins and related compounds in the Dutch aquatic environment. *Organohalogen Comp.* 28, 117-122
- Götz R., Steiner B., Friesel P., Roch K., Reincke H., Stachel B. (1995). Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans in suspended particulate matter of the River Elbe 1994. *Fresenius J Anal Chem*, 353, 111-113
- Götz R., Steiner B., Friesel P., Roch K., Walkow F., Maaß V., Reincke H., Stachel B. (1996). Dioxin (PCDD/F) in the river Elbe - investigations of their origin by multivariate statistical methods. *Organohalogen Comp.* 27, 440-444
- Götz R., Steiner B., Friesel P., Roch K., Maaß V., Reincke H., Stachel B. (1998a): Dioxin (PCDD/F) in the River Elbe -investigations of their origin by multivariate statistical methods, *Chemosphere*, 37, 1987-2002
- Götz R., Steiner B., Sievers S., Friesel P., Roch K., Schwörer R., Haag F. (1998). Dioxin, dioxin-like PCBs and organotin compounds in the River Elbe and the harbour of Hamburg: Identification of sources, *Wat. Sci. Tech.*, 37, 207-215
- Götz, R., Lauer, R. (2003). Analysis of sources of dioxin contamination in sediments and soils using multivariate statistical methods and neural networks. *Environ. Sci. Technol.* 37, 5559-5565

- Götz R., Bauer O.H., Friesel P., Herrmann T., Jantzen E., Kutzke M., Lauer R., Paepke O., Roch K., Rohweder U., Schwartz R., Sievers S., Stachel B. (2007). Vertical profile of PCDD/Fs, dioxin-like PCBs, other PCBs, PAHs, chlorobenzenes, DDX, HCHs, organotin compounds and chlorinated ethers in dated sediment/soil cores from flood-plains of the river Elbe, Germany. *Chemosphere* 67, 592-603
- Heise S., Krüger F., Förstner U., Barborowski M., Götz R., Stachel, B. (2008). Bewertung von Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeinzugsgebiet. Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement, TU Hamburg-Harburg
- Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich (HABAK-WSV). 2. Überarbeitete Fassung, BfG-Nr. 1100 (1999)
- Iannuzzi T.J., Bonnevie N.L., Wenning R.J. (1995). An Evaluation of Current Methods for Developing Sediment Quality Guidelines for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28, 366-377
- Lechner U. (2007). Der mikrobielle Abbau von Chloraromaten als Bestandteil des globalen Chlorzyklus. Habilitationsschrift. Naturwissenschaftliche Fakultät I/Biowissenschaften, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
- Niedersächsischer Untersuchungsbericht zur Bodenbelastung durch Dioxine im Überschwemmungsbereich der Elbe 1 und 2 (1993). Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
- OSPAR Commission (2000). Quality Status Report 2000. London, OSPAR-Commission
- Schwartz R. (2006). Geochemical characterization and erosion stability of fine-grained groyne field sediments of the Middle Elbe River. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 34, 223-233
- Schwartz R., Gerth J., Neumann-Hensel H., Bley S., Förstner U. (2006a). Assessment of highly Polluted Fluvisol in the Spittelwasser Floodplain. *J Soils Sediments* 6 (3), 145-155
- Stachel B., Christoph E.H., Götz R., Herrmann T., Krüger F., Kühn T., Lay J., Löffler J., Paepke O., Reincke H., Schröter-Kermani C., Schwartz R., Steeg E., Stehr D., Uhlig S., Umlauf G. (2007). Dioxins and dioxin-like PCBs in different fish from the river Elbe and its tributaries, Germany. *J. Hazard. Mat.* 148 199-209
- Stachel B., Christoph E.H., Götz R., Herrmann T., Krüger F., Kühn T., Lay J., Löffler J., Paepke O., Reincke H., Schröter-Kermani C., Schwartz R., Steeg E., Stehr D., Uhlig S., Umlauf G. (2006). Contamination of the alluvial plain, feeding-stuffs and foodstuffs with polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/Fs), dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCBs) and mercury from the River Elbe in the light of the flood event in August 2002. *Sci. Tot. Environ.* 364, 96-112
- Uhlig, S., Simon, K., Kunath, K., in: Heise, S., Krüger, F., Baborowski, M., Stachel, B., Götz, R., Förstner, U. (2007). Bewertung von Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeinzugsgebiet. Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg.
- Umlauf G., Bidoglio G., Christoph E.H., Kampeus J., Krüger F., Landmann D., Schulz A.J., Schwartz R., Severin K., Stachel B., Stehr D. (2005). The Situation of PCDD/Fs and Dioxin-like PCBs after Flooding of River Elbe and Mulde in 2002. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 33, No 5, 543-554
- Van den Berg M., Birnbaum L., Denison M., De Vito M., Farland W., Feeley M., Fiedler H., Hakansson H., Hanberg A., Haws L., Rose M., Safe S., Schrenk D., Tohyama C., Tritscher A., Tuomisto J., Tysklind M., Walker N., Peterson R.E. (2006). The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicol. Sci.* 93, 223-241

5.5 Vergleich der Jahresfrachten 1986 und 2008

In **Tab. 6** sind die Jahresfrachten der Elbe für die 3 Bilanz-Messstellen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft sowie der Messstelle Magdeburg entlang der Elbe aufgeführt. Als Vergleichsjahr zu 2008 wurde 1986 ausgewählt, weil 1986 ein einigermaßen vergleichbarer mittlerer Abfluss der Elbe auftrat. Am Pegel Neu Darchau betrug der Jahresmittelwert 1986 $715 \text{ m}^3/\text{s}$ und 2008 $643 \text{ m}^3/\text{s}$. Für das vom Abfluss am besten mit 2008 vergleichbare Jahr 1983 ($623 \text{ m}^3/\text{s}$) standen nur 2 Messstellen mit wenigen Messgrößen zur Verfügung. Ein Vergleich 1983/2008 hätte somit deutlich weniger Informationen geliefert.

Es sind nur die Messgrößen aufgeführt, die in beiden Vergleichsjahren gemessen wurden. In die Frachtenberechnung wurden alle vorliegenden Messwerte einbezogen. So wurden an den Stellen Schmilka und Magdeburg wegen der Fahnenbildung von Nebenflüssen Proben an beiden Ufern untersucht und für die Frachtenermittlung verwendet. Die Frachten bei Schmilka können sich deshalb von den Angaben der IKSE etwas unterscheiden. Die prozentuale Veränderung des Jahres 2008 gegenüber 1986 ist in Änderungsklassen farblich markiert (siehe Legende). Diese Farbklassen stellen keine Bewertung dar, sondern dienen nur dem leichteren Erkennen von größeren und kleineren Änderungen. Die im Laufe der Zeit verbesserten chemischen Analysenmethoden schränken die Vergleichbarkeit der über 20 Jahre auseinanderliegenden Messungen etwas ein. Die Auflistung dient also nur einer groben Orientierung.

Der überwiegende Teil der Messgrößen zeigte 2008 einen deutlichen Rückgang der Stoffmengen gegenüber 1986. Besonders groß war die Abnahme bei den leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen, den chlorierten Benzenen und Ammonium. Im Vergleich zum Ammonium fiel die Reduzierung des Nitratgehaltes der Elbe deutlich geringer aus. Ein Teil des in den Kläranlagen biochemisch oxidierten Ammoniums gelangt auch nach einer Denitrifikationsstufe noch als Nitrat in die Gewässer. Der größte Teil des Nitrats in der Elbe stammt jedoch aus

Ausschwemmungen von Landflächen. So tragen ergiebige Regenfälle große Stickstoff- und Phosphormengen in die Gewässer ein.

Auffällig ist die Zunahme der Abfiltrierbaren Stoffe bei Seemannshöft. Ein erheblicher Teil der Schwebstofffracht wurde nicht weiter stromab transportiert, sondern im Kreislauf bewegt. Von Hamburg bis Glückstadt dominierte häufig der Flutstrom den Sedimenttransport, weil die maximale Flutstromgeschwindigkeit, die kurz nach der Kenterung des Ebbestroms auftrat, größer als die maximale Ebbestromgeschwindigkeit war. Dadurch wurde Sediment stromauf in die Hafenbecken transportiert. Dieser Effekt, der auch als „tidal pumping“ bezeichnet wird, hatte sich nach der letzten Fahrrinnenvertiefung 1999 verstärkt. Die hohen Gehalte an Abfiltrierbaren Stoffe beeinflussen alle Messgrößen, die auch partikulär gebundene Stoffe erfassen. Das sind z. B. der Gesamtstickstoff, Gesamt-Phosphor oder TOC.

Tab. 6a Jahresfrachten der Elbe - Vergleich der Jahre 1986 und 2008

Schmilka	1986	2008	Änderung [%]
Abfiltrierbare Stoffe (t/a)	800 000	130 000	-84
Ammonium (t/a N)	12 000	1 400	-88
Nitrat (t/a N)	54000	28 000	-48
ortho-Phosphat (t/a P)	1 500	290	-81
Gesamt-Phosphor (t/a P)	2 200	1 400	-36
Chlorid (t/a Cl ⁻)	530 000	220 000	-58
Sulfat (t/a SO ₄ ²⁻)	1 200 000	460 000	-62
Calcium (t/a)	590 000	320 000	-46
Magnesium (t/a)	140 000	67 000	-52
Cadmium (kg/a)	23 000	<390	< -98
Blei (kg/a)	250 000	17 000	-93
Kupfer (kg/a)	120 000	39 000	-68
Zink (kg/a)	980 000	150 000	-85
Chrom (kg/a)	110 000	18 000	-84
Nickel (kg/a)	120 000	25 000	-79
Mangan (kg/a)	990 000	830 000	-16
Magdeburg	1986	2008	Änderung [%]
Abfiltrierbare Stoffe (t/a)	880 000	310 000	-65
Ammonium (t/a N)	51 000	930	-98
Nitrat (t/a N)	81 000	58 000	-28
ortho-Phosphat (t/a P)	3 500	660	-81
Gesamt-Phosphor (t/a P)	11 000	2 200	-80
DOC (t/a C)	250 000	58 000	-77
Chlorid (t/a Cl ⁻)	3 800 000	2 800 000	-26
Sulfat (t/a SO ₄ ²⁻)	3 100 000	2 100 000	-32
Calcium (t/a)	1 700 000	1 500 000	-12
Magnesium (t/a)	390 000	240 000	-38
Natrium (t/a)	2 000 000	1 200 000	-40
Kalium (t/a)	230 000	110 000	-52
Cadmium (kg/a)	36 000	2 600	-93
Blei (kg/a)	350 000	41 000	-88
Kupfer (kg/a)	320 000	61 000	-81
Zink (kg/a)	4 400 000	660 000	-85
Chrom (kg/a)	240 000	<14 000	< -94
Nickel (kg/a)	310 000	48 000	-85
Eisen (kg/a)	26 000 000	4 900 000	-81

Änderung [%]

≤ -90	≤ -50	≤ -10	≤ 10	> 10
-------	-------	-------	------	------

Tab. 6b Jahresfrachten der Elbe - Vergleich der Jahre 1986 und 2008

Schnackenburg		1986	2008	Änderung [%]
Abfiltrierbare Stoffe	(t/a)	650 000	260 000	-60
Zehrung 7	(t/a O ₂)	260 000	110 000	-58
Zehrung 14	(t/a O ₂)	470 000	160 000	-66
Zehrung 21	(t/a O ₂)	560 000	200 000	-64
CSB	(t/a O ₂)	1 000 000	320 000	-68
Ammonium	(t/a N)	49 000	1 500	-97
Nitrat	(t/a N)	94 000	76 000	-19
Gesamt-Stickstoff	(t/a N)	190 000	88 000	-54
ortho-Phosphat	(t/a P)	3 500	1 100	-69
Gesamt-Phosphor	(t/a P)	10 000	2 900	-71
TOC	(t/a C)	350 000	180 000	-49
Chlorid	(t/a Cl ⁻)	4 400 000	2 800 000	-36
Quecksilber	(kg/a)	22 000	1 400	-94
Cadmium	(kg/a)	13 000	2 400	-82
Blei	(kg/a)	120 000	41 000	-66
Zink	(kg/a)	2 400 000	730 000	-70
Kupfer	(kg/a)	370 000	80 000	-78
Chrom	(kg/a)	260 000	< 20 000	< -92
Nickel	(kg/a)	270 000	59 000	-78
Eisen	(kg/a)	30 000 000	8 300 000	-72
Arsen	(kg/a)	110 000	56 000	-49
Trichlormethan	(kg/a)	24 000	< 650	< -97
Tetrachlormethan	(kg/a)	6 800	45	-99,3
Trichlorethen	(kg/a)	31 000	< 150	< -99,5
Tetrachlorethen	(kg/a)	22 000	< 99	< -99,6
α-HCH	(kg/a)	220	12	-95
β-HCH	(kg/a)	51	17	-67
γ-HCH	(kg/a)	650	7,2	-98,9
1,2,3-Trichlorbenzen	(kg/a)	660	< 6,0	< -99,1
1,2,4-Trichlorbenzen	(kg/a)	600	< 12	< -98
1,3,5-Trichlorbenzen	(kg/a)	360	< 9,9	< -97
1,2,3,4-Tetrachlorbenzen	(kg/a)	200	< 4,0	< -98
Hexachlorbenzen	(kg/a)	120	8,7	-93
Seemannshöft		1986	2008	Änderung [%]
Abfiltrierbare Stoffe	(t/a)	550 000	800 000	45
Zehrung 7	(t/a O ₂)	210 000	84 000	-60
Zehrung 14	(t/a O ₂)	290 000	120 000	-59
Zehrung 21	(t/a O ₂)	350 000	140 000	-60
Ammonium	(t/a N)	50 000	3 400	-93
Nitrat	(t/a N)	110 000	64 000	-42
Gesamt-Stickstoff	(t/a N)	170 000	82 000	-52
ortho-Phosphat	(t/a P)	4 600	1 100	-76
Gesamt-Phosphor	(t/a P)	9 500	3 700	-61
TOC	(t/a C)	290 000	190 000	-34
DOC	(t/a C)	240 000	130 000	-46
Chlorid	(t/a Cl ⁻)	4 100 000	2 700 000	-34
Sulfat	(t/a SO ₄ ²⁻)	4 000 000	2 500 000	-38

Anhang

Tab. A1a Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des ökologischen Zustandes

EG-Nr.	Substanz	JD-UQN	Einheit
	Schwermetalle (in Schwebstoff/Sediment)		
L.II	Kupfer	160	mg/kg
L.II	Chrom	640	mg/kg
L.II	Zink	800	mg/kg
4	Arsen	40	mg/kg
	Halogenierte Aliphate		
58	1,1-Dichlorethan	10	$\mu\text{g/l}$
119	1,1,1-Trichlorethan	10	$\mu\text{g/l}$
120	1,1,2-Trichlorethan	10	$\mu\text{g/l}$
110	1,1,2,2-Tetrachlorethan	10	$\mu\text{g/l}$
86	Hexachlorethan	10	$\mu\text{g/l}$
128	Vinylchlorid (Chlorethylen)	2	$\mu\text{g/l}$
60	1,1-Dichlorethen (Vinylidenchlorid)	10	$\mu\text{g/l}$
61	1,2-Dichlorethen	10	$\mu\text{g/l}$
65	1,2-Dichlorpropan	10	$\mu\text{g/l}$
66	1,3-Dichlorpropan-2-ol	10	$\mu\text{g/l}$
67	1,3-Dichlorpropen	10	$\mu\text{g/l}$
68	2,3-Dichlorpropen	10	$\mu\text{g/l}$
37	3-Chlorpropen (Allylchlorid)	10	$\mu\text{g/l}$
36	Chloropren (2-Chlor-1,3-butadien)	10	$\mu\text{g/l}$
22	2-Chlorethanol	10	$\mu\text{g/l}$
16	Chloressigsäure	10	$\mu\text{g/l}$
48	1,2-Dibromethan	2	$\mu\text{g/l}$
123	1,1,2-Trichlortrifluorethan	10	$\mu\text{g/l}$
	Aromaten		
112	Toluol	10	$\mu\text{g/l}$
79	Ethylbenzol	10	$\mu\text{g/l}$
(129)	1,2-Dimethylbenzol (o-Xylol)	10	$\mu\text{g/l}$
(129)	1,3-Dimethylbenzol (m-Xylol)	10	$\mu\text{g/l}$
(129)	1,4-Dimethylbenzol (p-Xylol)	10	$\mu\text{g/l}$
L.II	Nitrobenzol	0,1	$\mu\text{g/l}$
87	Isopropylbenzol (Cumol)	10	$\mu\text{g/l}$
11	Biphenyl	1	$\mu\text{g/l}$
8	Benzidin (4,4'-Diaminobiphenyl)	0,1	$\mu\text{g/l}$
	Chlorierte Aromaten		
20	Chlorbenzol	1	$\mu\text{g/l}$
53	1,2-Dichlorbenzol	10	$\mu\text{g/l}$
54	1,3-Dichlorbenzol	10	$\mu\text{g/l}$
55	1,4-Dichlorbenzol	10	$\mu\text{g/l}$
109	1,2,4,5-Tetrachlorbenzol	1	$\mu\text{g/l}$
33	2-Chlorphenol	10	$\mu\text{g/l}$
34	3-Chlorphenol	10	$\mu\text{g/l}$
35	4-Chlorphenol	10	$\mu\text{g/l}$
64	2,4-Dichlorphenol	10	$\mu\text{g/l}$
(122)	2,4,5-Trichlorphenol	1	$\mu\text{g/l}$
(122)	2,4,6-Trichlorphenol	1	$\mu\text{g/l}$
(122)	2,3,4-Trichlorphenol	1	$\mu\text{g/l}$
(122)	2,3,5-Trichlorphenol	1	$\mu\text{g/l}$
(122)	2,3,6-Trichlorphenol	1	$\mu\text{g/l}$
(122)	3,4,5-Trichlorphenol	1	$\mu\text{g/l}$
24	4-Chlor-3-Methylphenol	10	$\mu\text{g/l}$
2	2-Amino-4-Chlorphenol	10	$\mu\text{g/l}$

JD-UQN = Umweltqualitätsnorm für den Jahresdurchschnitt der Gehalte

Tab. A1b Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des ökologischen Zustandes

EG-Nr.	Substanz	JD-UQN	Einheit
38	2-Chlortoluol	1	$\mu\text{g/l}$
39	3-Chlortoluol	10	$\mu\text{g/l}$
40	4-Chlortoluol	1	$\mu\text{g/l}$
9	Benzylchlorid (α -Chlortoluol, Cl in Methylgr.)	10	$\mu\text{g/l}$
10	Benzylidenchlorid (α,α -Dichlortoluol)	10	$\mu\text{g/l}$
17	2-Chloranilin	3	$\mu\text{g/l}$
18	3-Chloranilin	1	$\mu\text{g/l}$
19	4-Chloranilin	0,05	$\mu\text{g/l}$
(52)	2,4/2,5-Dichloranilin	2	$\mu\text{g/l}$
(52)	2,3-Dichloranilin	1	$\mu\text{g/l}$
(52)	2,4-Dichloranilin	1	$\mu\text{g/l}$
(52)	2,5-Dichloranilin	1	$\mu\text{g/l}$
(52)	2,6-Dichloranilin	1	$\mu\text{g/l}$
(52)	3,4-Dichloranilin	0,5	$\mu\text{g/l}$
(52)	3,5-Dichloranilin	1	$\mu\text{g/l}$
41	2-Chlor-p-toluidin	10	$\mu\text{g/l}$
(42)	3-Chlor-o-toluidin	10	$\mu\text{g/l}$
(42)	3-Chlor-p-toluidin	10	$\mu\text{g/l}$
(42)	5-Chlor-o-toluidin	10	$\mu\text{g/l}$
25	1-Chlornaphthalin	1	$\mu\text{g/l}$
26	Chlornaphthaline (technische Mischung)	0,01	$\mu\text{g/l}$
	Chlorbiphenyle		
(101)	PCB Nr. 28	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
(101)	PCB Nr. 52	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
(101)	PCB Nr. 101	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
(101)	PCB Nr. 118	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
(101)	PCB Nr. 138	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
(101)	PCB Nr. 153	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
(101)	PCB Nr. 180	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
56	Dichlorbenzidine (Dichlor-4,4'-Diaminobiphenyl)	10	$\mu\text{g/l}$
	Chlorierte Nitroverbindungen		
28	1-Chlor-2-nitrobenzol	10	$\mu\text{g/l}$
29	1-Chlor-3-nitrobenzol	1	$\mu\text{g/l}$
30	1-Chlor-4-nitrobenzol	10	$\mu\text{g/l}$
(63)	1,2-Dichlor-3-nitrobenzol	10	$\mu\text{g/l}$
(63)	1,2-Dichlor-4-nitrobenzol	10	$\mu\text{g/l}$
(63)	1,3-Dichlor-4-nitrobenzol	10	$\mu\text{g/l}$
(63)	1,4-Dichlor-2-nitrobenzol	10	$\mu\text{g/l}$
31	4-Chlor-2-nitrotoluol	10	$\mu\text{g/l}$
(32)	2-Chlor-4-nitrotoluol	1	$\mu\text{g/l}$
(32)	2-Chlor-6-nitrotoluol	1	$\mu\text{g/l}$
(32)	3-Chlor-4-nitrotoluol	1	$\mu\text{g/l}$
(32)	4-Chlor-3-nitrotoluol	1	$\mu\text{g/l}$
(32)	5-Chlor-2-nitrotoluol	1	$\mu\text{g/l}$
27	4-Chlor-2-nitroanilin	3	$\mu\text{g/l}$
21	1-Chlor-2,4-dinitrobenzol	5	$\mu\text{g/l}$
	PBSM		
(82)	Heptachlor	0,1	$\mu\text{g/l}$
(82)	Heptachlorepoxyd	0,1	$\mu\text{g/l}$
45	2,4-D (2,4-Dichlorphenoxyessigsäure)	0,1	$\mu\text{g/l}$
107	2,4,5-T (2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure)	0,1	$\mu\text{g/l}$
73	Dimethoat	0,1	$\mu\text{g/l}$

¹ ersatzweise für die Wasserphase 0,0005 $\mu\text{g/l}$

Tab. A1c Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des ökologischen Zustandes

EG-Nr.	Substanz	JD-UQN	Einheit
97	Omethoat	0,1	µg/l
(100)	Parathion-Methyl	0,02	µg/l
(100)	Parathion-Ethyl	0,005	µg/l
L.II	Terbutylazin	0,5	µg/l
44	Cyanurchlorid (2,4,6-Trichlor-1,3,5-triazin)	0,1	µg/l
L.II	Ametryn	0,5	µg/l
L.II	Prometryn	0,5	µg/l
L.II	Hexazinon	0,07	µg/l
L.II	Metolachlor	0,2	µg/l
L.II	Metazachlor	0,4	µg/l
88	Linuron	0,1	µg/l
95	Monolinuron	0,1	µg/l
L.II	Chlortoluron	0,4	µg/l
L.II	Methabenzthiazuron	2	µg/l
69	Dichlorprop	0,1	µg/l
91	Mecoprop	0,1	µg/l
90	MCPA	0,1	µg/l
89	Malathion	0,02	µg/l
81	Fenthion	0,004	µg/l
80	Fenitrothion	0,009	µg/l
94	Mevinphos	0,0002	µg/l
93	Methamidophos	0,1	µg/l
L.II	Etrimphos	0,004	µg/l
113	Triazophos	0,03	µg/l
43	Coumaphos	0,07	µg/l
6	Azinphos-methyl	0,01	µg/l
5	Azinphos-ethyl	0,01	µg/l
(47)	Demeton (Summe von Demeton-o und -s)	0,1	µg/l
(47)	Demeton-o	0,1	µg/l
(47)	Demeton-s	0,1	µg/l
(47)	Demeton-s-methyl	0,1	µg/l
(47)	Demeton-s-methyl-sulphon	0,1	µg/l
98	Oxydemeton-methyl	0,1	µg/l
14	Chloralhydrat	10	µg/l
15	Chlordan (cis und trans)	0,003	µg/l
70	Dichlorvos	0,0006	µg/l
72	Diethylamin	10	µg/l
74	Dimethylamin	10	µg/l
75	Disulfoton	0,004	µg/l
78	Epichlorhydrin	10	µg/l
L.II	Bromacil	0,6	µg/l
132	Bentazon	0,1	µg/l
105	Pyrazon (Chloridazon)	0,1	µg/l
103	Phoxim	0,008	µg/l
104	Propanil	0,1	µg/l
116	Trichlorfon	0,002	µg/l
	Organozinn-Verbindungen		
49-51	Dibutylzinn-Kation ¹	100	µg/kg
108	Tetrabutylzinn-Kation ²	40	µg/kg
125-127	Triphenylzinn-Kation ³	20	µg/kg
	(in Schwebst./Sediment)		
	Sonstiges		
57	Dichlordiisopropylether	10	µg/l
114	Tributylphosphat (Phosphorsäuretributylester)	10	µg/l
L.II	Cyanid	0,01	mg/l

¹ ersatzweise für die Wasserphase 0,01 µg/l; ² ersatzweise für die Wasserphase 0,001 µg/l
³ ersatzweise für die Wasserphase 0,0005 µg/l

Tab. A2 Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des chemischen Zustandes (2008 geltendes Recht)

EG-Nr.	Stoff	JD-UQN	Einheit
	Schwermetalle (MAP 4)		
92	Quecksilber	1 / 0,5°) / 0,3*)	µg/l
12	Cadmium	1 / 0,5*)	µg/l
	Pestizide (MAP 5)		
85	Hexachlorcyclohexan (Summe aller Isomere)	0,05 / 0,02*)	µg/l
	Industrielle Schadstoffe (MAP 6)		
62	Dichlormethan	10	µg/l
23	Trichlormethan (Chloroform)	12	µg/l
13	Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)	12	µg/l
121	Trichlorethen (Trichlorethylen)	10	µg/l
111	Tetrachlorethen (Perchlorethylen)	10	µg/l
59	1,2-Dichlorethan	10	µg/l
7	Benzol	10	µg/l
96	Naphthalin	1	µg/l
3	Anthracen	0,01	µg/l
	Andere Schadstoffe (MAP 7)		
84	Hexachlorbutadien	0,1	µg/l
(117) (117) (117),118	1,2,3-Trichlorbenzol } 1,3,5-Trichlorbenzol } 1,2,4-Trichlorbenzol } Summe	0,4	µg/l
83	Hexachlorbenzol	0,03	µg/l
102	Pentachlorphenol	2	µg/l
46	4,4-DDT	0,01	µg/l
1 71 77 130	Aldrin } Dieldrin } Endrin } Isodrin } Summe	0,01 / 0,005*)	µg/l µg/l µg/l µg/l
(99)	Fluoranthen	0,025	µg/l
(99)	Benzo(b)fluoranthen	0,025	µg/l
(99)	Benzo(k)fluoranthen	0,025	µg/l
(99)	Benzo(a)pyren	0,01	µg/l
(99)	Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,025	µg/l
(99)	Benzo(ghi)perylen	0,025	µg/l
	Nährstoffe		
	Nitrat	50	mg/l NO ₃

°) in Übergangsgewässern

*) in Küstengewässern

Tab. A3a Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des chemischen Zustandes - Schadstoffe nach EG-Tochterrichtlinie UQN (2008/105/EG) (ab 2010 geltendes Recht)

EG-Nr.	Stoff / Stoffgruppe	JD-UQN	ZHK-UQN	Einheit
	Schwermetalle (im Filtrat)			
6 p	Cadmium und Cadmiumverbindungen	0,15 ¹ /0,25 ² /0,2 ³	0,9 ¹ /1,5 ²	µg/l
20	Blei und Bleiverbindungen	7,2		µg/l
21 p	Quecksilber und Quecksilberverbindungen	0,05	0,07	µg/l
23	Nickel und Nickelverbindungen	20		µg/l
	Pestizide			
1	Alachlor	0,3	0,7	µg/l
3	Atrazin	0,6	2,0	µg/l
8	Chlorfenvinphos	0,1	0,3	µg/l
9	Chlorpyrifos (Chlorpyrifos-Ethyl)	0,03	0,1	µg/l
13	Diuron	0,2	1,8	µg/l
14 p	Endosulfan	0,005 / 0,0005 ³	0,01 / 0,004 ³	µg/l
18 p	Hexachlorcyclohexan (Σ aller Isomere)	0,02 / 0,002 ³	0,02 / 0,04 ³	µg/l
19	Isoproturon	0,3	1,0	µg/l
26 p	Pentachlorbenzol	0,007	0,0007	µg/l
29	Simazin	1	4	µg/l
33	Trifluralin	0,03		µg/l
	Industrielle Schadstoffe			
2 p	Anthracen	0,1	0,4	µg/l
4	Benzol	10 / 8 ³	50	µg/l
5 p	Bromierte Diphenylether	0,0005 / 0,0002 ³		µg/l
6a	Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)	12		µg/l
7 p	C10-C13 Chloralkane	0,4	1,4	µg/l
10	1,2-Dichlorethan	10		µg/l
11	Dichlormethan	20		µg/l
12	Bis(2-ethyl-hexyl)phthalat (DEHP)	1,3		µg/l
22	Naphthalin	2,4 / 1,2 ³		µg/l
24 p	Nonylphenol (4-Nonylphenol)	0,3	2,0	µg/l
25	Octylphenol (4-(1,1',3,3'-Tetramethylbutyl)-phenol)	0,1 / 0,01 ³		µg/l
29a	Tetrachlorethen (Perchlorethylen)	10		µg/l
29b	Trichlorethen (Trichlorethylen)	10		µg/l
32	Trichlormethan (Chloroform)	2,5		µg/l

Tab. A3b Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des chemischen Zustandes - Schadstoffe nach EG-Tochterrichtlinie UQN (2008/105/EG) (ab 2010 geltendes Recht)

EG-Nr.	Stoff / Stoffgruppe	JD-UQN	ZHK-UQN	Einheit
	Andere Schadstoffe			
9a	Σ Aldrin, Dieldrin, Endrin, Isodrin	0,01 / 0,005		µg/l
9b	DDT insgesamt	0,025		µg/l
9b	4,4'-DDT (p,p'-DDT)	0,01		µg/l
15	Fluoranthen	0,1	1	µg/l
16 p	Hexachlorbenzol	0,01	0,05	µg/l
17 p	Hexachlorbutadien	0,1	0,6	µg/l
27	Pentachlorphenol	0,4	1	µg/l
28 p	Benzo(a)pyren	0,05	0,1	µg/l
28 p	Σ Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen	0,03		µg/l
28 p	Σ Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,002		µg/l
30 p	Tributylzinnverbindungen (TBT-Kation)	0,0002	0,0015	µg/l
31	Σ 1,2,3-, 1,2,4-, 1,3,5-Trichlorbenzol	0,4		µg/l

p = prioritär gefährlicher Stoff

JD-UQN = Umweltqualitätsnorm für den Jahresdurchschnitt der Gehalte

ZHK-UQN = Umweltqualitätsnorm für die zulässige Höchstkonzentration (Maximum)

¹ Härteklasse 4 = 100 bis <200 mg/l CaCO₃

² Härteklasse 5 = ≥ 200 mg/l CaCO₃

³ in Übergangsgewässern

Tab. A4 Beteiligte Institutionen an der Dioxin-Längsprofilmessung der Elbe, ihrer Nebenflüsse und der Nordsee

- Vyzkumny ustav vodohospodacky T.G. Masaryka (VUV), Praha
- Povodi Labe, Hradec Kralove
- Povodi Vltavy, Praha
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden
- Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, Neusörnewitz
- Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft, Sachgebiet Chemie sowie die Labore Wittenberg und Magdeburg
- Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam
- Niedersächsische Landesbetriebe für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstellen Lüneburg, Hannover-Hildesheim und Stade
- Behörde für Soziales, Familie, Gesundheit und Verbraucherschutz, Hamburg
- Wassergütestelle Elbe der ARGE ELBE, Hamburg
- Hamburg Port Authority
- Landesamt für Natur und Umwelt, Flintbek
- Anstalt Helgoland, Alfred-Wegener-Institut, Helgoland

Tab. A5a Beschreibung der Schadstoffe, die die Zustandsbeschreibung beeinflusst haben

<p>Quecksilber chemischer Zustand</p> <p>Eigenschaften und Anwendungen Einziges bei Zimmertemperatur flüssiges Metall, das dabei schon verdunstet. Keine Benetzung von Oberflächen wie Glas oder Filz. Manometer, Thermometer, elektrische Schalter (abnehmende Bedeutung), Silberamalgam (Zähne), Desinfektionsmittel und Saatbeizmittel (Verbot 1984), Farbpigmente, verschiedene Lampen z. B. Energiesparlampen, Batterien, Chlor-Elektrolyse, früher Medikamente</p> <p>Wirkungen in der Umwelt WGK 3 LC_{L0} Kaninchen inhaliert: 29 mg/m³/30 Std. Giftige Dämpfe, giftig für alle Lebewesen wie Wasserorganismen, Anreicherung über die Atmung und Nahrung, besonders giftig als Methyl-Quecksilber</p>
<p>Cadmium, Kadmium chemischer Zustand</p> <p>Eigenschaften und Anwendungen weiches unedles Metall Korrosionsschutz für Eisenteile, Farbpigmente, aufladbare Batterien, Halbleiter, Solarzellen</p> <p>Wirkungen in der Umwelt WGK 3 LD₅₀ Ratte oral: 225 mg/kg Giftig, Anreicherung über die Nahrung, besonders in den Nieren. In Kombination mit Kupfer verstärkte Giftwirkung</p>
<p>Kupfer ökologischer Zustand</p> <p>Eigenschaften und Anwendungen Reines Kupfer ist leicht verformbar und zäh und damit gut zu verarbeiten. Gute Wärmeleitfähigkeit, gute elektrische Leitfähigkeit. Elektrokabel, Bleche und Rohre im Hausbau, gebräuchliche Legierungen (Bronze, Messing), Münzen</p> <p>Wirkungen in der Umwelt WGK nicht wassergefährdend LD₅₀ Maus 3500 µg/kg Für Bakterien und Algen giftig, für Menschen schwach giftig, wichtiges Spurenelement</p>
<p>Zink ökologischer Zustand</p> <p>Eigenschaften und Anwendungen unedles Metall, deshalb als Korrosionsschutz für Eisen- und Stahlteilen sehr verbreitet, Batterien, Messing-, Aluminium- und Magnesium-Legierungen, Titanzinkbleche im Hausbau, Münzen</p>

WGK Wasser-Gefährdungs-Klasse

LC_{L0} Geringste bekannte toxische Wirkungskonzentration

LD₅₀ Letale (tödliche) Dosis, bezogen auf das Körpergewicht, bei 50% der eingesetzten Lebewesen

Tab. A5b Beschreibung der Schadstoffe, die die Zustandsbeschreibung beeinflusst haben

<p>Wirkungen in der Umwelt (noch zu Zink) WGK nicht wassergefährdend LC₁₀₀ Fische 0,1-1,0 mg/l Wichtiges Spurenelement, in großen Mengen giftig</p>	
<p>Arsen</p> <p>Eigenschaften und Anwendungen Bleilegierungen, Halbleitertechnik, Arsenverbindungen Fungizide, Herbizide, Rattengift, Arzneimittel</p> <p>Wirkungen in der Umwelt WGK 3 LD₅₀ Ratte oral: 763 mg/kg metall. Arsen LD₅₀ Ratte oral: 14,6 mg/kg Arsen(III)-oxid LD₅₀ Mensch oral 1,4 mg/kg (mögliche Gewöhnung) Metallisches Arsen ist gering giftig, aber lösliche Arsen(III)-Verbindungen sind hoch toxisch. Spurenelement</p>	<p>ökologischer Zustand</p>
<p>Dibutylzinnverbindungen</p> <p>Eigenschaften und Anwendungen in Imprägniermitteln für Leder, Textilien, Stabilisator in PVC, Katalysator bei Kunststoffherstellung, Glasoberflächen-Vergütung</p> <p>Wirkungen in der Umwelt WGK 3 LD₅₀ Ratte oral: 487 mg/kg LC₅₀ Fische: > 4 mg/l giftig, schwächt menschliches Immunsystem</p>	<p>ökologischer Zustand</p>
<p>Tributylzinnverbindungen</p> <p>Eigenschaften und Anwendungen Im Wasser bilden sich in Abhängigkeit von pH-Wert und Anionen verschiedene Verbindungen: Tributylchlorid, Tributylstannol, Tributylcarbonat. Starke Anreicherung in Sedimenten Antifouling-Anstriche für Schiffe (Bewuchshemmung) (IMO weltweites Verbot 2003), Materialschutz (Leder, Textilien, Farben), Pestizid, Desinfektionsmittel, Holzschutzmittel, Stabilisator in Kunststoffen</p> <p>Wirkungen in der Umwelt WGK 3 LD₅₀ Ratte oral: 129 mg/kg Wirkschwelle ab 0,032 mg/l Halbwertszeiten in Sedimenten: Süßwasserbereich 16-120 Tage, Brackwasserbereich 3,8 Jahre sehr giftig, hormonähnliche Wirkung führt zur Geschlechtsumwandlung</p>	<p>chemischer Zustand</p>

Tab. A5c Beschreibung der Schadstoffe, die die Zustandsbeschreibung beeinflusst haben

<p>Tetrabutylzinn</p> <p>Eigenschaften und Anwendungen Herstellung zinnorganischer Verbindungen</p> <p>Wirkungen in der Umwelt WGK 3 LC₅₀ Goldorfe 24 h: >10 mg/l LD₅₀ Maus oral: 1389 mg/kg giftig, schädigt Immunsystem, neurotoxisch, sehr giftig für Wasserorganismen</p>	ökologischer Zustand
<p>Triphenylzinnverbindungen</p> <p>Eigenschaften und Anwendungen Die wichtigsten Verbindungen sind Triphenylzinnchlorid, Triphenylzinnacetat und Triphenylzinnhydroxid. Pflanzenschutzmittel, Antifouling-Anstriche für Schiffe</p> <p>Wirkungen in der Umwelt WGK 3 LC₅₀ Fisch 0,01 0,5 mg/l Wirkschwelle ab 0,27 mg/l giftig, schädigt Immunsystem, neurotoxisch, hormonähnliche Wirkung</p>	ökologischer Zustand
<p>Bentazon</p> <p>Eigenschaften und Anwendungen Herbizid gegen zweikeimblättrige Pflanzen. Wasserlöslichkeit 570 mg/l</p> <p>Wirkungen in der Umwelt WGK 2 LD₅₀ Ratte oral 1100 mg/kg Algentoxizität EC₅₀ >100 mg/l gesundheitsschädlich, grundwassergefährdend</p>	ökologischer Zustand
<p>Polychlorierte Biphenyle (PCB)</p> <p>Eigenschaften und Anwendungen PCB bestehen aus einem Biphenyl-Gerüst, bei dem eine oder mehrere Wasserstoffatome durch Chloratome ersetzt sind. Die 209 verschiedenen Kongenere werden aus praktischen Gründen durchnummeriert (Nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180). Die thermisch und chemisch stabile Verbindungen wurden in Hydraulikanlagen, Transformatoren, Kondensatoren und als Weichmacher eingesetzt, 1978 Anwendungseinschränkungen. Bundesrepublik Deutschland 1978 Anwendungseinschränkungen, 1989 vollständiges Verbot, seit 2001 weltweit verboten</p>	ökologischer Zustand

Tab. A5d Beschreibung der Schadstoffe, die die Zustandsbeschreibung beeinflusst haben

<p>Wirkungen in der Umwelt (noch zu PCB) giftig je nach Chlorierungsgrad, gering akut giftig aber chronisch giftig, krebsauslösend Akkumulation im Fettgewebe, höher chlorierte PCB haben dioxinähnliche Giftigkeit</p>	
<p>Hexachlorcyclohexan (HCH)</p>	chemischer Zustand
<p>Eigenschaften und Anwendungen Von 8 möglichen Isomeren kommen in der Regel die Isomere α-HCH, β-HCH, γ-HCH, δ-HCH und vereinzelt ϵ-HCH vor. γ-HCH (Lindan) wurde als Insektizid und Holzschutzmittel eingesetzt, die anderen Isomere waren Abfallprodukte bei der Herstellung. Nach EU-Verordnung ab 2008 verboten.</p>	
<p>Wirkungen in der Umwelt WGK 3 (vorgeschlagen) LC₅₀ Regenbogenforelle: 18 µg/l/96 Std. LD₅₀ Ratte oral: 100 mg/kg giftig und umweltgefährlich, schwer abbaubar, Anreicherung im Fettgewebe</p>	
<p>DDT (Dichlordiphenyltrichlorethan, 1,1,1-Trichlor-2,2-bis-(4-chlorophenyl)ethan)</p>	
	chemischer Zustand
<p>Eigenschaften und Anwendungen Zwei Chlorbenzole sind über ein Trichlorethan verbunden, gut fettlöslich. DDD und DDE sind Nebenprodukte bei der Herstellung und Metabolite (Abbauprodukte). Insektizid, durch DDT-Gesetz 1972 Herstellung verboten</p>	
<p>Wirkungen in der Umwelt WGK 3 LC₅₀ Goldorfe: 0,2 mg/l LD₅₀ Säugetier 100 - 500 mg/kg Akute Toxizität für Menschen verhältnismäßig gering, für Insekten sehr giftig. Starke Akkumulation in Fettgewebe, sehr langsamer Abbau, Greifvögeln legten Eier mit zu dünner Schale, hormonähnliche Wirkung</p>	
<p>DEHP (Diethylhexylphthalat, Bis(2-ethyl-hexyl)phthalat)</p>	
	chemischer Zustand
<p>Eigenschaften und Anwendungen Gut fettlöslich weit verbreiteter Weichmacher in PVC, Zusatzstoff in Farben und kosmetischen Produkten</p>	
<p>Wirkungen in der Umwelt kann für Menschen negative gesundheitliche Folgen auf Hoden, Nieren und Leber haben wird von der EU als gefährlich für die Umwelt eingestuft</p>	

Tab. A5e Beschreibung der Schadstoffe, die die Zustandsbeschreibung beeinflusst haben

PAK (Polyaromatische Kohlenwasserstoffe)	chemischer Zustand
Eigenschaften und Anwendungen	
PAK sind aus zwei oder mehr aromatischen Ringsystemen (z. B. Benzol) aufgebaut und sind überwiegend unpolare Feststoffe, die schlecht wasserlöslich sind. Die auffälligen Vertreter in der Elbe sind Fluoranthren, Benzo(a)pyren, Benzo(g,h,i)-perylen und Indeno(1,2,3-cd)-pyren. PAK sind Bestandteil von Erdöl und Kohle und entstehen bei der unvollständigen Verbrennung von organischem Material wie Holz.	
Einige PAK werden als Zwischenprodukte bei der chemischen Produktion verwendet, sonst gibt es keine nennenswerte technische Anwendung für die oben genannten PAK.	
Wirkungen in der Umwelt	
giftig, umweltgefährlich, viele PAK sind krebserregend, Anreicherung in Sedimenten, weite Verbreitung in der Umwelt.	

Quellen:

Roth, Wassergefährdende Stoffe, ecomed Landsberg 2005

Römp Chemielexikon, Georg Thieme Verlag Stuttgart 1992

Wikipedia

ARGE ELBE, Herkunft und Verteilung von Organozinnverbindungen in der Elbe..., Hamburg 1999