

**Statistische
Auswertung von
Messungen zur
Kontamination von
Biota/Fischen mit
Schadstoffen im
Einzugsgebiet des
Rheins in den Jahren
2014/2015**



Internationale
Kommission zum
Schutz des Rheins

Commission
Internationale
pour la Protection
du Rhin

Internationale
Commissie ter
Bescherming
van de Rijn

Bericht Nr. 252



Impressum

Herausgeberin:

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)
Kaiserin-Augusta-Anlagen 15, D 56068 Koblenz
Postfach 20 02 53, D 56002 Koblenz
Telefon +49-(0)261-94252-0, Fax +49-(0)261-94252-52
E-mail: sekretariat@iksr.de
www.iksr.org

Statistische Auswertung von Messungen zur Kontamination von Biota/Fischen mit Schadstoffen im Einzugsgebiet des Rheins in den Jahren 2014/2015

Auftraggeber

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR),
Kaiserin-Augusta-Anlagen 15, 56068 Koblenz

Auftragnehmer

Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie
(Fraunhofer IME), Bereich Angewandte Oekologie, 57392 Schmallenberg

Institutsleitung Fraunhofer IME (Institutsteil Angewandte Oekologie):

Prof. Dr. Christoph Schäfers

Projektbearbeitung:

Dr. Annette Fliedner

Dr. Martin Müller

Inhalt

1	Zusammenfassung	3
2	Hintergrund / Einleitung	4
3	Datenbasis	6
3.1	Stoffe und Stoffgruppen.....	6
3.2.	Messstellen.....	11
3.3	Datensätze.....	11
4	Auswertung	19
4.1	Zusammenfassung der verfügbaren Daten	19
4.2	Schadstoffgehalte	24
4.2.1	Deskriptive Kenndaten.....	25
4.3	Vergleich der Filet- und Ganzfischmessungen	27
4.4	Räumlicher Vergleich auf Basis nicht normalisierter Messergebnisse.....	29
4.5	Räumlicher Vergleich auf Basis normalisierter Messergebnisse	38
5	Literatur	40
6	Glossar	45
7	Anhang	46
7.1	Tabellen	46
7.2	Belastungskarten	46
7.3	Übersicht zusätzlicher niederländischer Daten zu subadulten Ganzfischen aus dem Deltarhein	48

1 Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht fasst die Auswertung der Monitoring-Daten zusammen, die im Rahmen des Pilotprojektes „Erstes gemeinsames Untersuchungsprogramm zur Kontamination von Biota (Fischen) mit Schadstoffen im Rheineinzugsgebiet“ der IKSR erarbeitet wurden.

In die Auswertung gingen Messdaten von insgesamt 84 Filet-Poolproben aus den Jahren 2014 und 2015 ein. Die im Rahmen der IKSR im Deltarhein gesammelten Messergebnisse in Ganzfisch wurden mit Ausnahme von Quecksilber (Hg) in der Gesamtauswertung nicht berücksichtigt. Die Messdaten in Ganzfisch müssen künftig jedoch mitberücksichtigt werden.

Berücksichtigt wurden Proben der Fischarten Döbel (*Squalius cephalus*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Brassen (*Abramis brama*), Güster (*Blicca bjoerkna*), Zander (*Sander lucioperca*) und Flussbarsch (*Perca fluviatilis*). Die Proben stammten von 37 Messstellen (MS) in 19 Gewässern: Rhein, Deltarhein (Hollands Diep, Ketelmeer und IJsselmeer), Neckar, Main, Lahn, Mosel, Wupper, Ruhr, Lippe, Rotach, Schussen, Weschnitz, Schwarzbach, Kinzig, Saar, Sauer und Alzette.

In diesem Bericht werden die gemessenen (nicht normalisierten) Daten (I.), und – für Rotaugen und Flussbarsche aus Rhein und Deltarhein – die auf 5 % Fett normalisierten Messergebnisse (II.) mit der Umweltqualitätsnorm für Biota (UQN) verglichen. In dieser Zusammenfassung werden sowohl die Schlussfolgerungen für die nicht normalisierten, als auch die normalisierten Messergebnisse wiedergegeben.

I. Aus der Prüfung der nicht normalisierten Messergebnisse ergeben sich folgende Schlussfolgerungen:

Die UQN für **Quecksilber (Hg)** von 20 µg/kg Frischgewicht (FG) wurde fast flächendeckend überschritten, wobei die höchste Belastung im Schwarzbach nachgewiesen wurde. An einigen MS lagen allerdings nur die Hg-Konzentrationen von Flussbarschen über der UQN, nicht aber die von Rotaugen oder Döbeln. Nur an der Rhein-MS „Iffezheim bis Lauter“ wurde die UQN eingehalten.

Für **Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)** wurde an 24 MS für wenigstens eine Fischart eine Überschreitung der UQN von 9,1 µg/kg FG beobachtet. Die höchste Belastung fand sich in Fischen von der Rhein-MS „unterhalb Neckarmündung“.

Die Belastung von Fischen mit **Dioxinen, Furanen und dioxin-ähnlichen Polychlorierten Biphenylen (PCDD/F+dl-PCB)** lag an allen MS unterhalb der UQN von 6,5 pg/g WHO₂₀₀₅-TEQ.

Auch für **Hexabromcyclododecan (HBCDD)** und **Hexachlorbutadien (HCBd)** wurden keine UQN-Überschreitungen beobachtet, wobei HCBd in 70 der 84 Proben unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,02 - 1,0 µg/kg lag.

Dagegen wurde für **Polybromierte Diphenylether (PBDE)** eine flächendeckende Überschreitung der UQN von 0,0085 µg/kg FG beobachtet. Am stärksten belastet waren Fische aus der Obermosel bei Millery.

Hexachlorbenzol (HCB) lag in 15 Proben unter der Bestimmungsgrenze. Überschreitungen der UQN von 10 µg/kg wurden nur in der Lahn, der Weschnitz und dem Schwarzbach gefunden.

Für die **nicht-dioxinähnlichen Polychlorierten Biphenyle (ndl-PCB)** wurde der Lebensmittel-Höchstgehalt von 75 µg/kg FG als Referenzwert herangezogen, weil bislang

keine UQN vorliegt. Überschreitungen dieses Grenzwert fanden sich in einzelnen Proben aus dem Deltarhein (Hollands Diep, Ketelmeer), der Obermosel (Liverdun, Millery) und der Wupper.

Die UQN für **Dicofol** von 33 µg/kg wurde an allen untersuchten MS eingehalten.

Heptachlor und Heptachlorepoxid (HC + HCE) konnten in vielen der beauftragten Labore nicht mit ausreichender Empfindlichkeit gemessen werden. Wurden ausreichend sensitive Analysenmethoden angewendet, so fanden sich durchgängig Konzentrationen oberhalb der UQN von 0,0067 µg/kg.

II. Die Prüfung der auf 5 % Fett normalisierten Messergebnisse der lipophilen Stoffe bei Rotaugen und Flussbarschen aus Rhein und Deltarhein führt zu folgenden Schlussfolgerungen:

Die Belastung der Fische mit **Dioxinen, Furanen und dioxinähnlichen polychlorierten Biphenylen (PCDD/F+dl-PCB)** überschreitet in mehreren Abschnitten des Rheins die UQN von 6,5 pg/g WHO₂₀₀₅-TEQ.

Für **Hexabromcyclododecan (HBCDD)** wurden keine Überschreitungen der UQN festgestellt. Für **Hexachlorbutadien (HCBd)** lag der Gehalt in 12 der 17 Proben unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,02 - 1,0 µg/kg. Die übrigen messbaren Gehalte überschreiten die UQN jedoch nicht.

Für **polybromierte Diphenylether (PBDE)** wurde hingegen flächendeckend eine sehr hohe Überschreitung der UQN von 0,0085 µg/kg FG gemessen.

Hexachlorbenzol (HCB) lag in allen Rotaugen- und Flussbarschproben aus Rhein und Deltarhein unterhalb der UQN von 10 µg/kg. Die höchste Belastung wurde in Flussbarschen unterhalb der Neckarmündung beobachtet.

Die UQN für **Dicofol** von 33 µg/kg wurde an allen untersuchten Messstellen eingehalten.

Heptachlor und Heptachlorepoxid (HC + HCE) konnten in vielen der beauftragten Labore nicht mit ausreichender Empfindlichkeit gemessen werden. In Fällen, in denen die angewandten Analysenmethoden ausreichend empfindlich waren, wurden immer Konzentrationen über der UQN von 0,0067 µg/kg nachgewiesen.

III. Vergleich der normalisierten mit nicht normalisierten Ergebnissen

Ein Vergleich der Ergebnisse zeigt, dass die Normprüfung überwiegend zu den gleichen Schlussfolgerungen führt. Da die Gehalte der lipophilen **Dioxine, Furane und dioxinähnlichen polychlorierte Biphenyle (PCDD/F+dl-PCB)** in der Nähe der UQN liegen, ergeben sich deutliche Unterschiede: Nach Normalisierung überschreiten die Gehalte in Fisch die UQN für \sum TEQ an wesentlich mehr Messstellen.

Ergänzend sei darauf hingewiesen, dass sich mittels der Normalisierung eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse bezogen auf Ganzfisch / Filet bzw. Einzel- oder Mischprobe sowie bezogen auf die MS ergibt. Für eine Normalisierung der Daten sollten der Fettgehalt und der Prozentsatz an Trockenmasse bestimmt werden.

2 Hintergrund / Einleitung

Seit vielen Jahren werden Fische im Biotamonitoring eingesetzt, um die Belastung von Gewässern zu erfassen. Abhängig von der Fragestellung und dem jeweiligen Schutzziel

werden dabei jedoch sehr unterschiedliche Strategien verfolgt.

Steht der Schutz der menschlichen Gesundheit im Vordergrund, werden vornehmlich Speisefische untersucht. Die zulässigen Höchstgehalte – festgelegt in Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 (EU 2006a) und ihren Ergänzungen (EU 2008a, EU 2011a,b,c) - beziehen sich hierbei üblicherweise auf das Muskelfleisch von ausgewählten Speisefischen. Nur wenn der gesamte Fisch für den Verzehr vorgesehen ist, gilt der Grenzwert für den Ganzfisch.

Dagegen zielt die seit 2000 geltende Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EU 2000) sowohl auf den Schutz des Menschen als auch der Umwelt. Im Rahmen regelmäßiger Überwachungen soll die Gewässerqualität anhand besonders umweltrelevanter („prioritärer“) Schadstoffe ermittelt werden. Für diese Stoffe wurden UQN abgeleitet, die als Vorgaben dienen und künftiges Handeln leiten sollen (z.B. Maßnahmen zur Verringerung von Emissionen). Für einige prioritäre Stoffe, die wegen ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften in der Wasserphase schwer zu messen sind, ist eine Überwachung in Biota vorgesehen. Die entsprechenden UQN gelten für die Schutzziele „menschliche Gesundheit“ und „Schutz von Wildtieren vor Sekundärvergiftung“ gleichermaßen, weil der Grenzwert für das jeweils empfindlichere Schutzgut maßgeblich für die Festlegung der UQN war (EU 2013). Neun dieser Stoffe und Stoffgruppen sollen in Fischen überwacht werden, namentlich Quecksilber (Hg) und seine Verbindungen, die bromierten Flammschutzmittel Hexabromcyclododecan (HBCDD) und Polybromierte Diphenylether (PBDE), Dioxine, Furane und dioxinähnliche PCB (PCDD/F + dl-PCB), Hexachlorbenzol (HCB), Hexachlorbutadien (HCBd), Dicofof, Heptachlor und Heptachlorepoxyd (HC + HCE), sowie das perfluorierte Tensid Perfluorooctansulfonsäure (PFOS).

Die erhobenen Monitoringdaten waren bis 2013 jedoch sehr heterogen. Je nach Untersuchungsprogramm variierten Art, Größe und Anzahl der Fische ebenso wie die untersuchte Matrix (Filet oder Ganzfisch). Dies hatte zur Folge, dass die Daten untereinander nur begrenzt vergleichbar waren. Selbst innerhalb einer Flussgebietseinheit waren die Daten häufig so heterogen, dass räumliche Vergleiche von Belastungen nur schwer durchzuführen waren (IKSR 2011, Foekema et al. 2016).

Vor diesem Hintergrund hat die International Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) 2015 mit dem „Ersten gemeinsamen Untersuchungsprogramm zur Kontamination von Biota (Fischen) mit Schadstoffen im Rheineinzugsgebiet“ ein Pilotprojekt durchgeführt, das die rechtlichen Anforderungen sowohl aus dem europäischen Wasserrecht als auch aus dem Lebensmittel- und Gesundheitsrecht möglichst umfassend abdecken soll. Durch die Schaffung einer vergleichbaren und verlässlichen Datenbasis soll so die Grundlage für einen gemeinsamen Umgang mit Kontaminationen in Biota/Fischen in der Flussgebietseinheit Rhein geschaffen werden.

Als Basis für das Monitoring diente das überarbeitete CIS-Guidance Document Nr. 25 (EU 2010), das Rahmenkonzept Monitoring der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (LAWA-AO 2012) und das CIS-Guidance Dokument Nr. 32 für Biotamonitoring (EU 2014), das Empfehlungen für die konkrete Durchführung des Monitorings und für die Datenanalyse zusammenfasst.

Ziel war es, künftig flussgebietsweit vergleichbare Ergebnisse über die Kontamination von Fischen/Biota für die oben genannten Rechtsbereiche zu erhalten und die Kosten für Probenahme und Analytik vertretbar zu gestalten.

Die verfügbaren Messdaten wurden strukturiert und geprüft. Der vorliegende Bericht fasst die Auswertung der Monitoringdaten zusammen.

3 Datenbasis

3.1 Stoffe und Stoffgruppen

Dicofol (CAS Nr. 115-32-2):

Dicofol ist ein Akarizid (Insektizid vor allem gegen beißende Insekten), das chemisch DDT (p, p'-Dichlordiphenyltrichlorethan) ähnelt und beispielsweise gegen Spinnmilben im Obst-, Wein- und Gartenbau eingesetzt wird. Das technische Produkt enthält außerdem geringe Mengen an DDT und DDT-Analoga. Der log Kow von Dicofol liegt zwischen 3,5 und 6,06, entsprechend hoch ist sein Bioakkumulationspotential mit Biokonzentrationsfaktoren (BCF) zwischen 6100 und 43000 in Fischen. Hauptspeicherorgan ist das Fettgewebe. Darüber hinaus ist Dicofol giftig für Wasserorganismen und verursacht Eierschalenverdünnung in Vogeleiern (UNEP 2016a). In der EU ist der Stoff seit 2008 nicht mehr zugelassen, da das Risiko für die Verbraucher bisher nicht hinreichend bewertet ist (EU 2008b). Dicofol steht auf der Kandidatenliste des Stockholmer Übereinkommens (UNEP 2013a, 2017).

Heptachlor (HC; CAS Nr. 76-44-8) und Heptachlorepoxyd (HCE; CAS Nr. 1024-57-3):

HC ist ein sehr wirksames Insektizid, das zum Beispiel gegen Termiten und die Anopheles-Mücke eingesetzt wurde. In der Umwelt sind HC und insbesondere sein Abbauprodukt HCE sehr persistent. Mit log Kow-Werten von 5,40 - 6,10 besitzen die Stoffe ein hohes Bioakkumulationspotential mit BCFs in Fischen von bis zu 11.000. Die höchsten Konzentrationen finden sich in fettreichen Geweben (Ritter et al. 1995, WHO 2006). HC ist toxisch und steht im Verdacht kanzerogen zu sein. Nach dem Stockholmer Übereinkommen (UNEP 2001) von 2001 ist HC weltweit verboten.

Hexachlorbenzol (HCB; CAS Nr. 118-74-1):

HCB war ein weit verbreitetes Fungizid, das unter anderem in der Saatgutbehandlung und im Holzschutz eingesetzt wurde. Es dient außerdem als Weichmacher und Stabilisator in verschiedenen industriellen Prozessen, ist ein chemisches Ausgangsprodukt für andere Organochlorverbindungen wie Pentachlorphenol und ein Metabolit von Organochlor-Pestiziden. Seit den 1980er Jahren ist die Erzeugung und Verwendung von HCB in der EU eingeschränkt. Nach wie vor können aber durch den Einsatz von chlorierten Pestiziden, die Herstellung von chlorierten Lösungsmitteln oder Pestiziden oder durch Auslaugen aus behandeltem Holz geringe Mengen in die Umwelt gelangen (Hillenbrand et al. 2007). HCB hat einen log Kow-Wert von 5,5 – 6,2 (Pubchem 2018) und reichert sich stark in Organismen an, wobei die höchsten Konzentrationen in fettreichen Geweben auftreten. Der mittlere BCF für Fische liegt bei 128.000 (Moermond & Verbruggen 2013). Darüber hinaus ist HCB toxisch und reproduktionstoxisch. Unter dem Stockholmer Übereinkommen wurde es 2001 weltweit verboten (UNEP 2001).

Hexachlorbutadien (HCBd; CAS Nr. 87-68-3):

HCBd wurde hauptsächlich als Lösungsmittel für andere chlorhaltige Verbindungen verwendet, beispielsweise bei der Herstellung von Chlorgas oder als Lösungsmittel für

Elastomere. Außerdem diente es als Schmiermittel und wurde als Pflanzenschutzmittel verwendet. HCBd entsteht als Nebenprodukt bei der Herstellung anderer chlorierter Verbindungen wie z.B. Tetrachlorkohlenstoff oder Tetrachlorethen (UNEP 2012). In der Umwelt wird HCBd nur langsam abgebaut. Die aquatische Toxizität von HCBd ist sehr hoch, und es steht im Verdacht, kanzerogen zu sein. Wegen seines hohen log Kow-Wertes von 3,7 - 4,9 hat es die Tendenz, an Partikel zu adsorbieren und sich in Organismen anzureichern (Hillenbrand et al. 2007, Lecloux 2004). In Fischen wurden BCF bis 17.000 gemessen. Die höchsten Konzentrationen finden sich in fettreichen Geweben. Im Jahr 2015 wurde die Produktion und Verwendung von HCBd im Rahmen der Stockholmer Konvention verboten (UNEP 2016b).

Perfluorooctansulfonsäure (PFOS; CAS Nr. 1763-23-1):

PFOS gehört zur Gruppe der fluorierten Tenside und wurde überwiegend in Imprägniermitteln, z.B. für Textilien, verwendet. Darüber hinaus ist bzw. war es Bestandteil einiger Feuerlöschschäume, Hydraulikflüssigkeiten für die Luftfahrt und photolithographischer Chemikalien, die in der Halbleiterindustrie verwendet werden. PFOS ist toxisch, in der Umwelt persistent und verfügt über ein starkes Bioakkumulations- und Biomagnifikationspotenzial (UNEP 2006a). Es bindet an Proteine und die höchsten Konzentrationen finden sich folglich in proteinreichen Geweben wie Leber, Niere und Blut (Ahrens et al. 2009, Goeritz et al. 2013, Jones et al. 2003, Luebker et al. 2002, Martin et al. 2003). Seit 2001 verzichtet der Hauptproduzent 3M freiwillig auf die Produktion von PFOS (Carloni 2009, Brooke et al. 2004). In der EU ist die Verwendung von PFOS seit 2008 auf spezielle Anwendungen in der Photolithographie, Galvanik und Luftfahrttechnik beschränkt (EU 2006b). Eine weltweite Anwendungsbeschränkung unter dem Stockholmer Übereinkommen gilt seit 2009 (UNEP 2018).

Polybromierte Diphenylether (PBDE) und Hexabromcyclododecan (HBCDD):

Die bromierten Flammschutzmittel PBDE und HBCDD werden in Baustoffen, Polstermöbeln, Textilien, Verpackungsmaterial und elektronischen und elektrischen Geräten eingesetzt. Beide gehören zur Gruppe der additiven Flammschutzmittel, die nicht chemisch an das Produkt gebunden sind und daher relativ leicht freigesetzt werden und in die Umwelt gelangen können.

PBDE wurden bereits in den achtziger Jahren verwendet, während HBCDD erst in den 1990er Jahren an Bedeutung gewann, als die Verwendung von technischen Penta- und Octa-BDE-Mischungen eingeschränkt wurden (Covaci et al. 2006, Sellström et al. 1998). Die PBDE-Familie umfasst 209 mögliche Kongenere mit 1 - 10 Brom-Atomen. Am weitesten verbreitet sind Mischungen, die hauptsächlich penta-, octa- und decabromierte Kongenere enthalten. Die vorherrschenden Kongenere in technischem PentaBDE (CAS Nr. 32534-81-9) sind 2,2',4,4'-TetraBDE (BDE-47) und 2,2', 4,4',5-PentaBDE (BDE- 99), während 2,2',3',4,4',5',6-HeptaBDE (BDE-183) der Hauptbestandteil von technischem OctaBDE (CAS Nr. 32536-52-0) ist. Technisches DecaBDE (CAS Nr. 1163-19-5) besteht hauptsächlich aus BDE-209.

Kommerzielles HBCDD setzt sich im Wesentlichen aus den drei Diastereomeren α -, β - und γ -HBCDD (CAS Nr. 134237-50-6, 134237-51-7 und 134237-52-8) zusammen. Das γ -Diastereomer dominiert mit einem Anteil von 70 - 95%, während α - und β -HBCDD zusammen nur etwa 5 - 30% ausmachen.

PentaBDE, OctaBDE und HBCDD sind toxisch, in der Umwelt persistent und bioakkumulierend mit log Kow-Werten von 6,64 – 6,97 (PentaBDE), 6,29 (OctaBDE) und 5,63 (HBCDD). Die höchsten Konzentrationen finden sich in fettreichen Geweben. Darüber

hinaus reichern sich die Stoffe im Nahrungsnetz an (UNEP 2006b, 2007, 2010). Seit den 1990er Jahren verzichtet die chemische Industrie in Deutschland daher auf die Produktion von Penta- und OctaBDE, seit 2004 ist die Verwendung beider Stoffe EU-weit verboten (EU 2003). Unter dem Stockholmer Übereinkommen wird die weltweite Verwendung von PentaBDE und OctaBDE seit 2009 stark eingeschränkt (UNEP 2018).

Für HBCDD wurden 2004 und 2006 freiwillige Emissionsminderungsprogramme eingeleitet (EBFRIP 2010). Seine Verwendung wurde 2013 unter dem Stockholmer Übereinkommen stark eingeschränkt (UNEP 2013b).

Polychlorierte Dibenzop-Dioxine und -furane (PCDD/F) und dioxin-ähnliche Polychlorierte Biphenyle (dl-PCB):

PCDD/F und dl-PCB sind Verbindungen, die unbeabsichtigt als Nebenprodukte in verschiedenen industriellen Prozessen entstehen. PCDD/F entstehen beispielsweise bei der Verbrennung von organischem Material unter suboptimalen Bedingungen wie z.B. offenen Feuern und schlecht betriebenen Müllverbrennungsanlagen. Außerdem sind sie Nebenprodukte bei der Pestizidherstellung und bei der Bleiche von Papierpulpe. In der Vergangenheit waren vor allem die Chloralkali- und Buntmetall-Industrie, sowie Müllverbrennungsanlagen und Kraftwerke für PCDD/F Emissionen verantwortlich. dl-PCB sind Bestandteil aller PCB-Gemische, die bis in die 1980er Jahre breite Verwendung fanden, z.B. in Schmierölen, Hydraulikflüssigkeiten, Kühl- und Isolierflüssigkeiten, Weichmachern, Stabilisatoren, Kunststoffbeschichtungen und Flammschutzmitteln. Zwölf der insgesamt 209 verschiedenen PCB-Kongeneren werden wegen ihrer dioxin-ähnlichen Eigenschaften als sogenannte „dl-PCB“ bei der Berechnung von Höchstgehalten und der Ableitung der UQN mit 7 ausgewählten Dioxinen und 10 Furanen zusammengefasst (Van den Berg et al. 2006). PCB und PCDD/F sind fettlöslich und reichern sich in fettreichen Geweben von Organismen an. Die log Kow-Werte der 17 Dioxine und Furane liegen zwischen 6,46 – 8,75, die der 12 dl-PCB zwischen 5,13 und 7,98 (Becker et al. 2010). Die Stoffe sind hochgiftig, kanzerogen und endokrin wirksam (Dioxin-Datenbank 2018). Die Toxizität von PCDD/F und dl-PCB wird mit Hilfe von Toxizitätsäquivalenten (TEQ) ausgedrückt, die sich auf das giftigste Dioxin-Kongener 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (2,3,7,8-TCDD, Seveso-Gift) beziehen (Van den Berg et al. 2006). Nach dem Stockholmer Übereinkommen sind PCDD/F und dl-PCB seit 2001 verboten (UNEP 2001).

PCB (Indikator-PCB, Σ 6 ndl-PCB):

Polychlorierte Biphenyle (PCB) sind hochgiftige Verbindungen, die bis in die 1980 Jahre in einer Vielzahl von Anwendungen eingesetzt wurden (s.o.). In kommerziellen Gemischen kommen etwa 130 verschiedene PCB-Kongeneren vor. Von der Gruppe der nicht dioxinähnlichen PCB (ndl-PCB) finden sich in Lebensmitteln vor allem die Kongeneren PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180. Für die Summe dieser 6 Kongeneren wurden Höchstgehalte in Lebensmitteln festgelegt (EU 2011a). Dagegen sieht die Wasserrahmenrichtlinie keine eigene UQN für ndl-PCB vor.

Viele PCB sind in der Umwelt persistent und besitzen ein hohes Bioakkumulationspotential, wobei die höchsten Konzentrationen in fettreichen Geweben auftreten (log Kow der o.g. Kongeneren: 5,67 - 7,36, Becker et al. 2010). Seit 1983 werden PCB in Deutschland nicht mehr hergestellt und die EU-weite Anwendung ist seit 1985 stark eingeschränkt. Mit dem Stockholmer Übereinkommen folgten 2001 weltweite Anwendungsbeschränkungen (UNEP 2001).

Quecksilber (Hg; CAS Nr. 7439-97-6):

Hg ist ein in der Umwelt allgegenwärtiges Metall. Es kommt in vielen verschiedenen physikalischen und chemischen Formen vor. Unter toxikologischen Gesichtspunkten sind vor allem elementares Hg und Methyl-Hg-Verbindungen (CH_3HgX , MeHg) relevant. MeHg ist besonders problematisch wegen seiner sehr hohen Toxizität und seines hohen Bioakkumulations- und Biomagnifikationspotenzials (EQS Substance data sheet 2005, Merian et al. 2004). Da Hg an die SH-Gruppe von Proteinen bindet, finden sich die höchsten Konzentrationen in Geweben, die reich an SH-haltigen Proteinen sind wie z.B. Muskelgewebe (Eisler 2007). Ein wesentlicher Teil der Hg-Belastung der Umwelt ist auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen. Eine Verringerung der Umweltbelastung kann daher nur durch eine Reduktion von Emissionen erreicht werden. Dementsprechend wurde 2013 mit dem Minamata-Übereinkommen über Quecksilber ein globaler Vertrag zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt vereinbart (UNEP 2013c). Darin enthalten sind Maßnahmen wie z.B. ein Verbot neuer und die Schließung alter Quecksilbergruben und Kontrollmaßnahmen zu Luftemissionen.

Tabelle 1 fasst die UQN und gesetzlichen Höchstgehalte in Lebensmitteln zusammen:

Tabelle 1: Zusammenstellung der ausgewerteten Stoffe und Stoffgruppen

Stoff	Abkürzung	Spezifizierung CAS Nr.	UQN [µg/kg FG] ¹	UQN Schutzziel	Lebensmittel-Höchstgehalt (Fische)
Dicofol	-	115-32-2	33	Sekundärvergiftung von Wildtieren	RHmV ² (Milch, Fleisch): 50 – 1000 µg/kg FG
Heptachlor und Heptachlor - epoxide	HC + HCE	HC: 76-44-8 HCE: 1024-57-3	0,0067	Menschliche Gesundheit	-
Hexabromcyclododecan	HBCDD	α-Diastereomer: 134237-50-6 β-Diastereomer: 134237-51-7 γ-Diastereomer: 134237-52-8	167	Sekundärvergiftung von Wildtieren	-
Hexachlorbenzol	HCB	118-74-1	10	Menschliche Gesundheit	RHmV: 50 µg/kg FG
Hexachlorbutadien	HCBD	87-68-3	55	Sekundärvergiftung von Wildtieren	-
Perfluorooctansulfonsäure und ihre Derivate	PFOS	1763-23-1	9,1	Menschliche Gesundheit	-
Polybromierte Diphenylether	PBDE	Summe der BDE-Kongenere 28, 47, 99, 100, 153 and 154	0,0085	Menschliche Gesundheit	-
Polychlorierte Dibenzo-p- Dioxine und -furane und dioxin-ähnliche Polychlorierte Biphenyle	PCDD/F + dl- PCB	Summe von 7 PCDD, 10 PCDF, 12 dl-PCB	0,0065 ³	Menschliche Gesundheit <i>und</i> Sekundärvergiftung von Wildtieren	Verordnung (EU) 1259/2011: 6,5 µg/kg WHO ₂₀₀₅ TEQ FG (0,0065 µg/kg)
Polychlorierte Biphenyle nicht dioxinartige PCB (ndl- PCB)	PCB (6 Indikator PCB)	Summe der PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180	-	-	Verordnung (EU) 1259/2011: 75 ng/g FG (75 µg/kg)
Quecksilber und seine Verbindungen	Hg	7439-97-6	20	Sekundärvergiftung von Wildtieren	Verordnung (EG) 1881/2006: 500 – 1000 µg/kg FG

¹ UQN: Umweltqualitätsnorm für Biota gemäß Richtlinie 2013/39/EU; FG: Frischgewicht; ² RHmV: Deutsche Rückstandshöchstmengenverordnung vom 21.10.1999, zuletzt geändert am 19.03.2010; ³ als WHO₂₀₀₅-TEQ

3.2. Messstellen

Ein repräsentatives Netz an MS entlang des Rheins und seiner Nebenflüsse wurde im Projektantrag vorgeschlagen.

Zum Teil wichen die tatsächlich beprobten MS leicht von diesen Vorgaben ab. Lediglich für zwei MS – Nahe/Grolsheim und Lahn/Lahnstein – wurden keine alternativen MS beprobt. Abbildung 1 zeigt die Lage der MS, die in die Auswertung einbezogen wurden. Nähere Angaben zu den MS finden sich in Tabelle A1 (Anhang).

Da keine Daten aus Österreich zu den vorgesehenen MS Fussach und Bregenzer Ach zur Verfügung standen, wurden stattdessen die deutschen Bodensee-Zuflüsse Schussen und Rotach in die Auswertung einbezogen.

Zusätzlich zu den im Projektantrag vorgesehenen 33 MS wurden nach Absprache die folgenden MS in der Auswertung berücksichtigt:

- Rhein: WK3-OR4 / Iffezheim-Lauter
- Mosel: Liverdum, Millery, Vandières, Detzem
- Saar: Güdingen, Fremersdorf.

3.3 Datensätze

Die Auswertung konzentriert sich auf Datensätze zu Poolproben von Filets an den ausgewählten MS.

Die Niederlande haben darüber hinaus Poolproben von subadulten Ganzfischen (Altersklasse 2+ / subadult) analysiert. Diese Daten wurden nicht in die Auswertung einbezogen, werden aber bei der Darstellung der Hg-Belastung diskutiert. Die Ergebnisse der niederländischen Studie sind in einem gesonderten Bericht zusammengefasst (Foekema et al. 2016).

Die verfügbaren biometrischen Daten zu den Filet-Poolproben sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Tabelle 3 zeigt die biometrischen Daten der Fische in den Ganzfischproben aus dem Deltarhein.

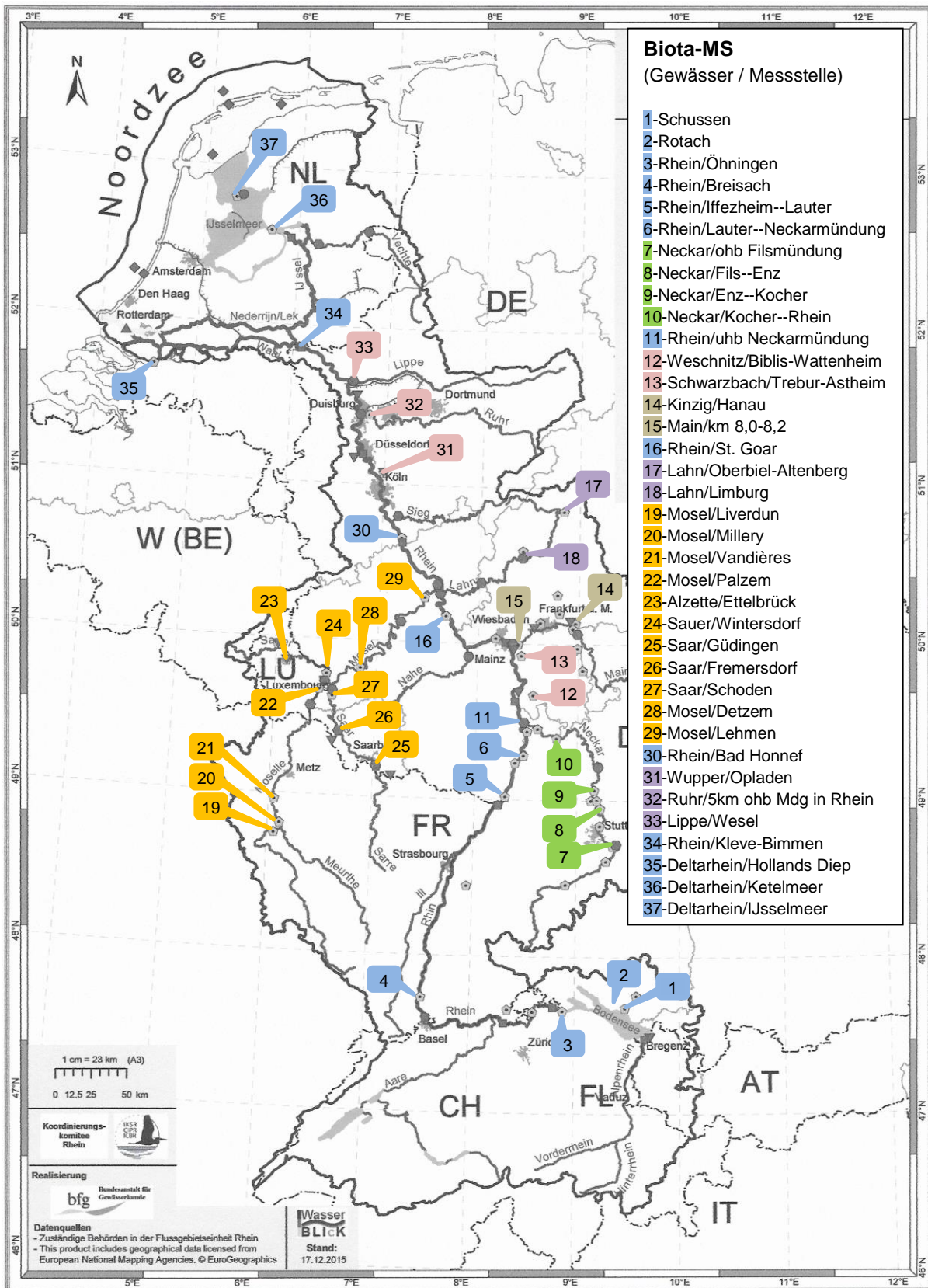


Abb. 1: Lage der Biota-Messstellen im Rhein und Rheineinzugsgebiet. In blau Messstellen im Rheinhauptstrom, Deltarhein und Bodenseezuflüsse, in grün im Neckar, in gelb in der Mosel und deren Zuflüsse, und in rosa, lila, und braun weitere Rheinzufüsse.

Tabelle 2: Charakterisierung der Filet-Poolproben von den Messstellen im Rhein und den Bodensee-Zuflüssen Schussen und Rotach

Gewässer	Fangort-Nr	Name der Messstelle	Jahr	Fischart	Proben – Nr*	Anzahl Fische im Pool	Fischlänge (cm) MW	Fischgewicht (g) MW	Alter (Jahr) MW	Fettgehalt %
Schussen	WK 11-03	Schussen	2015	Döbel		5	22,6	115,6	4	1,2
Rotach	WK 12-01	Rotach	2015	Döbel		4	24,9	169,5	4	1,2
Rhein	WK 2-01	Öhningen	2014	Rotaugen	1	10	23,6	227,7	6	1,7
Rhein	WK 2-01	Öhningen	2015	Flussbarsch	2	10	21,6	121,8	5	0,8
Rhein	WK 3-or1	Breisach	2014	Döbel	1	6	17,0	48,5	3	-
Rhein	WK 3-OR1	Breisach	2015	Döbel	2	5	19,9	90,6	3,5	2,4
Rhein	WK 3-OR1	Breisach	2015	Rotaugen	3	10	17,3	65,8	3,5	2,4
Rhein	WK 3-OR4	Iffezheim -- Lauter	2015	Flussbarsch		6	19,1	106,8	4	0,6
Rhein	WK 3-OR5	Lauter -- Neckar	2014	Rotaugen	1	10	20,2	110,0	5	1,4
Rhein	WK 3-OR5	Lauter -- Neckar	2015	Rotaugen	2	10	20,0	106,0	4	1,2
Rhein	RLP1	ubh Neckarmündung	2015	Rotaugen	1	9	20,3	121,3	3 ^s	2,2
Rhein	RLP1	ubh Neckarmündung	2015	Flussbarsch	2	16	17,5	76,8	3 ^s	0,9
Rhein	RLP2	St. Goar	2015	Rotaugen	1	11	19,5	101,9	3 ^s	2,0
Rhein	RLP2	St. Goar	2015	Flussbarsch	2	13	20,4	127,5	3 ^s	0,9
Rhein	103	WKST Süd Bad Honnef	2015	Döbel		10	25,7	190,0	3,5	2,12
Rhein	504	WKST Nord Kleve-Bimmen	2015	Brassen		7	18,9	18,9	3	0,64

*in Abb. 6, 7 und 10; - keine Angabe; ^s Alter wurde nur bei Stichproben bestimmt

Tabelle 2 (Fortsetzung): Charakterisierung der Filet-Poolproben von den Messstellen im Deltarhein

Gewässer	Name der Messstelle	Jahr	Fischart	Proben-Nr*	Anzahl Fische im Pool	Fischlänge (cm) MW	Fischgewicht (g) MW	Alter subadult (2+) oder adult (>>2+)	Fettgehalt %
Deltarhein	Hollands Diep	2015	Rotauge	1	10	30,1	409,1	>>2+	2,8
Deltarhein	Hollands Diep	2014	Zander	2	6	39,4	481,0	>>2+	0,9
Deltarhein	Ketelmeer	2014	Rotauge	1	8	24,5	233,5	>>2+	3,0
Deltarhein	Ketelmeer	2014	Rotauge	2	7	15,8	52,4	2+	2,2
Deltarhein	Ketelmeer	2014	Brassen	3	9	17,8	56,7	2+	1,3
Deltarhein	Ketelmeer	2014	Flussbarsch	4	9	20,7	129,9	>>2+	1,1
Deltarhein	Ketelmeer	2014	Flussbarsch	5	9	11,7	19,2	2+	1,3
Deltarhein	Ketelmeer	2014	Zander	6	8	34,0	334,5	>>2+	0,8
Deltarhein	Ketelmeer	2014	Zander	7	9	17,7	44,3	2+	0,9
Deltarhein	IJsselmeer	2015	Rotauge	1	8	24,6	215,3	>>2+	2,4
Deltarhein	IJsselmeer	2014	Flussbarsch	2	7	23,6	210,6	>>2+	1,7

*in Abb. 6, 7 und 10

Tabelle 2 (Fortsetzung): Charakterisierung der Filet – Poolproben von den Messstellen-Auswahl in den Nebenflüssen

Gewässer	Fangort-Nr	Name der Messstelle	Jahr	Fischart	Proben-Nr*	Anzahl Fische im Pool	Fischlänge (cm) MW	Fischgewicht (g) MW	Alter (Jahr) MW	Fettgehalt %
Neckar	WK 4-02	obh Filsmündung	2014	Flussbarsch	1	10	17,8	75,1	4	1,4
Neckar	WK 4-02	obh Filsmündung	2015	Döbel	2	10	22,3	115,8	4	0,8
Neckar	WK 4-03	Fils -- Enz	2014	Döbel	1	10	19,1	62,3	3	1,2
Neckar	WK 4-03	Fils -- Enz	2015	Döbel	2	10	21,7	103,3	2,5	1,3
Neckar	WK 4-03	Fils -- Enz	2015	Rotauge	3	10	19,2	87,2	3	0,6
Neckar	WK 4-04	Enz -- Kocher	2014	Rotauge	1	10	23,9	267,7	5	2,5
Neckar	WK 4-04	Enz -- Kocher	2015	Döbel	2	10	18,8	91,6	4	0,8
Neckar	WK 4-05	Kocher -- Rhein	2014	Döbel	1	10	20,5	84,0	4	1,8
Neckar	WK 4-05	Kocher -- Rhein	2015	Döbel	2	10	21,8	99,0	4	0,8
Weschnitz	DEHE_2394,1	Einhausen-Ost	2014	Döbel	1	10	18,0	-	-	0,5
Weschnitz	DEHE_2394,1	Einhausen-Ost	2015	Döbel	2	10	-	-	-	2,1
Schwarzbach	DEHE_2398,1	Trebur-Ost	2014	Rotauge	1	13	18,0	-	-	0,7
Schwarzbach	DEHE_2398,1	Trebur-Ost	2015	Flussbarsch	2	14	-	-	-	0,8
Main	DEHE_24,1	rechts, km 8,0 -8,2	2015	Döbel	1	14	20,0	-	3	2,2
Main	DEHE_24,1	rechts, km 8,0 -8,2	2015	Flussbarsch	2	8	19,0	-	3,5	-
Kinzig	DEHE_2478,1	Hanau	2014	Flussbarsch	1	11	16,0	-	-	0,4
Kinzig	DEHE_2478,1	Hanau	2015	Döbel	2	11	-	-	-	5,3
Kinzig	DEHE_2478,1	Hanau	2015	Flussbarsch	3	6	-	-	-	1,1
Lahn	DEHE_258,2	Oberbiel-Altenberg	2014	Brassen	1	9	20,0	-	-	3,5
Lahn	DEHE_258,2	Oberbiel-Altenberg	2015	Rotauge	2	10	18,0	-	2,6	2,8
Lahn	DEHE_258,2	Oberbiel-Altenberg	2015	Döbel	3	10	22,0	-	3,2	0,7
Lahn	DEHE_258,1	Limburg	2014	Rotauge		14	17,0	-	-	3,1

*in Abb. 8 und 9; - keine Angabe

Tabelle 2 (Fortsetzung): Charakterisierung der Filet – Poolproben von den Messstellen-Auswahl in den Nebenflüssen

Gewässer	Fangort-Nr	Name der Messstelle	Jahr	Fischart	Proben-Nr*	Anzahl Fische im Pool	Fischlänge (cm) MW	Fischgewicht (g) MW	Alter (Jahr) MW	Fettgehalt %
Mosel		Liverdun	2015	Güster	1	12	19,6	102,2	3	4,4
Mosel		Liverdun	2015	Rotauge	2	13	19,8	98,8	3	2,1
Mosel		Liverdun	2015	Döbel	3	8	22,5	124,6	3	0,8
Mosel		Liverdun	2015	Zander	4	2	39,5	638,0	3	1,1
Mosel		Liverdun	2015	Flussbarsch	5	16	19,2	87,9	3	1,1
Mosel		Liverdun	2015	Flussbarsch	6	4	23,8	204,0	5	1,5
Mosel		Millery	2015	Zander	1	10	25,9	158,4	2	1,1
Mosel		Millery	2015	Flussbarsch	2	14	19,1	88,9	3	1,4
Mosel		Millery	2015	Rotauge	3	8	19,0	97,1	4	2,2
Mosel		Millery	2015	Güster	4	15	18,1	78,7	3	3,7
Mosel		Vandières	2015	Rotauge	1	14	19,5	95,8	3	1,9
Mosel		Vandières	2015	Rotauge	2	7	25,7	242,1	6	3,3
Mosel		Vandières	2015	Rotauge	3	6	21,8	140,0	3	1,9
Mosel		Vandières	2015	Döbel	4	13	22,2	114,8	3	1,2
Mosel		Palzem	2015	Flussbarsch	1	10	18,1	80,7	3 ^S	1,0
Mosel		Palzem	2015	Rotauge	2	10	19,0	82,9	3 ^S	1,5
Mosel		Detzem	2015	Rotauge	1	10	18,4	84,0	3 ^S	2,0
Mosel		Detzem	2015	Flussbarsch	2	10	18,7	86,2	3 ^S	1,2
Mosel		Detzem	2015	Döbel	3	8	20,4	105,1	3 ^S	0,8
Mosel		Lehmen	2015	Flussbarsch	1	9	21,4	137,8	3 ^S	0,9
Mosel		Lehmen	2015	Rotauge	2	9	20,4	113,2	3 ^S	2,1
Wupper	2008	Opladen	2015	Rotauge		9	13,3	26,9	3	2,3
Ruhr	22810	5 km ohb Mdg in Rhein	2015	Döbel		10	19,1	75,4	3	2,1
Lippe	6002	Wesel	2015	Döbel		3	29,3	312,0	4	1,1

*in Abbildung 8 und 9; ^S Alter wurde nur bei Stichproben bestimmt

Tabelle 2 (Fortsetzung): Charakterisierung der Filet – Poolproben von den Messstellen-Auswahl in den Nebenflüsse

Gewässer	Fangort-Nr	Name der Messstelle	Jahr	Fischart	Proben-Nr*	Anzahl Fische im Pool	Fischlänge (cm) MW	Fischgewicht (g) MW	Alter (Jahr) MW	Fettgehalt %
Saar		Güdingen/Grosbliederstroff	2015	Döbel	1	10	21,7	112,6	4	1,4
Saar		Güdingen/Grosbliederstroff	2015	Rotaugen	2	11	20,0	97,3	3	2,1
Saar		Fremersdorf	2015	Flussbarsch	1	9	19,9	113,2	3 ^S	1,1
Saar		Fremersdorf	2015	Döbel	2	10	23,0	147,2	3 ^S	1,4
Saar		Fremersdorf	2015	Rotaugen	3	26	19,4	92,9	3 ^S	2,0
Saar		Schoden	2015	Flussbarsch	1	6	21,0	151,8	3 ^S	1,1
Saar		Schoden	2015	Rotaugen	2	15	18,6	90,6	3 ^S	2,0
Sauer		Wintersdorf	2015	Rotaugen	1	11	18,6	83,9	3 ^S	1,9
Sauer		Wintersdorf	2015	Flussbarsch	2	10	17,7	80,0	3 ^S	0,8
Alzette	L100011A21	Ettelbrück	2015	Rotaugen	1	9	22,0	154,0	-	2,1
Alzette	L100011A21	Ettelbrück	2015	Döbel	2	10	22,0	132,0	-	1,8

*: in Abbildung 9; - keine Angabe; ^S Alter wurde nur bei Stichproben bestimmt

Tabelle 3: Charakterisierung der **Ganzfisch-Poolproben** von den Messstellen im Deltarhein

Gewässer	Name der Messstelle	Jahr	Fischart	Proben-Nr*	Anzahl Fische im Pool**	Fischlänge (cm) MW	Fischgewicht (g) MW	Alter (subadult)	Fettgehalt %
Deltarhein	Hollands Diep	2014	Brassen	3	7	17,8	63,0	2+	4,0
Deltarhein	Hollands Diep	2014	Zander	4	4	18,5	57,5	2+	1,0
Deltarhein	Ketelmeer	2014	Rotaugen	8	9	14,9	41,3	2+	5,3
Deltarhein	Ketelmeer	2014	Brassen	9	10	17,1	47,6	2+	3,4
Deltarhein	Ketelmeer	2014	Flussbarsch	10	10	11,1	15,9	2+	2,3
Deltarhein	Ketelmeer	2014	Zander	11	9	18,7	52,9	2+	5,0
Deltarhein	IJsselmeer	2014	Rotaugen	3	6	11,1	13,1	2+	4,6
Deltarhein	IJsselmeer	2015	Brassen	4	4	18,5	66,3	2+	7,1
Deltarhein	IJsselmeer	2014	Flussbarsch	5	9	12,6	20,4	2+	2,4
Deltarhein	IJsselmeer	2014	Zander	6	5	22,2	90,8	2+	5,4

*in Abbildung 6

** Angaben nach Foekema 2016

4 Auswertung

4.1 Zusammenfassung der verfügbaren Daten

Tabelle 4 zeigt eine Übersicht über die verfügbaren Daten. Insgesamt wurden 37 MS aus 19 Gewässern in die Auswertung einbezogen. Der größte Teil der Proben (75%) stammt aus dem Jahr 2015. Die Vorgabe von mindestens 10 Fischen pro Mischprobe wurde nur von 60% der Datensätze erfüllt. Angaben zum Fettgehalt der Probe waren in 98% der Datensätze enthalten. Ebenso enthielten die meisten Datensätze Angaben zur mittleren Länge und zum mittleren Gewicht der Fische im Pool. Für das Alter lagen weniger Daten vor, die darüber hinaus heterogener und häufig nur anhand von Stichproben ermittelt worden waren.

Tabelle 4: Zusammenfassung der ausgewerteten Daten von Filet-Poolproben an den ausgewählten Messstellen (MW - Mittelwerte)

Parameter	Anzahl	%- Anteil an ausgewerteten Datensätzen
Gewässer	19	-
Messstellen	37	-
Proben (Filet-Poolproben)	84	100
Davon in 2014	21	25
Davon in 2015	63	75
Datensätze inkl. Fettgehalt	82	98
Datensätze inkl. Länge (MW)	80	95
Datensätze inkl. Gewicht (MW)	71	85
Datensätze inkl. Altersangabe	62	74
Datensätze \geq 10 Fische/Poolprobe	50	60
Datensätze \geq 10 Fische/Pool, inkl. Länge	47	56

Laut Projektantrag sollte sich die Probenahme auf die Fischarten Döbel, Rotauge, Brassen und Flussbarsch konzentrieren. Wenn möglich, sollten mindestens zwei dieser Arten pro MS beprobt werden, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse im Rheinlängsverlauf zu erhöhen. Diese Vorgaben konnten jedoch nicht an allen MS eingehalten werden. So wurden an einigen MS auch Güster und/oder Mischformen zwischen Güster und Brassen gefangen, an anderen Zander entweder zusätzlich oder anstelle von Flussbarschen.

Abbildung 2 zeigt den Anteil der einzelnen Fischarten. Abbildung 3 veranschaulicht, welche Fischarten an den einzelnen MS gefangen wurden.

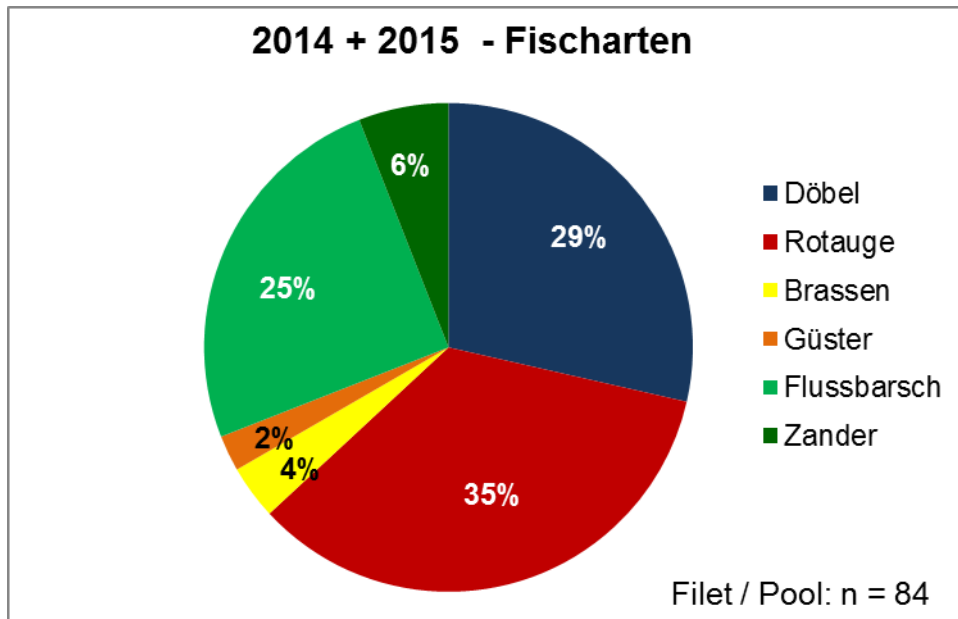


Abb. 2: Anteil der beprobten Fischarten an den ausgewählten Messstellen in den Jahren 2014/2015. Datenbasis: Filet-Poolproben

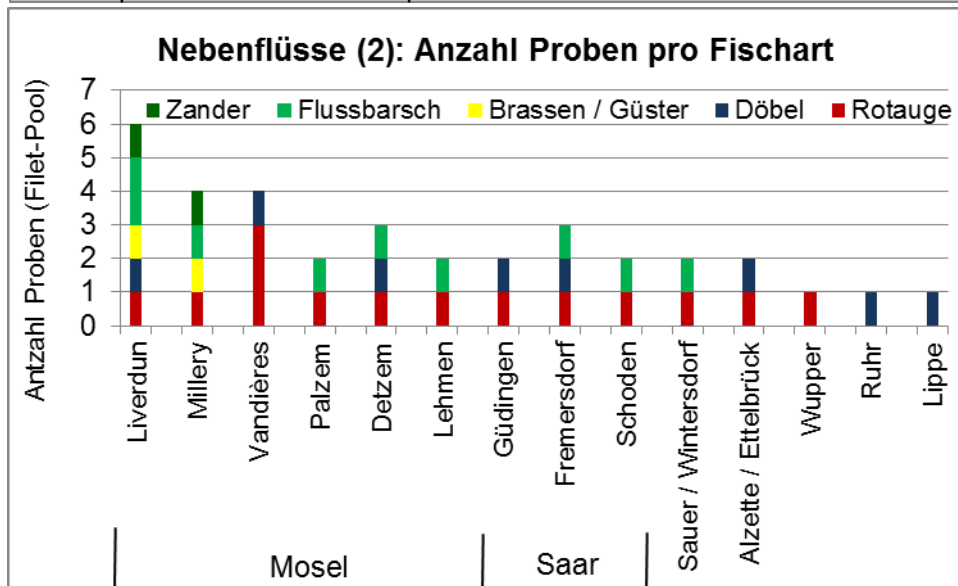
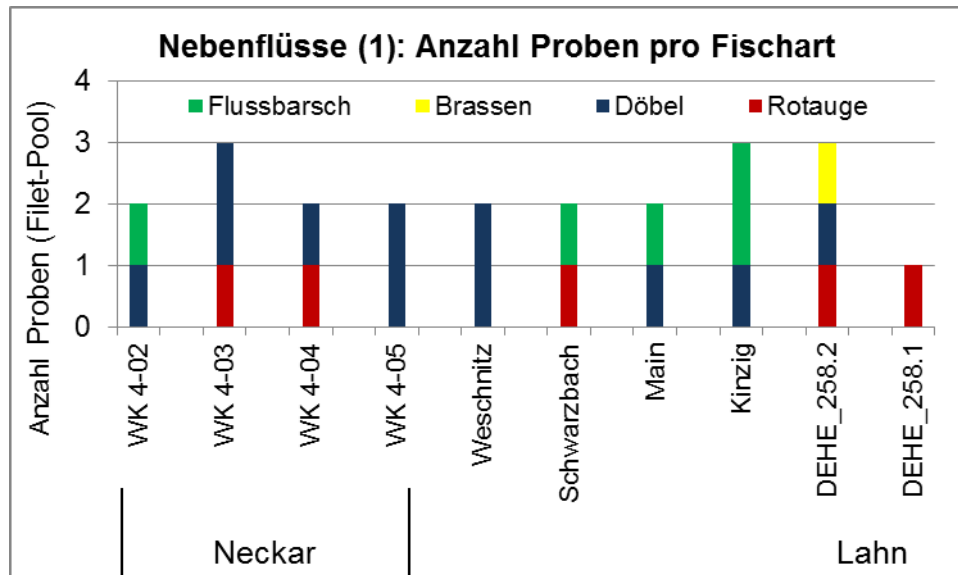
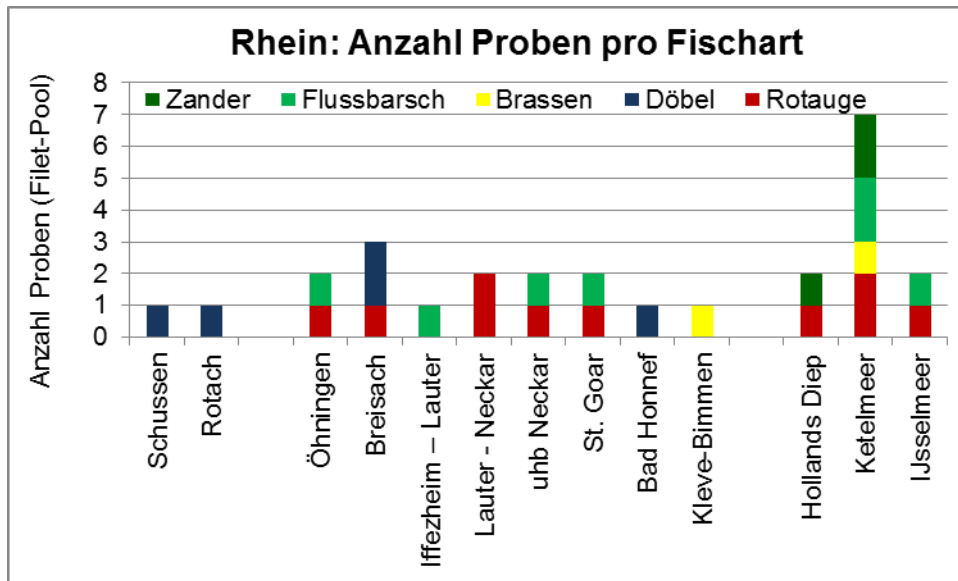


Abb. 3: Anzahl der Proben (Filet-Poolproben) je Fischart und Messstelle in den Probenahmejahren 2014 + 2015

Die Vergleichbarkeit der Proben sollte durch die Beprobung möglichst gleichaltriger Fische erhöht werden. Da die Altersbestimmung bei Fischen jedoch aufwendig ist und für die im Projekt untersuchten jungen Fische ein Zusammenhang zwischen Länge und Altersklasse beschrieben ist (LAWA-AO 2016), wurde die Zielaltersklasse von 3 Jahren in artspezifische Längensklassen „übersetzt“.

Die Daten sind in Tabelle 5 dargestellt. Neben der Zusammenfassung aller Proben sind für Rotaugen und Flussbarsche außerdem die Daten ohne die adulten (>>2+) Fische aus dem Deltarhein gezeigt. Für Döbel, Rotauge und Flussbarsch sind die Längenverteilungen und die mittleren Fischlängen in den Poolproben an den einzelnen MS in Abbildung 4 veranschaulicht.

Tabelle 5: Längen der Fische in den Pools an den ausgewählten Messstellen in den Jahren 2014 und 2015. Datenbasis: Filet-Poolproben

Fischart	Anzahl Datensätze (Filet/Pool)	IKSR Längenvorgabe (cm) für 3-jährige (2+) Fische	Mittlere Fischlängen in den Pools ^a (cm)	Anzahl Datensätze entsprechend Vorgabe
Döbel	24	22 ± 2	17,0 – 29,3	13
Rotauge	29	20 ± 2	13,3 – 30,1	19
Rotauge*	26	20 ± 2	13,3 - 25,7	19
Brassen	3	20 ± 2	17,8 – 20,0	2
Güster	2	-	18,1 – 19,6	-
Flussbarsch	21	19 ± 2	11,7 – 23,8	13
Flussbarsch*	19	19 ± 2	11,7 – 23,8	12
Zander	5	-	17,7 – 39,5	-
Zander*	3	-	17,7 – 39,5	-

^a siehe Tabelle 3; *ohne adulte (>>2+) Fische aus dem Deltarhein

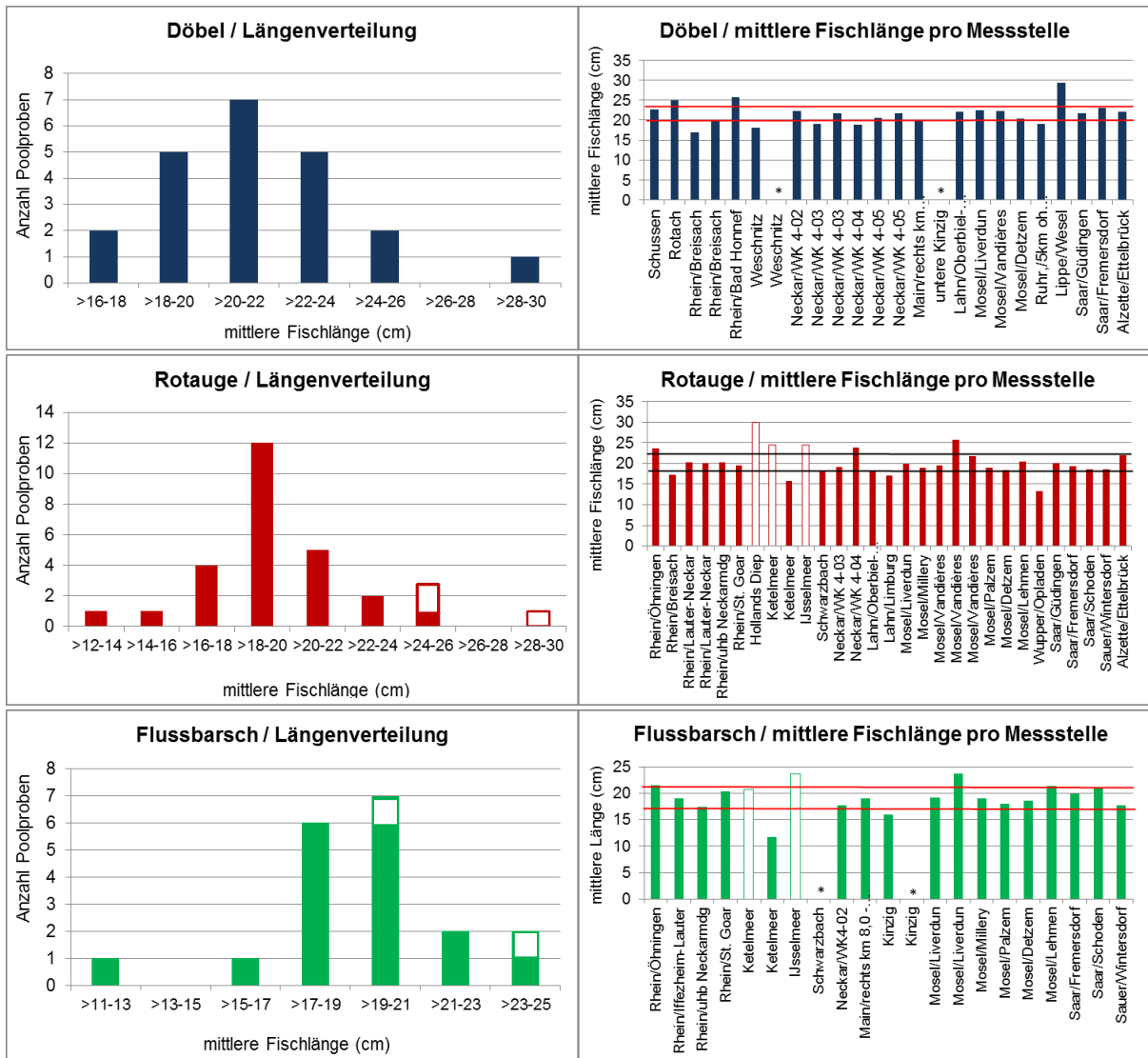


Abb. 4: Mittlere Fischlängen (cm) von Döbeln, Rotaugen und Flussbarschen in den Poolproben. Die Markierung in den rechten Abbildungen markieren die von der IKSR vorgeschlagenen Längenbereiche (Döbel: 20 - 24 cm; Rotaugen: 18 – 22 cm; Flussbarsch: 17 - 21 cm); *: Datensätze ohne Längenangaben; weiße Säulen: adulte (>>2+) Fische aus dem Deltarhein.

4.2 Schadstoffgehalte

Für alle MS lagen Daten zu Hg, PFOS, HBCDD, HCB und HCBD in Filet-Poolproben vor. Dagegen waren keine Daten verfügbar für

- PCDD/F+dl-PCB (exkl. Bestimmungsgrenze BG) in Fischen von den MS Hollands Diep, Ketelmeer und IJsselmeer
- PCDD/F+dl-PCB (inkl. BG) in Fischen von den MS Weschnitz/Einhausen (DEHE_2394.1), Schwarzbach/Trebur Ost (DEHE_2398.1), Main/km 8,0-8,2 (DEHE_24.1), Kinzig/Hanau (DEHE_2478.1), Lahn/Oberbiel-Altenberg (DEHE_258.2) und Lahn/Limburg (DEHE_258.1)
- PBDE in Fischen von den MS Weschnitz/Einhausen (DEHE_2394.1), Schwarzbach/Trebur Ost (DEHE_2398.1), Kinzig/Hanau (DEHE_2478.1), Lahn/Oberbiel-Altenberg (DEHE_258.2) und Lahn/Limburg (DEHE_258.1).
- ndl-PCB in Fischen von den MS Weschnitz/Einhausen (DEHE_2394.1), Schwarzbach/Trebur Ost (DEHE_2398.1), Main/rechts km 8,0-8,2 (DEHE_24.1), Kinzig/Hanau (DEHE_2478.1), Lahn/Oberbiel-Altenberg (DEHE_258.2) und Lahn/Limburg (DEHE_258.1)

Tabelle 6 fasst die Schadstoffgehalte zusammen. In Tabelle A2 (Anhang) ist die Belastung an den einzelnen MS und der Grad eventueller UQN-Überschreitungen gezeigt. Für Hg sind hier neben Filetkonzentrationen auch Ganzfischkonzentrationen gezeigt, die mit Hilfe eines Umrechnungsfaktors von 0,74¹ errechnet wurden. Dieser Faktor beruht auf einer Analyse von 2123 Datensätzen zu Döbel, Brassen, Rotaugen, Flussbarsch, Hecht und Bachforelle aus Deutschland. Die UQN für Hg wurde nahezu flächendeckend überschritten.

Dicofol wurde in keiner Probe nachgewiesen. Da die Messmethoden ausreichend sensitiv waren, wurde die UQN für Dicofol an allen untersuchten MS eingehalten.

Heptachlor und Heptachlorepoxyd (HC + HCE) konnten in vielen der beauftragten Labore nicht mit ausreichender Empfindlichkeit gemessen werden. Aus dem Befund „kleiner Bestimmungsgrenze“ (< BG) lässt sich daher keine Aussage bezüglich der Einhaltung der UQN ableiten. Wurden ausreichend sensitive Analysenmethoden angewendet, so fanden sich durchgängig HC + HCE Konzentrationen oberhalb der UQN von 0,0067 µg/kg. Heptachlor und *trans*-Heptachlorepoxyd wurden nur jeweils in einer Probe nachgewiesen (HC: 0,0032 µg/kg in Brassen von der Rhein-MS Kleve-Bimmen; *trans*-HCE: 0,05 µg/kg in subadulten (2+) Zandern aus dem Ketelmeer). Dagegen fand sich *cis*-HCE in 20 Proben mit Konzentrationen im Bereich 0,0167 – 0,208 µg/kg (höchste Konzentration in Döbeln aus der Ruhr).

HBCDD lag in 9 Proben unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze (BG). Bei HCB fanden sich 15 Proben < BG und bei HCBD waren 70 Proben < BG. Für HBCDD und HCBD wurde die UQN an allen Messstellen eingehalten, für HCB wurde die UQN an 4 Messstellen überschritten.

¹ P. Lepom (UBA). Vorgestellt auf dem Fachgespräch „Biota-Monitoring nach WRRL – Praktische Erfahrungen und Ergebnisse“, Berlin, 16./17. Januar 2018.

Die Konzentration an PBDE war nur in einer Probe (adulte (>>2+) Rotaugen von der MS IJsselmeer) unterhalb der BG (hier: 0,02 µg/kg). Die UQN für PBDE wurde flächendeckend überschritten.

Tabelle 6: Zusammenfassung der Schadstoffkonzentrationen (µg/kg Frischgewicht) in Filet-Poolproben aus dem Rhein und Rheineinzugsgebiet in den Jahren 2014 und 2015

Stoff	UQN [µg/kg FG]	Min [µg/kg]	Max [µg/kg]	MS mit der höchsten Belastung	BG
Dicofol	33	< 0,0001	-	-	0,00001 – 10
HC + HCE	0,0067	HC: < 0,0081 <i>trans</i> -HCE: < 0,024 <i>cis</i> -HCE: < 0,012	HC: 0,0032 <i>trans</i> -HCE: 0,5 <i>cis</i> -HCE: 0,208 HC+HCE: 0,208	Ruhr / 5km ohb Mündung (HC + HCE)	0,002 – 0,107
HCB	10	< 0,049	16,0	Lahn / Oberbiel-Altenberg	0,02 – 0,407
HCBD	55	< 0,02	11,5	Lippe / Wesel	0,01 – 1,3
Hg	20	11,0	250	Schwarzbach / Trebur-Ost	5 – 6
PFOS	9.1	1,25	83,9	Rhein / uhb Neckarmündung	0,037 – 0,2
HBCDD	167	< 0,03	6,54	Rhein / St. Goar	0,003 – 10
PBDE	0,0085	< 0,02	16,7	Mosel / Millery	0,001 – 0,05
PCDD/F + dl-PCB	0,0065 WHO ₂₀₀₅ -TEQ	0,000229	0,00611	Mosel / Liverdun	0 – 0,000589
ndl-PCB	Lebensmittelhöchstgehalt: 75	2,76	170	Deltarhein/ Hollands Diep	0 – 2,14

UQN: Umweltqualitätsnorm für Biota; MS: Messstelle; BG: Bestimmungsgrenze, WHO₂₀₀₅-TEQ: Toxizitäts-Äquivalente

4.2.1 Deskriptive Kenndaten

Pro Stoff und Fischart wurden die deskriptive Kenndaten (Mittelwert, Standardabweichung, obere und untere Quantile, Median, Minimum, Maximum) zusammengestellt (Tab. A3, Anhang). Abbildung 5 zeigt Box-Whisker-Plots, die die Daten aller MS integrieren und die Belastung der verschiedenen Fischarten veranschaulichen. Brassens und Güster sind in der weiteren Auswertung zusammengefasst, da Mischformen existieren und eine eindeutige Abgrenzung nicht immer möglich war.

In den Box Whisker-Plots sind die Fischarten nach zunehmender Trophiestufe angeordnet. Dabei wurden generische Werte für die Trophiestufen zugrunde gelegt, die sich auf adulte Fische beziehen (FishBase, Froese & Pauly 2018), da in der vorliegenden Studie nur bei Fischproben aus dem Deltarhein die Trophiestufen bestimmt wurden (Foekema et al. 2016). Obwohl die generischen Werte von den tatsächlichen Trophiestufen abweichen können,

werden sie hier zur Orientierung herangezogen. Adulte Döbel, Rotaugen, Brassen und Güster sind Allesfresser (Omnivore), die sich von pflanzlichen und tierischen Organismen unterschiedlicher Trophiestufen ernähren. Adulte Zander und Flussbarsche sind dagegen Fleischfresser (Karnivore), die ausschließlich tierischen Organismen fressen und daher im Nahrungsnetz eine höhere trophische Position einnehmen.

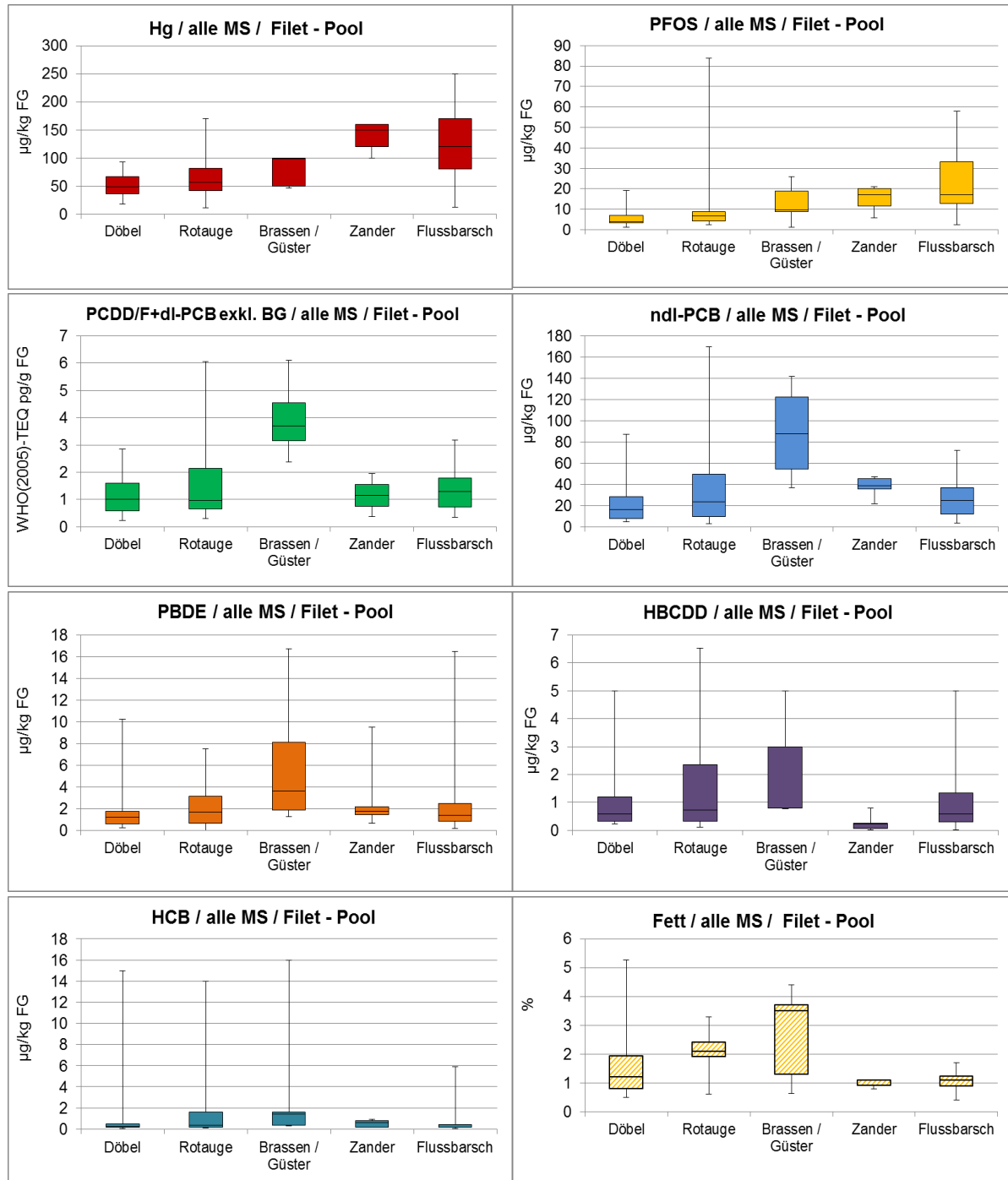


Abb. 5: Box-Whisker-Plots: Vergleich der Schadstoffbelastung und Fettgehalte verschiedener Fischarten. Die Daten beziehen sich auf Stoffkonzentrationen im Frischgewicht (FG). Brassen und Güster sind zusammengefasst, da Mischformen existieren und eine eindeutige Abgrenzung nicht immer möglich war. Datenbasis: Filet-Poolproben aus den Jahren 2014 + 2015 von allen Messstellen (MS).

Aus der Abbildung wird deutlich, dass die Hg-Belastung von Fischen mit zunehmender Trophiestufe steigt. Die etwas höhere Belastung von Zandern verglichen mit Flussbarschen ist durch die unterschiedliche Datenlage beeinflusst: für Zander lagen nur 5 Datensätze aus dem Deltarhein und der Obermosel (Liverdun, Millery) vor, die sich alle in einem ähnlichen Konzentrationsbereich bewegten, während für Flussbarsch 21 Datensätze verfügbar waren, die deutlich stärker schwankten.

Für PFOS ist ebenfalls eine Konzentrationszunahme mit steigender Trophiestufe der Fische zu erkennen. Bei Rotaugen fällt ein extremer Maximalwert auf, der auf eine Probe von der Rhein-MS „uhb Neckarmündung“ zurückgeht (siehe unten, Abb. 7).

Bei den fettlöslichen Stoffen PCDD/F+dl-PCB, ndl-PCB, PBDE, HBCDD und HCB ist eine Abhängigkeit der Belastung von der Trophiestufe der Fische nicht klar zu erkennen. Bei diesen Stoffen hat der Fettgehalt in der Probe einen maßgeblichen Einfluss auf die Höhe der Schadstoffkonzentration (s. Abb. 5 Fettgehalte).

Brassen und Güster wiesen vergleichsweise hohe Konzentrationen dieser Stoffe auf. Dies kann mit deren Ernährungsweise am Sediment zusammenhängen, die zu einer starken Exposition mit sedimentgebundenen Schadstoffen führt. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass für Brassen und Güster gemeinsam nur 4 Datensätze für PCDD/F+dl-PCB, ndl-PCB, und PBDE sowie 5 Datensätze für HBCDD vorlagen (Tab. A3, Anhang) und die beiden Güster-Proben relativ hohe Fettgehalte (4,4 bzw. 3,7 %, Tab. 2, Mosel) sowie höhere Konzentrationen an fettlöslichen Schadstoffen aufwiesen (Abb. 9, Tab. A2, Anhang).

4.3 Vergleich der Filet- und Ganzfischmessungen

Für den Deltarhein lagen neben den Konzentrationen in Fischfilets auch gemessene Ganzfischkonzentrationen vor (siehe Anhang Tabelle 7.3 und Foekema et al. 2016). Für die vorliegende Auswertung ist dies vor allem für diejenigen Stoffe von Interesse, deren UQN sich auf das Schutzgut „Sekundärvergiftung von Wildtieren“ bezieht, namentlich Dicofol, HCB, HBCDD und Hg (Tab. 1). Da Wildtiere meist den ganzen Fisch fressen, wird für diese Stoffe empfohlen, die Ganzfischkonzentration für einen UQN Vergleich heranzuziehen (EU 2014). Für PCDD/F+dl-PCB wurde bei Ableitung der UQN eine ähnliche Empfindlichkeit der Schutzgüter „menschliche Gesundheit“ und Sekundärvergiftung von Wildtieren“ ermittelt, sodass auch für diese Stoffgruppe eine Betrachtung der Ganzfischkonzentration sinnvoll ist. In Fischen von den hier untersuchten MS lagen die Konzentrationen von Dicofol und HCB immer oder zum größten Teil unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenzen. Dagegen wurde PCDD/F+dl-PCB in allen und HBCDD in der Mehrzahl der Filet-Poolproben nachgewiesen. Eine Umrechnung der Filetkonzentrationen auf Ganzfisch ist jedoch nicht möglich, weil bislang keine validen Umrechnungsfaktoren für diese Stoffe vorliegen. Wenn die Messergebnisse dieser lipophilen Stoffe auf 5 % Fett normalisiert werden, gibt es kaum einen Unterschied zwischen den Gehalten im Ganzfisch und im Filet und die Filet-Daten können für die Prüfung am Schutzziel „Sekundärvergiftung von Wildtieren“ verwendet werden.

Die HBCDD-Konzentrationen waren in allen gemessenen Filetproben weit niedriger als die UQN von 167 µg/kg FG, es kann daher davon ausgegangen werden, dass auch die Ganzfischkonzentrationen unterhalb der UQN liegen. Dagegen lag PCDD/F+dl-PCB in einigen Filetproben (Rhein/St. Goar, Hollands Diep, Ketelmeer, Neckar/WK4-04,

Mosel/Liverdun + Millery, Wupper, Lahn/Oberbiel-Altenberg, Saar/Güdingen) nur um einen Faktor 0,46 – 0,98 unter der UQN, sodass bei einer Messung im Ganzfisch eine Überschreitung der UQN wahrscheinlich wäre, wie es bei Foekema (2016) für Fische aus dem Deltarhein der Fall ist (wichtige Ergebnisse aus Foekema (2016): siehe Anhang Tabelle 7.3). Ein wichtiger Vorteil der Ganzfischmessungen ist die geringere Wahrscheinlichkeit der Unterschreitung der Bestimmungsgrenze.

Für Hg wurde ein Umrechnungsfaktor Filet-Ganzfisch von 0,74 abgeleitet (s.o.). In Tabelle 7 sind die errechneten Ganzfischkonzentrationen den gemessenen Ganzfischkonzentrationen an den MS Hollands Diep, Ketelmeer und IJsselmeer gegenübergestellt

Der Vergleich von Poolproben ähnlicher großer Fische aus dem gleichen Probenahmejahr (Tab. 7, fett gedruckt) zeigt, dass die gemessenen Ganzfischkonzentrationen meist etwas höher waren (bis zu 12%) als die mit dem Faktor 0,74 aus Filetkonzentrationen errechneten Werte. Die einzige Ausnahme bilden Flussbarsche aus den Ketelmeer, bei denen die gemessene Ganzfischkonzentration bei vergleichbar großen Fischen geringfügig niedriger war als die errechnete. Foekema et al. (2006) haben für die Proben aus dem Deltarhein einen Umrechnungsfaktor von 0,68 abgeleitet.

Tabelle 7: Hg-Konzentrationen in Fischen aus dem Deltarhein. Vergleich von errechneten Ganzfischkonzentrationen (Filetkonzentration x 0,74) mit gemessenen Werten. Blaue Felder: errechnete Ganzfischkonzentrationen, weiße Felder: gemessene Ganzfischkonzentrationen. Datenbasis: Poolproben aus den Jahren 2014 und 2015.
Fett gedruckt: Fische vergleichbarer Länge aus demselben Probenahmejahr (2014)

Fischart	Messstelle	Jahr	Subadult (2+) oder adult (>>2+)	Länge (cm)	Untersuchtes Gewebe	Hg Filet (µg/kg FG)	Hg Ganzfisch (µg/kg FG)
Rotauge	Hollands Diep	2015	>>2+	30,08	Filet	72	53,3
	Ketelmeer	2014	>>2+	24,45	Filet	77	57,0
	Ketelmeer	2014	2+	15,83	Filet	42	31,1
	Ketelmeer	2014	2+	14,94	Ganzfisch		34,0
	IJsselmeer	2015	>>2+	24,55	Filet	120	88,8
	IJsselmeer	2014	2+	11,15	Ganzfisch		75,0
Brassen	Hollands Diep	2014	2+	17,83	Ganzfisch		45,0
	Ketelmeer	2014	2+	17,84	Filet	50	37,0
	Ketelmeer	2014	2+	17,08	Ganzfisch		41,0
	IJsselmeer	2015	2+	18,45	Ganzfisch		48,0
Zander	Hollands Diep	2014	>>2+	39,38	Filet	120	88,8
	Hollands Diep	2014	2+	18,50	Ganzfisch		100
	Ketelmeer	2014	>>2+	34,01	Filet	160	118
	Ketelmeer	2014	2+	17,68	Filet	100	74,0
	Ketelmeer	2014	2+	18,69	Ganzfisch		83,0
	IJsselmeer	2014	2+	22,20	Ganzfisch		120
Flussbarsch	Ketelmeer	2014	>>2+	20,71	Filet	120	88,8
	Ketelmeer	2014	2+	11,73	Filet	72	53,3
	Ketelmeer	2014	2+	11,15	Ganzfisch		52,0
	IJsselmeer	2014	>>2+	23,61	Filet	150	111
	IJsselmeer	2014	2+	12,58	Ganzfisch		70,0

4.4 Räumlicher Vergleich auf Basis nicht normalisierter Messergebnisse

Die Stoffbelastungen von Fischen aus dem Rhein und aus den Rhein-Nebenflüssen sind in den Abbildungen 6 - 9 dargestellt. Darüber hinaus finden sich im Anhang Belastungskarten, die eine räumliche Einordnung der Schadstoffbelastung der Fischen erleichtern (Abb. A1.1 – A7-4, Anhang).

Für Hg sind sowohl Filet- als auch gemessene und errechnete Ganzfischkonzentrationen gezeigt (Umrechnungsfaktor 0,74) (Abb. 6).

Bei den Rhein-Nebenflüssen sind einerseits nur mündungsnahe MS berücksichtigt (oder, sofern hierfür keine Daten vorlagen, die der Mündung am nächsten gelegenen MS) (Abb. 8), andererseits die Konzentrationsverläufe in den Rhein-Nebenflüssen Neckar und Mosel, sowie die Belastung der Fische aus dem Main-Nebenfluss Kinzig und den Mosel-Nebenflüssen Saar und Sauer und Alzette (Abb. 9).

Da für die hier betrachteten Stoffe eine Anreicherung im Nahrungsnetz bekannt ist, wurde in den Abbildungen zwischen omnivoren Fischen (Döbel, Rotaugen, Brassen/Güster) und karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) unterschieden. Unterschiedliche hohe Belastungen an derselben MS gehen auf Unterschiede zwischen Fischarten, Fischgrößen und Probenahmejahren zurück (Tab. 2).

Für eine erste Bewertung der Belastung sind die jeweiligen UQN in die Abbildungen integriert. Da für ndl-PCB bislang keine UQN abgeleitet wurde, ist hier zur Orientierung der zulässige Lebensmittel-Höchstgehalt für Fische gezeigt (75 µg/kg FG).

In **Rhein, Rotach, Schussen** und **Deltarhein** (Abb. 6) lagen die Konzentrationen von Hg in Filet und Ganzfisch mit einer Ausnahme (Flussbarsche von der MS „Iffezheim bis Lauter“) oberhalb der UQN von 20 µg/kg Frischgewicht (FG).

Bei PFOS ist das Bild heterogener (Abb. 7): 10 von 17 Proben omnivorer Fische lagen unterhalb der UQN von 9,1 µg/kg, während alle Proben von karnivoren Fischarten die UQN überschritten. Auffällig ist die sehr hohe PFOS-Belastung von Rotaugen an der MS „uhb Neckarmündung“.

Für PCDD/F+dl-PCB, ndl-PCB, HBCDD und HCB ist eine Zunahme der Belastung stromabwärts zu erkennen (Abb. 7). Hier fällt die vergleichsweise hohe HBCDD Konzentration in Fischen von der MS St. Goar ins Auge.

Die UQN von PCDD/F+dl-PCB, HBCDD und HCB wurden von allen Proben aus Rhein, Deltarhein, Schussen und Rotach eingehalten (Tab. A2, Anhang). Dagegen wurde die UQN von PBDE flächendeckend überschritten, wobei bei einer Probe (adulte Rotaugen >>2+ aus dem IJsselmeer) kein PBDE nachgewiesen wurde, die BG mit 0,02 µg/kg aber oberhalb der UQN lag.

Der für ndl-PCB zulässige Höchstgehalt in Fischen wurde von der Mehrzahl der Fische in Rhein, Deltarhein, Rotach und Schussen eingehalten. Überschreitungen fanden sich nur bei adulten (>>2+) Rotaugen von der MS Hollands Diep mit rund 170 µg/kg und bei subadulten (2+) Rotaugen aus dem Ketelmeer mit 75,2 µg/kg.

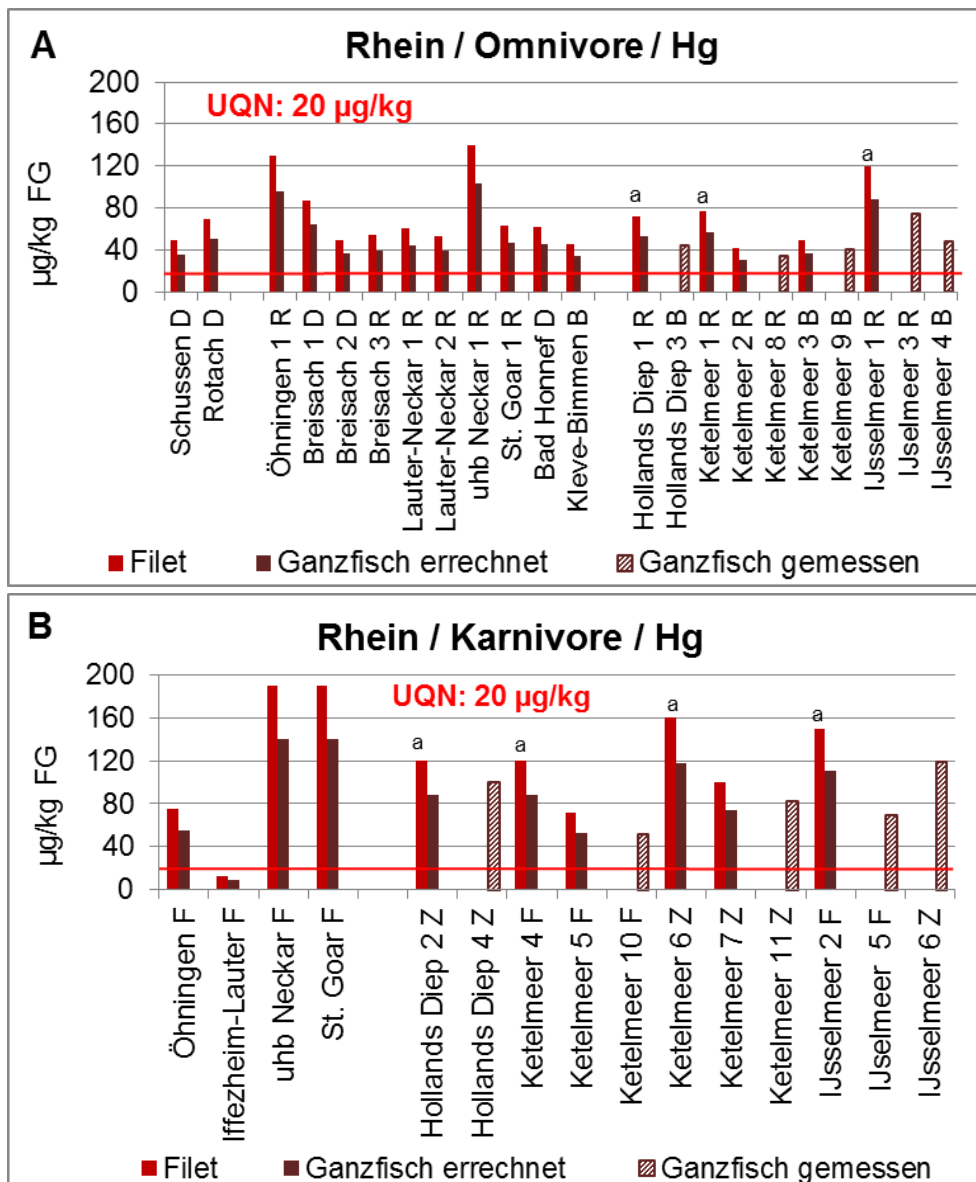


Abb. 6: Räumliche Verteilung der Quecksilber (Hg) - Belastung von omnivoren (A) und karnivoren (B) Fischen im Rhein (einschließlich Schussen, Rotach und Deltarhein) in den Jahren 2014 und 2015. Datenbasis: Filet-Poolproben. Ganzfisch errechnet: Filetkonzentration x 0,74; UQN: Umweltqualitätsnorm für Biota; D: Döbel; R: Rotaugen; B: Brassen; F: Flussbarsch; Z: Zander. Die Probennummern dienen der Zuordnung der Proben (Tab. 2 und 3). Im Deltarhein wurden subadulte (2+) Fische (Proben-Nr.: Hollands Diep: 3,4; Ketelmeer: 2,3,5,7,8,9,10,11; IJsselmeer: 3,4,5,6) und adulte (>>2+) Fische (Proben-Nr.: Hollands Diep: 1,2; Ketelmeer: 1,4,6; IJsselmeer: 1,2; gekennzeichnet mit „a“) untersucht.



Abb. 7: Räumliche Verteilung der Schadstoffbelastung von Fischen im Rhein (einschließlich Schussen, Rotach und Deltarhein) in den Jahren 2014 und 2015. Vergleich der Belastung von omnivoren (Rotauge, Döbel, Brassen/Güster) und karnivoren Fischen (Flussbarsch, Zander). Datenbasis: Filet-Poolproben.
 UQN: Umweltqualitätsnorm für Biota. D: Döbel; R: Rotauge; B: Brassen; F: Flussbarsch, Z: Zander. Die Probennummern dienen der Zuordnung der Proben (Tab. 2). Im Deltarhein wurden subadulte (2+) Fische (Proben-Nr.: Ketelmeer: 2,3,5,7) und adulte (>>2+) Fische (Proben-Nr.: Hollands Diep: 1, 2; Ketelmeer: 1, 4, 6; IJsselmeer: 1, 2) untersucht.

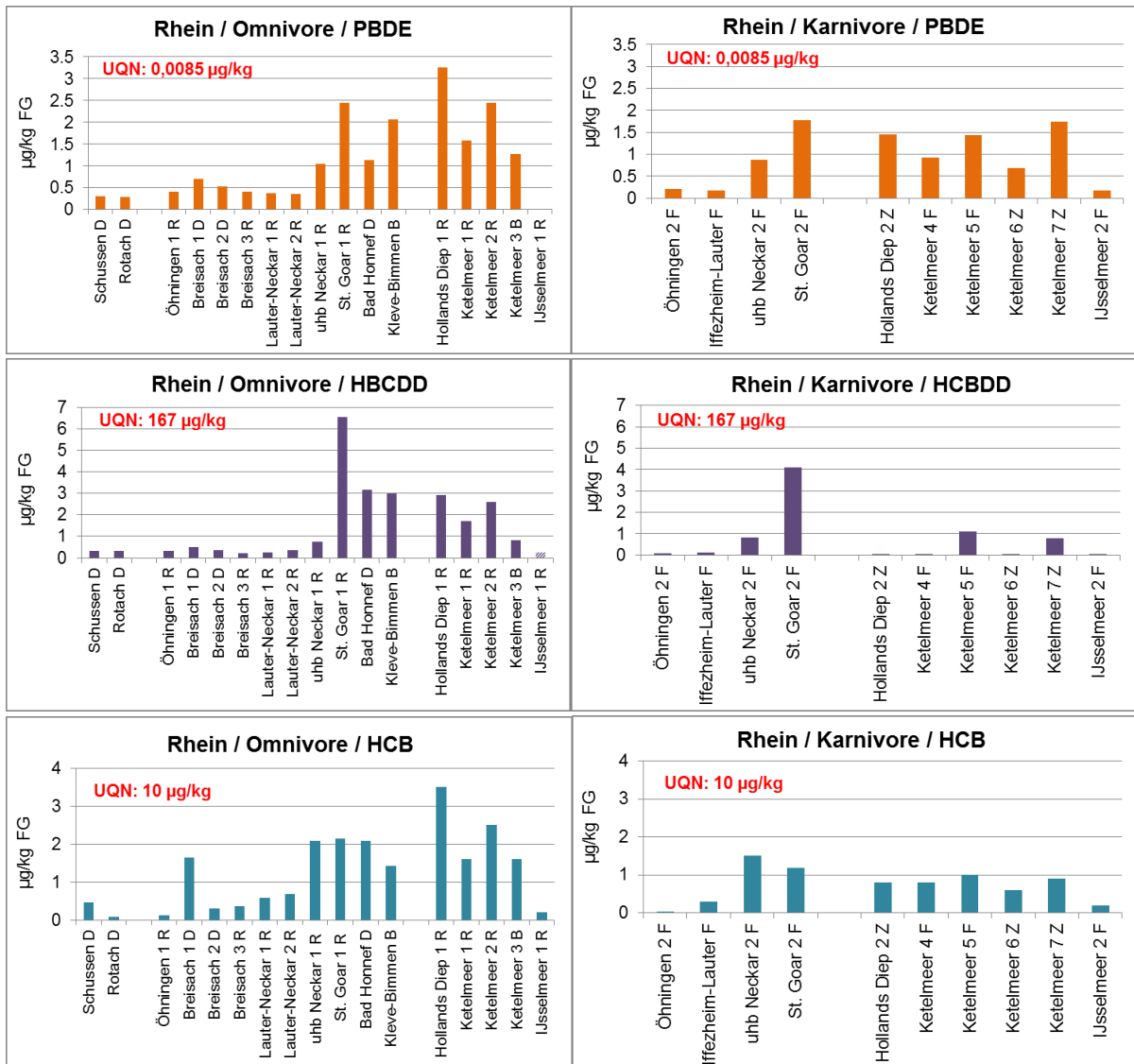


Abb. 7 (Fortsetzung): Räumliche Verteilung der Schadstoffbelastung von Fischen im Rhein (einschließlich Schussen, Rotach und Deltarhein) in den Jahren 2014 und 2015. Vergleich der Belastung von omnivoren (Rotaugen, Döbel, Brassen/Güster) und karnivoren Fischen (Flussbarsch, Zander). Datenbasis: Filet-Poolproben. UQN: Umweltqualitätsnorm für Biota. D: Döbel; R: Rotaugen; B: Brassen; F: Flussbarsch, Z: Zander. Die Probennummern dienen der Zuordnung der Proben (Tab. 2). Im Deltarhein wurden subadulte (2+) Fische (Proben-Nr.: Ketelmeer: 2,3,5,7) und adulte (>>2+) Fische (Proben-Nr.: Hollands Diep: 1, 2; Ketelmeer: 1, 4, 6; IJsselmeer: 1, 2) untersucht.

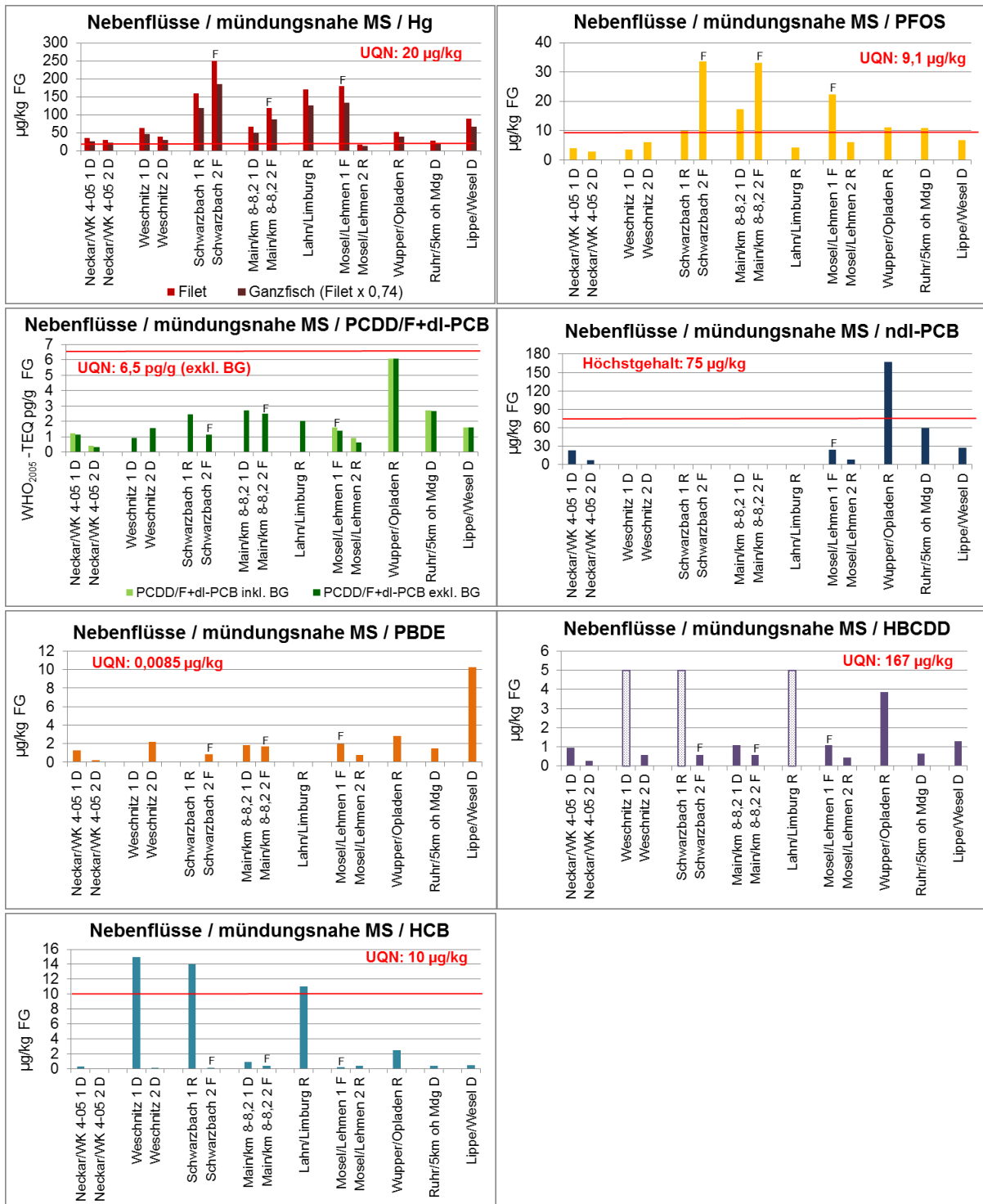


Abb. 8: Belastung von Fischen aus Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015. Vergleich der Belastung von Rotaugen, Döbeln) und Flussbarschen. Gezeigt sind die der Rheinmündung am nächsten gelegenen Messstellen (MS) der Nebenflüsse Neckar, Weschnitz, Schwarzbach, Main, Lahn, Mosel, Wupper, Ruhr und Lippe. Bei Konzentrationen von HBCDD unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze als Wert eingesetzt (helle Säulen). Datenbasis: Filet-Poolproben. UQN: Umweltqualitätsnorm für Biota. D: Döbel; R: Rotauge; F: Flussbarsch. Die Probennummern dienen der Zuordnung der Proben (Tab. 2).

Abbildung 8 zeigte die Belastung von Fischen an **mündungsnahen MS in Rhein-Nebenflüssen**, oder, sofern mündungsnah keine MS beprobt wurden, an den MS, die der Mündung in den Rhein am nächsten lagen. Die Abbildungen schließen alle an diesen MS untersuchten Fischarten ein, wobei karnivore Fische (hier ausschließlich Flussbarsche) zusätzlich mit „F“ gekennzeichnet sind.

Die Hg-Belastung in Filet und Ganzfisch lag an der Mehrzahl der MS oberhalb der UQN. Einzige Ausnahme bildeten Rotaugen an der MS Mosel/Lehmen. An MS, an denen sowohl omnivore Fische als auch Flussbarsche beprobt wurden, waren Flussbarsche generell höher belastet.

Besonders hohe Hg-Konzentrationen wurden an den MS Schwarzbach/Trebur-Astheim und Lahn/Limburg sowie bei Flussbarschen von der MS Mosel/Lehmen nachgewiesen (Tab. A2, Anhang).

Auch bei PFOS war die Belastung von Flussbarschen höher als von omnivoren Fischen derselben MS. Die UQN wurde an den MS Schwarzbach/Trebur-Astheim, Main/km 8,0-8,2, Wupper/Opladen und Ruhr/5km ohb Mündung überschritten, sowie von Flussbarschen an der MS Mosel/Lehmen (Tab. A2, Anhang).

Die UQN für PCDD/F+dl-PCB wurde an allen hier dargestellten MS eingehalten. Relativ hohe Konzentrationen von 6,1 pg/g WHO₂₀₀₅-TEQ wurden in Rotaugen an der MS Wupper/Opladen nachgewiesen. Dies war auch die einzige Probe, in der die Konzentration von ndl-PCB mit 167 µg/kg FG deutlich oberhalb des zulässigen Höchstgehaltes in Lebensmitteln lag. Relativ hohe Belastung sowohl mit PCDD/F+dl-PCB als auch mit ndl-PCB fanden sich auch bei Fischen von der MS Ruhr/5 km ohb Mündung (Tab. A2, Anhang).

PBDE lag in allen Proben deutlich über der UQN. Die höchste Konzentration von 10,3 µg/kg fand sich bei Döbeln von der MS Lippe/Wesel (Tab. A2, Anhang) .

Die HBCDD-Konzentration lag immer weit unterhalb der UQN. Die in Abbildung 8 auffälligen, vergleichsweise hohen Konzentrationen von 5 µg/kg FG beziehen sich auf Konzentrationen unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze, die in diesen Fällen bei 10 µg/kg lag. Um zu zeigen, dass HBCDD in den betroffenen Proben untersucht wurde, wurde in der Abbildung die halbe Bestimmungsgrenze als Wert eingesetzt.

HCB-Konzentrationen oberhalb der UQN fanden sich nur bei Döbeln von der MS Weschnitz/Biblis-Wattenheim (15 µg/kg FG), Rotaugen von der MS Schwarzbach/Trebur-Astheim (14 µg/kg FG) und Rotaugen von der MS Lahn/Limburg (11 µg/kg FG) (Tab. A2, Anhang).

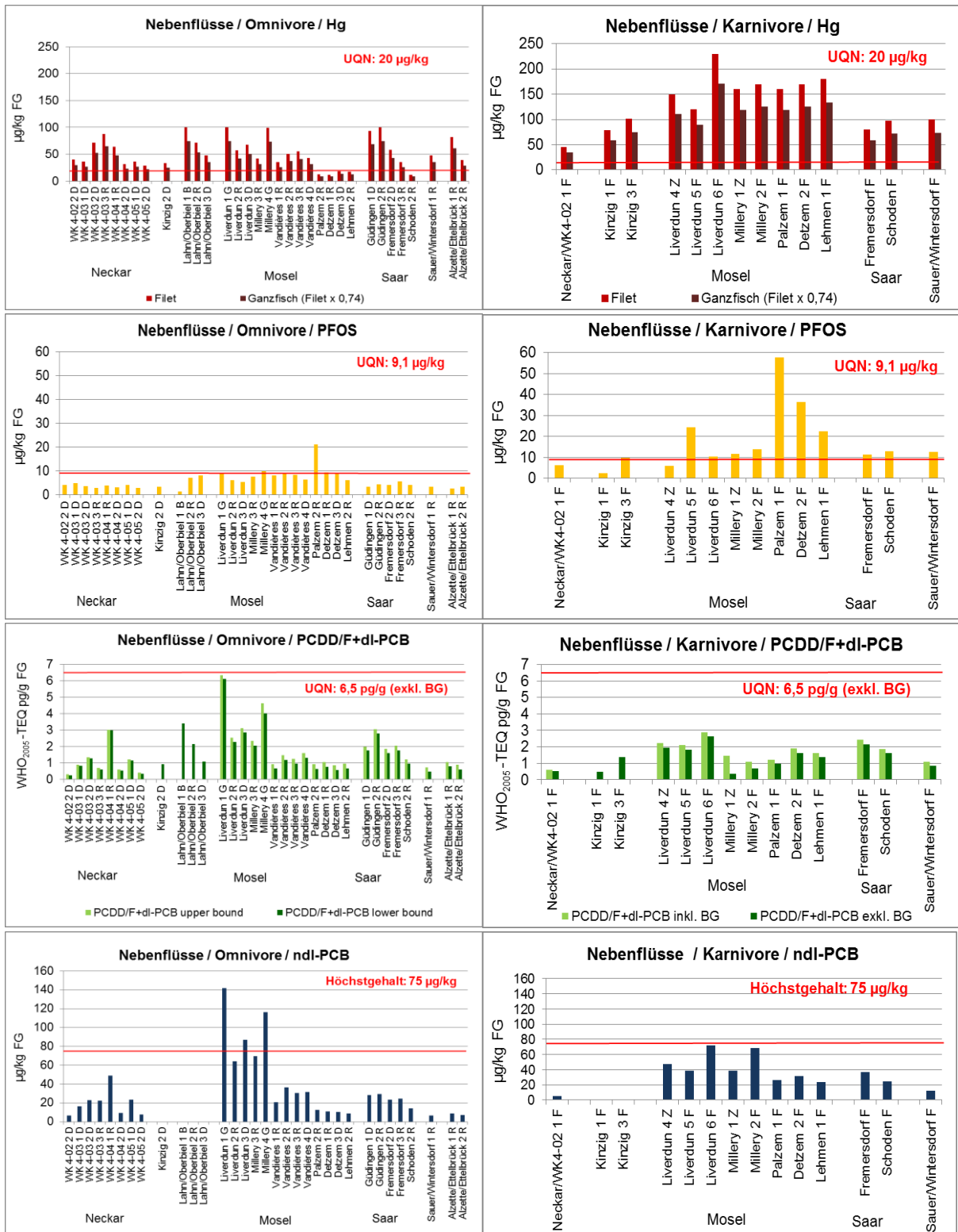


Abb. 9: Belastung von Fischen aus Neckar, Lahn, Mosel, Kinzig, Saar, Sauer und Alzette in den Jahren 2014 und 2015. Vergleich der Belastung von omnivoren (Rotauge, Döbel, Brassen/Güster) und karnivoren Fischen (Flussbarsch, Zander). Datenbasis: Filet-Poolproben. UQN: Umweltqualitätsnorm für Biota. D: Döbel; R: Rotauge; B: Brassen; F: Flussbarsch, Z: Zander. Die Probennummern dienen der Zuordnung der Proben (Tab. 2).

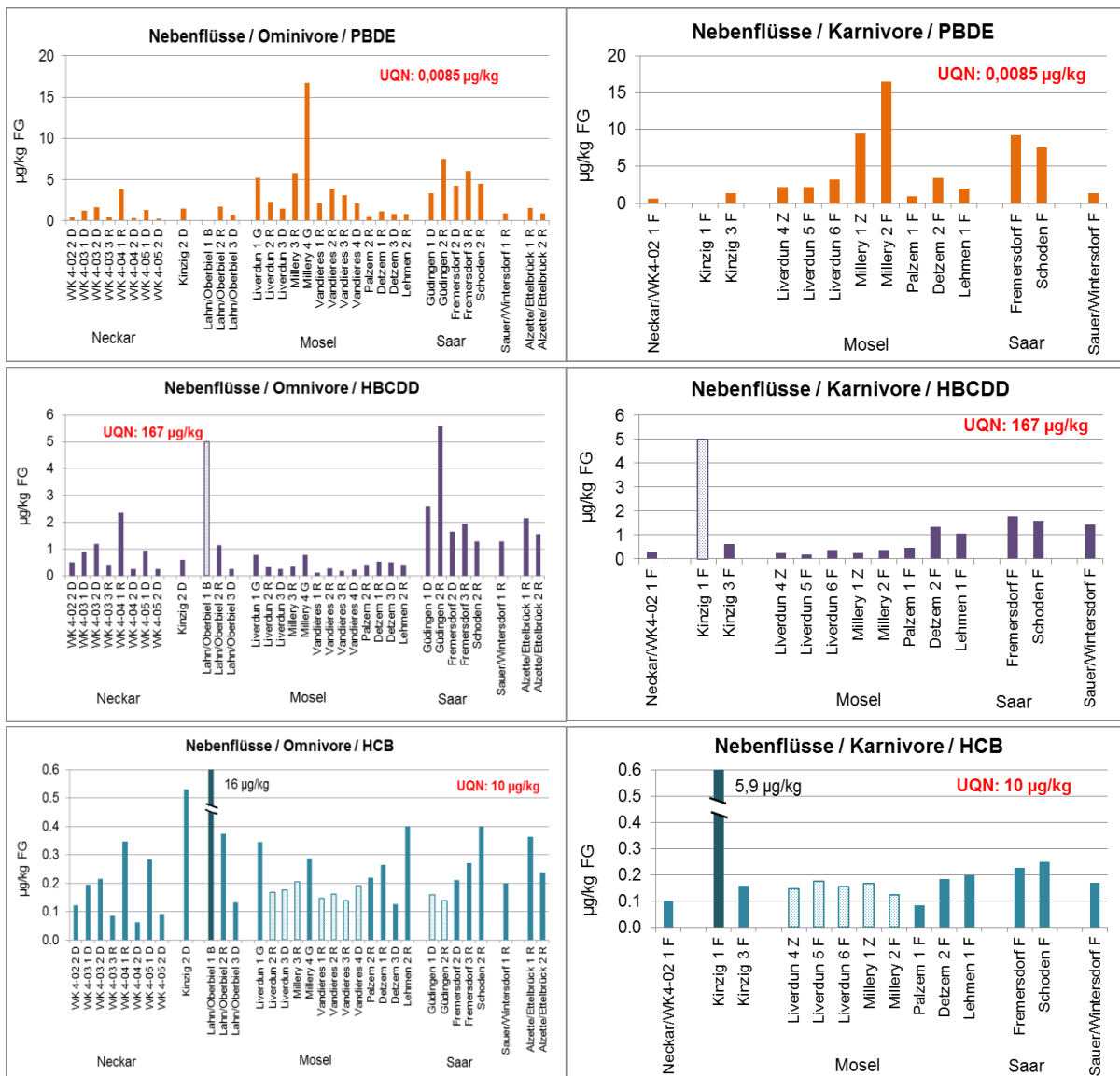


Abb. 9 (Fortsetzung): Belastung von Fischen aus Neckar, Kinzig, Lahn, Mosel, Saar, Sauer und Alzette in den Jahren 2014 und 2015. Vergleich der Belastung von omnivoren (Rotaugen, Döbel, Brassen/Güster) und karnivoren Fischen (Flussbarsch, Zander). Bei Konzentrationen von HBCDD und HCB unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze als Wert eingesetzt (helle Säulen). Datenbasis: Filet-Poolproben. UQN: Umweltqualitätsnorm für Biota. D: Döbel; R: Rotaugen; B: Brassen; F: Flussbarsch, Z: Zander. Die Probennummern dienen der Zuordnung der Proben (Tab. 2).

Die Belastungen von Fischen aus den Rhein-Nebenflüssen **Neckar**, **Lahn** und **Mosel**, dem Main-Nebenfluss **Kinzig**, den Mosel-Nebenflüssen **Saar** und **Sauer** und dem Sauer-Nebenfluss **Alzette** sind in Abbildung 9 zusammengefasst.

Die Konzentrationen von Hg in Fischen aus den Nebenflüssen lagen meist über der UQN, wobei karnivore Fische deutlich höhere Belastungen aufwiesen. Nur Rotaugen und Döbel von den Mosel-MS Palzem, Detzem und Lehmen und von der Saar-MS Schoden erfüllten

die UQN (Tab. A2, Anhang). Bei omnivoren Fischen aus Mosel und Saar nahm die Belastung flussabwärts ab, während dies bei karnivoren Fischen nicht zu beobachten war.

PFOS war am höchsten in Fischen von der MS Mosel/Palzem. Für omnivore Fische fanden sich nur hier und an der MS Mosel/Millery Überschreitungen der UQN. Bei karnivoren Fischen wurde die UQN dagegen fast flächendeckend überschritten (Ausnahmen: Flussbarsche von der MS Neckar/WK4 – 02 und Zander von der MS Mosel/Liverdun (Tab. A2, Anhang).

Die UQN für PCDD/F+dl-PCB wird in allen Proben eingehalten, wenn die Messergebnisse nicht auf 5 % Fett normalisiert werden, liegen jedoch regelmäßig in der Nähe der UQN, so dass nach Normalisierung auf 5 % Fett diese Messwerte aufgrund des geringen Fettgehalts in den Poolproben die UQN überschreiten (vgl. Daten aus dem Rhein, Abbildung 10, Kap. 4.5). Relativ hohe Konzentrationen von 6,1 und 4,0 pg/g WHO₂₀₀₅-TEQ (exkl. BG) wurden bei Güstern aus der Obermosel (MS Liverdun und Millery) nachgewiesen. In diesen beiden Proben fanden sich auch die höchsten Konzentrationen an ndl-PCB (142 µg/kg und 116 µg/kg), die damit, gemeinsam mit Döbeln aus Liverdun, den Lebensmittelgrenzwert von 75 µg/kg ndl-PCB überschritten (Tab. A2, Anhang). Bei omnivoren Fischen aus Mosel und Saar nahm die Belastung mit PCDD/F+dl-PCB und ndl-PCB flussabwärts ab. Für ndl-PCB deutet sich ein entsprechender Trend auch bei karnivoren Fischen an.

Die UQN für PBDE wurde auch in den Nebenflüssen flächendeckend überschritten. Besonders hohe Belastungen fanden sich an der Obermosel bei Millery und in der Saar.

Die Belastung der Fische mit HBCDD war gering, alle Konzentrationen lagen weit unter der UQN. Die höchsten Konzentrationen wurden in Fischen aus der Saar (max. 5,6 µg/kg) und der Alzette nachgewiesen sowie bei Döbeln von der MS Neckar/WK4 – 03. Die vergleichsweise hohen Werte von 5 µg/kg bei Brassern von der MS Lahn/Oberbiel-Altenberg und Flussbarschen aus der Kinzig gehen dagegen auf Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze zurück, für die die halbe Bestimmungsgrenze als Wert eingesetzt wurde.

HCB überschreitet die UQN nur in einer Probe: Brassern von der MS Lahn/Oberbiel-Altenberg wiesen mit 16 µg/kg eine deutlich höhere Konzentrationen auf als alle anderen Proben. Auch Flussbarsche aus der Kinzig waren mit 5,9 µg/kg relativ hoch belastet (Tab. A2, Anhang).

4.5 Räumlicher Vergleich auf Basis normalisierter Messergebnisse

Um den räumlichen Vergleich der Belastungen im Rhein zu erleichtern, wurden die Daten von Rotaugen und Flussbarschen getrennt betrachtet (Abb. 10). Beide Fischarten wurden an der Mehrzahl der MS in Rhein und Deltarhein beprobt. Um die Vergleichbarkeit der Daten weiter zu erhöhen, wurden die Konzentrationen der fettlöslichen Schadstoffe PCDD/F+dl-PCB, ndl-PCB, PBDE, HBCDD und HCB auf 5% Fett normalisiert. Für Brassen und Döbel lagen nur 3 bzw. 4 Datensätze aus dem Rhein vor, die eine Normalisierung auf Fett erlaubten. Eine Darstellung des räumlichen Verlaufs ist daher nicht sinnvoll.

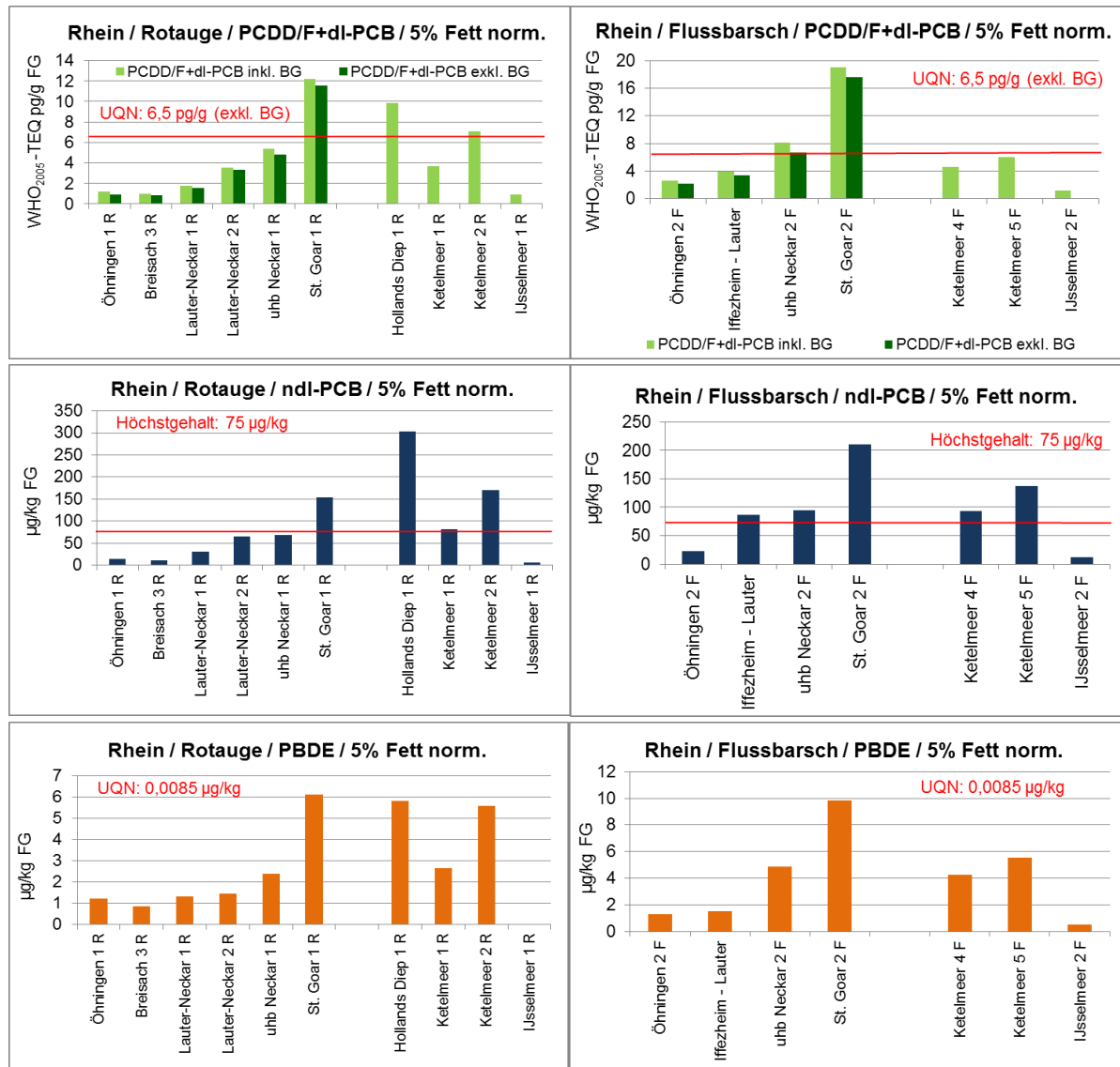


Abb. 10: Vergleich der Belastung von Rotaugen (links) und Flussbarschen (rechts) aus Rhein und Deltarhein mit PCDD/F+dl-PCB, ndl-PCB und PBDE. Datenbasis: 5% Fett-normalisierte Konzentrationen in Filet-Poolproben aus den Jahren 2014 und 2015. Die Probennummern dienen der Zuordnung der Proben (Tab. 2). Im Deltarhein wurden subadulte (2+) Fische (Proben-Nr.: Ketelmeer: 2,5,7) und adulte (>>2+) Fische (Proben-Nr.: Hollands Diep: 1; Ketelmeer: 1, 4; IJsselmeer: 1, 2) untersucht.

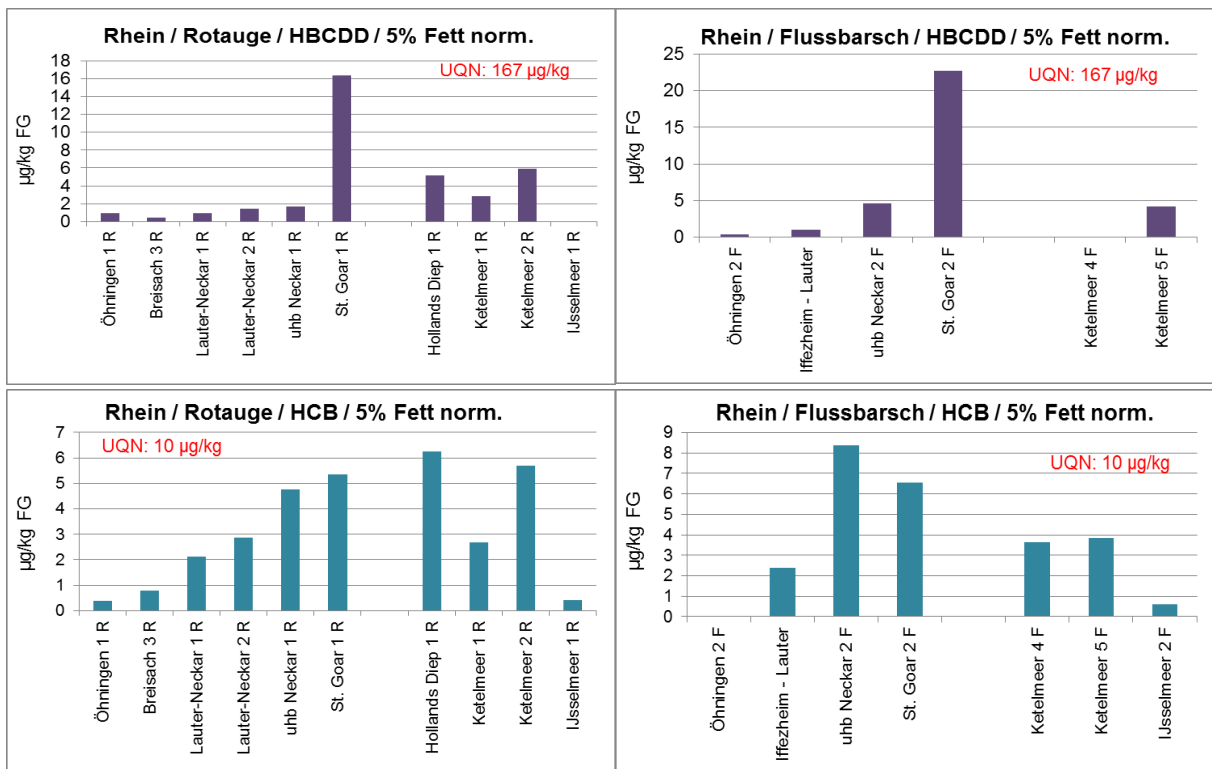


Abb. 10 (Fortsetzung): Vergleich der HBCDD- und HCB-Belastung von Rotaugen (links) und Flussbarschen (rechts) aus Rhein und Deltarhein. Datenbasis: 5% Fett-normalisierte Konzentrationen in Filet-Poolproben aus den Jahren 2014 und 2015. Die Probennummern dienen der Zuordnung der Proben (Tab. 2). Im Deltarhein wurden subadulte (2+) Fische (Proben-Nr.: Ketelmeer: 2,5,7) und adulte (>>2+) Fische (Proben-Nr.: Hollands Diep: 1; Ketelmeer: 1, 4; IJsselmeer: 1, 2) untersucht.

Bei beiden Fischarten nimmt die Belastung mit PCDD/F+dl-PCB, ndl-PCB, PBDE und HBCDD stromabwärts bis St. Goar zu, wobei auch hier die vergleichsweise hohen HBCDD-Konzentrationen in Fischen von der MS St. Goar auffallen (vgl. Abb. 7). Bei Rotaugen ist auch für HCB eine Zunahme stromabwärts zu erkennen, die sich (wie auch für ndl-PCB zu erkennen) bis in den Deltarhein nach Hollands Diep fortsetzt.

5 Literatur

Ahrens L, Siebert U, Ebinghaus R (2009): Total body burden and tissue distribution of polyfluorinated compounds in harbor seals (*Phoca vitulina*) from the German Bight. Mar Pollut Bull 58: 520 – 525

Becker L, Hennecke D, Düring RA (2010): Expositionsbeurteilung und Beurteilung des Transfers von Dioxin, dioxinähnlichen PCB und PCB – Literaturstudie. Texte 57 / 2011, Umweltbundesamt Dessau-Roßlau, 198 S.

Brooke D, Footitt A, Nwaogu TA (2004): Environmental Risk Evaluation Report: Perfluorooctanesulphonate (PFOS). Environmental Agency. Chemicals Assessment Section, Wallingford OX10 8BD, UK. ISBN: 978-1-84911-124-9

Carloni D (2009): Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) production and use: Past and current evidence. UNIDO Report

Covaci A, Gerecke AC, Law RJ, Voorspoels S, Kohler M, Heeb NV, Leslie H, Allchin CR, de Boer J (2006): Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the environment and humans: a review. Environ Sci Technol 40:3679–3688

Dioxin-Datenbank (2018): Dioxindatenbank des Bundes und der Länder.
[http://www.dioxindb.de/f_stoffe_basics.html]

EBFRIP (2010): European brominated flame retardant industry panel. The voluntary emissions control action programme—measurable achievements. Annual Progress Report 2009. Brussels, Belgium.[http://www.vecap.info/uploads/VECAP_report_22%2001.pdf]

Eisler, R (2007): Eisler's Encyclopedia of environmentally hazardous priority chemicals, Elsevier Amsterdam NL, 1. Edition 2007

EQS substance data sheet (2005): Environmental Quality Standards (EQS) substance data sheet. Priority substance No. 21: Mercury and its compounds. Brussels 2005.
[https://circabc.europa.eu/sd/a/ff8e163c-71f6-4fc0-98ef-875a20add4c8/21_Mercury_EQSdatasheet_150105.pdf]

EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik . ABl. (EU) Nr. L 327/1, 22.12.2000

EU (2003): Richtlinie 2003/11/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 6. Februar 2003 zur 24. Änderung der Richtlinie 76/769/EWG des Rates über Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen (Pentabromdiphenylether, Octabromdiphenylether) ABl. (EU) Nr. L42/45, 15.2.2003

EU (2006a): Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. ABl. (EU) Nr. 364/5, 20.12.2006

EU (2006b): Richtlinie 2006/122/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zur dreißigsten Änderung der Richtlinie 76/769/EWG des Rates zur

Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen (Perfluorooctansulfonate). ABl. (EU) Nr. 372/32, 27.12.2006

EU (2008a): Verordnung (EG) Nr. 629/2008 der Kommission vom 2. Juli 2008 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. ABl. (EU) Nr. L173/6, 3.7.2008

EU (2008b): 2008/764/EG: Entscheidung der Kommission vom 30. September 2008 über die Nichtaufnahme von Dicofol in Anhang I der Richtlinie 91/414/EWG des Rates und den Widerruf der Zulassungen für Pflanzenschutzmittel mit diesem Stoff. ABl. (EU) Nr. L262/40, 1.10.2008

EU (2010): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document no. 25 on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive. European Commission .Technical Report - 2010 – 014

EU (2011a): Verordnung (EU) Nr. 1259/2011 der Kommission vom 2. Dezember 2011 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 hinsichtlich der Höchstgehalte für Dioxine, dioxinähnliche PCB und nicht dioxinähnliche PCB in Lebensmitteln . ABl. (EU) Nr. L320/18, 3.12.2011

EU (2011b): Verordnung (EU) Nr. 420/2011 der Kommission vom 29. April 2011 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. ABl. (EU) Nr. L111/3, 30.4.2011

EU (2011c): Verordnung (EU) Nr. 835/2011 der Kommission vom 19. August 2011 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 im Hinblick auf Höchstgehalte an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Lebensmitteln. ABl. (EU) Nr. L215/4, 20.8.2011

EU (2013): Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. ABl. (EU) Nr. L226/1, 24.8.2013

EU (2014): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance document no. 32 on biota monitoring (the Implementation of EQS Biota) under the Water Framework Directive. European Commission. Technical Report – 2014 - 083

Foekema EM, Kotterman M, Hoek-van Nieuwenhuizen M (2016): Chemische biotamonitoring conform KRW. Methodeontwikkeling en compliance-check 2014/2015. Wageningen, IMARES Wageningen UR (University & Research centre), IMARES rapport C082/16. 91 S.

Froese R, Pauly D (eds) (2018): FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org, version 02/2018]

Goeritz I, Falk S, Stahl T, Schäfers C, Schlechtriem C (2013): Biomagnification and tissue distribution of perfluoroalkyl substances (PFAS) in market-size rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Environ Toxicol Chem 32:2078-2088

Hillenbrand T, Marscheider-Weidemann F, Strauch M, Heitmann K, Schaffrin D (2007): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie – Stoffdatenblätter. Umweltbundesamt Forschungsbericht 203 21 280. UBA Texte 29/07. [<http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3312.pdf>]

IKSR (2011): Bericht zur Kontamination von Fischen mit Schadstoffen im Einzugsgebiet des Rheins. Laufende und abgeschlossene Untersuchungen in den Rheinanliegerstaaten. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. IKSR Fachbericht Nr. 195, 74 S.

Jones PD, Hu W, De Coen W, Newsted JL, Giesy JP (2003): Binding of perfluorinated fatty acids to serum proteins. *Environ Toxicol Chem* 22:2639–2649

LAWA-AO (2012): LAWA-AO Rahmenkonzept Monitoring, Teil B – Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier IV.3 Konzeption für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von Umweltqualitätsnormen gemäß RL 2013/39/EU. Stand März 2012.

LAWA-AO (2016): LAWA-AO Rahmenkonzept Monitoring, Teil B – Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier IV.3 Konzeption für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von Umweltqualitätsnormen gemäß RL 2013/39/EU. Stand 27.10.2016.

Lecloux A (2004): Hexachlorobutadiene – Sources, environmental fate and risk characterization. Science Dossier. Euro Chlor. [<http://www.eurochlor.org/media/14939/sd5-hexachlorobutadiene-final.pdf>]

Luebker DJ, Hansen KJ, Bass NM, Butenhoff JL, Seacat AM (2002): Interactions of fluorochemicals with rat liver fatty acid-binding protein. *Toxicology* 176:175–185

Martin JW, Mabury SA, Solomon KR, Muir DCG (2003): Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Toxicol Chem* 22:196-204

Merian E, Anke M, Ihnat M, Stoepler M (2004): Elements and their compounds in the Environment, vol. 2: Metals and their Compounds. 2nd Edition. Wiley-VCH. pp. 932-934

Moermond CTA, Verbruggen EMJ (2013): An evaluation of bioaccumulation data for hexachlorobenzene to derive water quality standards according to the EU-WFD methodology. *Int Environ Assess Manag* 91: 87-97

Pubchem (2018): Open Chemistry Database. NIH U.S. National Library of Medicine. [<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/hexachlorobenzene#section=Top>]

RHmV (2010): Rückstands-Höchstmengenverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 21. Oktober 1999 (BGBl. I S. 2082; 2002 I S. 1004), die zuletzt durch Artikel 3 der Verordnung vom 19. März 2010 (BGBl. I S. 286) geändert worden ist.

Ritter L, Solomon KR, Forget J, Stemeroff M, O’Leary C (1995): An Assessment Report on: DDT-Aldrin-Dieldrin-Endrin-Chlordane-Heptachlor-Hexachlorobenzene-Mirex-Toxaphene-Polychlorinated Biphenyls-Dioxins and Furans. The International Programme on Chemical Safety (IPCS) within the framework of the Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals (IOMC). [<http://www.chem.unep.ch/pops/indxhtmls/asses0.html#TOC>]

Sellström U, Kierkegaard A, de Wit C, Jansson B (1998): Polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in sediment and fish from a Swedish river. *Environ Toxicol Chem* 17: 1065–1072

UNEP (2001): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Stockholm, 22 May 2001.

[<http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/The12InitialPOPs/tabid/296/Default.aspx>]

UNEP (2006a): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its second meeting. Addendum - Risk profile on perfluorooctane sulfonate. UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.5

UNEP (2006b): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its second meeting. Addendum - Risk profile on commercial pentabromodiphenyl ether. UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.1

UNEP (2007): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its third meeting. Addendum - Risk profile on commercial octabromodiphenyl ether. UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.6

UNEP (2010): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its third meeting. Addendum - Risk profile on hexabromocyclododecane. UNEP/POPS/POPRC.6/13/Add.2

UNEP (2012): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its eighth meeting. Addendum - Risk profile on hexachlorobutadiene. UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.2

UNEP (2013a): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Proposal to list dicofol in Annexes A, B and/or C to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. UNEP/POPS/POPRC.9/3

UNEP (2013b): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. SC-6/13: Listing of hexabromocyclododecane

UNEP (2013c): Minamata Convention on Mercury. United Nations Environment Programme. Geneva, Switzerland: Text agreed upon in UNEP(DTIE)/Hg/INC.5/3; January 13-19, 2013

UNEP (2016a): Dicofol Draft Risk Profile - Intersessional working group on dicofol. Persistent Organic Pollutants Review Committee

UNEP (2016b): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. SC-7/12: Listing of hexachlorobutadiene

UNEP (2017): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants UNEP/POPS/POPRC.13/7/Add.1. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its thirteenth meeting. Addendum. Risk management evaluation on dicofol.

UNEP (2018): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. [<https://chem.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx>]

Van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, de Vito M, Fraland W, Feeley M, Fiedler H, Hakansson H, Hanberg A, Haws L, Roes M, Safe S, Schrenk D, Tohyama C, Tritscher A, Tuomisto J, Tysklind M, Walker N, Peterson RE (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

WHO (2006): Concise International Chemical Assessment Document 70 – Heptachlor. First draft prepared by J. Kielhorn, S. Schmidt and I. Mangelsdorf. World Health Organization. ISBN 9241530707

6 Glossar

BG	Bestimmungsgrenze
dl-PCB	dioxinähnliche Polychlorierte Biphenyle
FG	Frischgewicht
HBCDD	Hexabromcyclododecan
HCB	Hexachlorbenzol
HCBD	Hexachlorbutadien
HCE	Heptachlorepoxyd
Hg	Quecksilber
HC	Heptachlor
log Kow	Logarithmus des n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten
Max	Maximum (hier: höchste Konzentration)
Min	Minimum (hier: niedrigste Konzentration)
MS	Messstelle
MW	Mittelwert
ndl-PCB	nicht-dioxinähnliche Polychlorierte Biphenyle
PBDE	Polybromierte Diphenylether
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane
PFOS	Perfluorooctansulfonsäure und ihre Derivate
RHmV	Deutsche Rückstandshöchstmengenverordnung
TEQ	Toxizitätsäquivalent
UQN	Umweltqualitätsnorm (hier: Umweltqualitätsnorm für Biota)
WHO	World Health Organisation (Weltgesundheitsorganisation)
WHO ₂₀₀₅ -TEQ	hier: Summe der Toxizität von 7 Dioxinen, 10 Furanen und 12 dl-PCB relativ zu dem sogenannten Seveso-Dioxin (2,3,7,8-TCDD). Die WHO hat 2005 diesen 29 Stoffen Faktoren entsprechend ihrer relativen Giftigkeit zugeordnet.

7 Anhang

7.1 Tabellen

Tabelle A1: Ausgewertete Messstellen

Tabelle A2: Schadstoffkonzentrationen in Fischen (Filet – Poolproben) an Messstellen im Rhein und Rheineinzugsgebiet und Vergleich mit den Biota-Umweltqualitätsnormen (UQN).

Tabelle A3: Deskriptive Kenndaten pro Fischart und Stoff. Datenbasis: Filet-Poolproben, 2014 + 2015, alle ausgewerteten Messstellen

7.2 Belastungskarten

Hg

Abb. A1-1: Hg-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotauge, Brassen/Güster) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A1-2: Hg-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A1-3: Hg-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotauge, Brassen/Güster) in Neckar, Kinzig, Lahn, Mosel, Saar, Sauer und Alzette in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A1-4: Hg-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) in Neckar, Kinzig, Mosel, Saar und Sauer in den Jahren 2014 und 2015.

PFOS

Abb. A2-1: PFOS-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotauge, Brassen/Güster) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A2-2: PFOS-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A2-3: PFOS-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotauge, Brassen/Güster) in Neckar, Kinzig, Lahn, Mosel, Saar, Sauer und Alzette in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A2-4: PFOS-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) in Neckar, Kinzig, Mosel, Saar und Sauer in den Jahren 2014 und 2015.

PCDD/F+dl-PCB

Abb. A3-1: PCDDF/+dl-PCB-Konzentrationen [WHO₂₀₀₅-TEQ exkl. BG pg/g FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotaugen, Brassen/Güster) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A3-2: PCDD/F+dl-PCB-Konzentrationen [WHO₂₀₀₅-TEQ exkl. BG pg/g FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A2-3: PCDDF/+dl-PCB-Konzentrationen [WHO₂₀₀₅-TEQ exkl. BG pg/g FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotaugen, Brassen/Güster) in Neckar, Kinzig, Lahn, Mosel, Saar, Sauer und Alzette in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A3-4: PCDD/F+dl-PCB-Konzentrationen [WHO₂₀₀₅-TEQ exkl. BG pg/g FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) in Neckar, Kinzig, Mosel, Saar und Sauer in den Jahren 2014 und 2015.

ndl-PCB

Abb. A4-1: ndl-PCB-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotaugen, Brassen/Güster) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A4-2: ndl-PCB-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A4-3: ndl-PCB-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotaugen, Brassen/Güster) in Neckar, Kinzig, Lahn, Mosel, Saar, Sauer und Alzette in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A4-4: ndl-PCB-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) in Neckar, Kinzig, Mosel, Saar und Sauer in den Jahren 2014 und 2015.

PBDE

Abb. A5-1: PBDE-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotaugen, Brassen/Güster) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A5-2: PBDE-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A5-3: PBDE-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotauge, Brassen/Güster) in Neckar, Kinzig, Lahn, Mosel, Saar, Sauer und Alzette in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A5-4: PBDE-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) in Neckar, Kinzig, Mosel, Saar und Sauer in den Jahren 2014 und 2015.

HBCDD

Abb. A6-1: HBCDD-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotauge, Brassen/Güster) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A6-2: HBCDD-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A6-3: HBCDD-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotauge, Brassen/Güster) in Neckar, Kinzig, Lahn, Mosel, Saar, Sauer und Alzette in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A6-4: HBCDD-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) in Neckar, Kinzig, Mosel, Saar und Sauer in den Jahren 2014 und 2015.

HCB

Abb. A7-1: HCB-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotauge, Brassen/Güster) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A7-2: HCB-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) an Messstellen im Rhein und in Rhein-Nebenflüssen in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A7-3: HCB-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in omnivoren Fischen (Döbel, Rotauge, Brassen/Güster) in Neckar, Kinzig, Lahn, Mosel, Saar, Sauer und Alzette in den Jahren 2014 und 2015.

Abb. A7-4: HCB-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG] in karnivoren Fischen (Zander, Flussbarsch) in Neckar, Kinzig, Mosel, Saar und Sauer in den Jahren 2014 und 2015.

7.3 Übersicht zusätzlicher niederländischer Daten zu subadulten Ganzfischen aus dem Deltarhein

7 Anhang

7.1	Tabellen.....	2
7.2	Belastungskarten	9
7.3	Übersicht zusätzlicher niederländischer Daten zu subadulten Ganzfischen aus dem Deltarhein (vgl. Foekema (2016))	37

7.1 Tabellen

Tabelle A1: Ausgewertete Messstellen

Gewässer	Fluss-km	Nation/ Land	Wasser- körper Nr.	Name der Messstelle	Anmerkungen
Alpenrhein / Bodensee					
Schussen		D/BW		Zufluss Bodensee	Alternative zu AT / Fussach
Rotach		D/BW		Zufluss Bodensee	Alternative zu AT / Bregenzer Ach
Hochrhein (Rhein-km 28-172, Bodensee – Basel)					
Rhein	40	D/BW	2-01	Öhningen	
Oberrhein (Rhein-km 172-530, Basel – Bingen)					
Rhein	208	D/BW + F	3-OR1	Breisach (Alter Rhein)	
Rhein	345	D/BW + F	3-OR4	Iffezheim -- Lauter	
Rhein	386	D/BW + F	3-OR5	Lauter -- Neckarmündung	Zusätzlich in Auswertung einbezogen
Rhein	415	D/RLP		uhb Neckarmündung	Alternative zu Worms
Weschnitz	5,1	D/HE		Biblis-Wattenheim	
Schwarzbach	1,1	D/HE		Trebur-Astheim	
Neckareinzugsgebiet (Fluss-km 428,16, Mündung in den Rhein)					
Neckar	270	D/BW	4-02	obh Filmündung	
Neckar	160	D/BW	4-03	Fils -- Enz	
Neckar	116	D/BW	4-04	Enz -- Kocher	
Neckar	15	D/BW	4-05	Kocher -- Rhein	
Maineinzugsgebiet (Fluss-km 496,63 Mündung in den Rhein)					
Main	8.0 – 8.2	D/HE	25	Rechts, km 8.0 – 8.2	
Kinzig	1,94	D/HE	26	Hanau	
Mittelrhein (Rhein-km 530 – 651, Bingen - Bonn)					
Rhein	555,5	D/RLP	13	St. Goar	Alternative zu Koblenz

Tabelle A1 (Fortsetzung): Ausgewertete Messstellen

Gewässer	Fluss-km	Nation/ Land	Wasser- körper Nr.	Name der Messstelle	Anmerkungen
Lahneinzugsgebiet (Fluss-km 137,3, Mündung in den Rhein)					
Lahn	119,6	D/HE	29	Oberbiel-Altenberg	
Lahn	57,5	D/HE	30	Limburg	
Mosel/Saar (Fluss-km 581,0, Mündung in den Rhein)					
Mosel	20	D/RLP	18	Stauhaltung Lehmen	Alternative zu Stauhaltung Koblenz
Saar	9	D/RLP	14	Stauhaltung Schoden	
Saar	49	D/SL		Fremersdorf	Zusätzlich in Auswertung einbezogen
Saar	93	D/SL + F		Güdingen/Grosbliederstroff	Zusätzlich in Auswertung einbezogen
Sauer	12	D/RLP + L	16	Wintersdorf	Alternative zu Wasserbillig
Alzette	48,5	L	56	Ettelbrück	
Mosel	166	D/RLP		Detzem	Zusätzlich in Auswertung einbezogen
Mosel	230 R	D/RLP + F + L	15	Palzem	
Mosel	319	F		Vandières	Zusätzlich in Auswertung einbezogen
Mosel	345	F		Millery	Zusätzlich in Auswertung einbezogen
Mosel	360	F		Liverdun	Zusätzlich in Auswertung einbezogen
Niederrhein (Rhein-km 651-856, Bonn-Bimmen)					
Rhein	640	D/NRW	32	Bad Honnef bis Rhöndorf	
Wupper	5,4	D/NRW	37	Opladen	
Ruhr	14,3	D/NRW	38	5km ohb Mündung in Rhein	
Lippe	3,7	D/NRW	39	Wesel	
Rhein	865	D/NRW	35	Kleve-Bimmen bis Emmerich	
Deltarhein (Rhein-km 860-1032, Lobith – Hoek van Holland)					
Deltarhein	992	NL		Hollands Diep	
Deltarhein	999	NL		Ketelmeer	
Deltarhein	1034	NL		IJsselmeer	

Legende:

D = Deutschland
 F = Frankreich
 NL = Niederlande
 L = Luxemburg

BW = Baden-Württemberg
 HE = Hessen
 NRW = Nordrhein-Westfalen
 RLP = Rheinland-Pfalz
 SL = Saarland

Tabelle A2: Schadstoffkonzentrationen in Fischen (Filet – Poolproben, gemessene Konzentrationen bezogen auf Frischgewicht) an Messstellen im Rhein und Rheineinzugsgebiet und Vergleich mit den Biota-Umweltqualitätsnormen (UQN). Faktor: Grad der UQN-Überschreitung (fett: höchste Überschreitung). Orange: UQN; dunkel-orange: Lebensmittel-Höchstgehalt; rot: > UQN; grün: < UQN; gelb: BG > UQN: keine Aussage möglich; n.n.: nicht nachgewiesen.

Gewässer	Fangort	Fischart	MW Länge	Fettgehalt	Hg Filet	Faktor	Hg Ganzfisch	Faktor	PFOS	Faktor	PCDD/F+dI-PCB	Faktor	PCDD/F+dI-PCB	Faktor	ndI-PCB	Faktor	PBDE	Faktor	HBCDD	Faktor	HCB	Faktor	HCBD	Faktor	HC+HCE	Faktor	Dicofol
					µg/kg		µg/kg		µg/kg		inkl. BG pg/g		exkl. BG pg/g		µg/kg		µg/kg		µg/kg		µg/kg		µg/kg		µg/kg		µg/kg
			cm	%	20		20		9.1		6.50		6.50		75		0.0085		167		10		55		0.0067		33
					µg/kg		µg/kg		µg/kg		inkl. BG pg/g		exkl. BG pg/g		µg/kg		µg/kg		µg/kg		µg/kg		µg/kg		µg/kg		µg/kg
Schussen	Schussen	Döbel	22.6	1.2	49	2.5	36.26	1.8	1.3		0.42		0.34		6.1		0.31	36	0.33	0.47		< BG		0.0471	7.0	< BG	
Rotach	Rotach	Döbel	24.9	1.2	69	3.5	51.1	2.6	1.7		0.55		0.47		4.5		0.29	34	0.31	0.08		< BG		< BG		< BG	
Rhein	Öhningen	Rotaug	23.6	1.7	130	6.5	96.2	4.8	4.0		0.40		0.31		5.0		0.41	48	0.31	0.13		< BG		< BG		< BG	
Rhein	Öhningen	Flussbarsch	21.6	0.8	75	3.8	55.5	2.8	29.0	3.2	0.43		0.34		3.6		0.20	24	0.07	< BG		< BG		< BG		< BG	
Rhein	Breisach	Döbel	17.0		87	4.4	64.4	3.2	19.2	2.1	1.44		0.97		7.9		0.71	83	0.50	1.65		< BG		< BG		< BG	
Rhein	Breisach	Döbel	19.9	2.4	50	2.5	37.0	1.9	4.0		0.91		0.84		8.5		0.53	62	0.35	0.31		0.15		< BG		< BG	
Rhein	Breisach	Rotaug	17.3	2.4	54	2.7	40.0	2.0	7.2		0.48		0.40		5.2		0.41	49	0.23	0.37		0.16		< BG		< BG	
Rhein	Iffezheim-Lauter	Flussbarsch	19.1	0.6	12		8.9		17.1	1.9	0.47		0.41		10.4		0.18	21	0.12	0.29		0.03		< BG		< BG	
Rhein	Lauter-Neckar	Rotaug	20.2	1.4	61	3.1	45.1	2.3	10.8	1.2	0.50		0.44		8.6		0.37	44	0.26	0.59		< BG		0.0188	2.8	< BG	
Rhein	Lauter-Neckar	Rotaug	20.0	1.2	53	2.7	39.2	2.0	3.7		0.84		0.80		15.8		0.35	41	0.34	0.69		0.17		< BG		< BG	
Rhein	uhb Neckarmündung	Rotaug	20.3	2.2	140	7.0	104	5.2	83.9	9.2	2.37		2.12		30.2		1.06	124	0.73	2.09		< BG		0.0262	3.9	< BG	
Rhein	uhb Neckarmündung	Flussbarsch	17.5	0.9	190	9.5	141	7.0	33.5	3.7	1.46		1.20		17.1		0.87	103	0.83	1.51		< BG		< BG		< BG	
Rhein	St. Goar	Rotaug	19.5	2.0	63	3.2	46.6	2.3	8.1		4.86		4.62		61.9		2.45	288	6.54	2.14		0.37		0.0223	3.3	< BG	
Rhein	St. Goar	Flussbarsch	20.4	0.9	190	9.5	141	7.0	17.2	1.9	3.42		3.17		38.0		1.77	208	4.09	1.18		< BG		< BG		< BG	
Rhein	Bad Honnef	Döbel	25.7	2.1	61.8	3.1	45.7	2.3	11.8	1.3	2.36		2.36		29.0		1.13	133	3.15	2.08		0.05		0.046	6.9	< BG	
Rhein	Kleve-Bimmen	Brassen	18.9	0.6	46.3	2.3	34.3	1.7	18.9	2.1	2.38		2.38		60.0		2.07	243	2.99	1.43		0.22		0.0292	4.4	< BG	
Hollands Diep	Hollands Diep	Rotaug	30.1	2.8	72	3.6	53.3	2.7	6.8		5.53				170	2.3	3.26	384	2.90	3.50		0.30		< BG		< BG	
Hollands Diep	Hollands Diep	Zander	39.4	0.9	120	6.0	88.8	4.4	17.0	1.9	1.45				35.5		1.46	172	0.06	0.80		< BG		< BG		< BG	
Ketelmeer	Ketelmeer	Rotaug	24.5	3.0	77	3.9	57.0	2.8	6.4		2.19				49.5		1.59	187	1.70	1.60		< BG		< BG		< BG	
Ketelmeer	Ketelmeer	Rotaug	15.8	2.2	42	2.1	31.1	1.6	4.9		3.12				75.2	1.0	2.45	288	2.60	2.50		< BG		< BG		< BG	
Ketelmeer	Ketelmeer	Brassen	17.8	1.3	50	2.5	37.0	1.9	26.0	2.9	2.01				36.6		1.27	149	0.80	1.60		< BG		< BG		< BG	
Ketelmeer	Ketelmeer	Flussbarsch	20.7	1.1	120	6.0	88.8	4.4	15.0	1.6	1.01				20.4		0.93	109	< BG	0.80		< BG		< BG		< BG	
Ketelmeer	Ketelmeer	Flussbarsch	11.7	1.3	72	3.6	53.3	2.7	23.0	2.5	1.58				35.7		1.44	169	1.10	1.00		< BG		< BG		< BG	
Ketelmeer	Ketelmeer	Zander	34.0	0.8	160	8.0	118	5.9	21.0	2.3	0.84				21.7		0.68	80	< BG	0.60		< BG		< BG		< BG	
Ketelmeer	Ketelmeer	Zander	17.7	0.9	100	5.0	74.0	3.7	20.0	2.2	1.39				45.2		1.74	205	0.80	0.90		< BG		0.09	13	< BG	
IJsselmeer	IJsselmeer	Rotaug	24.6	2.4	120	6.0	88.8	4.4	22.0	2.4	0.44				2.8		n.n.		< BG	0.20		< BG		< BG		< BG	
IJsselmeer	IJsselmeer	Flussbarsch	23.6	1.7	150	7.5	111	5.6	49.0	5.4	0.42				3.9		0.18	21	< BG	0.20		< BG		< BG		< BG	

Tabelle A2 (Fortsetzung): Schadstoffkonzentrationen in Fischen (Filet – Poolproben, gemessene Konzentrationen bezogen auf Frischgewicht) an Messstellen im Rhein und Rheineinzugsgebiet und Vergleich mit den Biota-Umweltqualitätsnormen (UQN). Faktor: Grad der UQN-Überschreitung (fett: höchste Überschreitung). Orange: UQN; dunkel-orange: Lebensmittel-Höchstgehalt; rot: > UQN; grün: < UQN; gelb: BG > UQN: keine Aussage möglich.

Gewässer	Fangort	Fischart	MW Länge	Fettgehalt	Hg Filet	Faktor	Hg Ganzfisch	Faktor	PFOS	Faktor	PCDD/F+dl-PCB	PCDD/F+dl-PCB	ndl-PCB	PBDE	Faktor	HBCDD	HCB	Faktor	HCBD	HC+HCE	Faktor	Dicofol
			cm	%	20		20		9.1		6.50	6.50	75	0.0085		167	10		55	0.0067		33
					µg/kg		µg/kg		µg/kg		inkl. BG pg/g	exkl. BG pg/g	µg/kg	µg/kg		µg/kg	µg/kg		µg/kg	µg/kg		µg/kg
Neckar	WK4-02	Flussbarsch	17.8	1.4	46	2.3	34.0	1.7	6.3		0.59	0.52	5.3	0.66	78	0.30	0.10		< BG	< BG		< BG
Neckar	WK 4-02	Döbel	22.3	0.8	40	2.0	29.6	1.5	4.0		0.31	0.23	6.4	0.42	49	0.51	0.12		< BG	< BG		< BG
Neckar	WK 4-03	Döbel	19.1	1.2	36	1.8	26.6	1.3	4.7		0.89	0.81	16.1	1.17	138	0.90	0.20		< BG	< BG		< BG
Neckar	WK 4-03	Döbel	21.7	1.3	71	3.6	52.5	2.6	3.7		1.32	1.27	22.7	1.65	194	1.18	0.22		0.04	< BG		< BG
Neckar	WK 4-03	Rotaugen	19.2	0.6	88	4.4	65.1	3.3	2.9		0.69	0.61	22.4	0.47	55	0.42	0.08		< BG	< BG		< BG
Neckar	WK 4-04	Rotaugen	23.9	2.5	64	3.2	47.4	2.4	3.7		3.01	2.98	49.0	3.84	452	2.35	0.35		< BG	0.0318	4.7	< BG
Neckar	WK 4-04	Döbel	18.8	0.8	31	1.6	22.9	1.1	3.0		0.60	0.52	9.3	0.31	36	0.26	0.06		< BG	< BG		< BG
Neckar	WK 4-05	Döbel	20.5	1.8	36	1.8	26.6	1.3	4.0		1.20	1.15	23.6	1.29	152	0.95	0.28		< BG	< BG		< BG
Neckar	WK 4-05	Döbel	21.8	0.8	29	1.5	21.5	1.1	2.9		0.41	0.33	7.5	0.20	23	0.25	0.09		< BG	< BG		< BG
Weschnitz	Einhausen-Ost	Döbel	18.0	0.5	63	3.2	46.6	2.3	3.6			0.93				< BG	15.0	1.5	< BG	< BG		< BG
Weschnitz	Einhausen-Ost	Döbel		2.1	39.3	2.0	29.1	1.5	6.1			1.54		2.21	260	0.57	0.16		< BG	< BG		< BG
Schwarzbach	Trebur-Ost	Rotaugen	18.0	0.7	160	8.0	118	5.9	10.0	1.1		2.47				< BG	14.0	1.4	< BG	< BG		< BG
Schwarzbach	Trebur-Ost	Flussbarsch		0.8	250	12.5	185	9.3	33.6	3.7		1.14		0.81	95	0.59	0.10		< BG	< BG		< BG
Main	rechts km 8,0 -8,2	Döbel	20.0	2.2	67,1	3.4	49,7	2,5	17,4	1,9		2,69		1,84	216	1,07	0,93		0,08	< BG		< BG
Main	rechts km 8,0 -8,2	Flussbarsch	19,0		118	5,9	87,3	4,4	33,2	3,6		2,50		1,66	195	0,59	0,42		0,12	< BG		< BG
Kinzig	Hanau	Flussbarsch	16,0	0,4	79	4,0	58,5	2,9	2,4			0,50				< BG	5,90		< BG	< BG		< BG
Kinzig	Hanau	Döbel		5,3	33,8	1,7	25,0	1,3	3,2			0,93		1,48	174	0,60	0,53		< BG	< BG		< BG
Kinzig	Hanau	Flussbarsch		1,1	101	5,1	74,7	3,7	9,6	1,1		1,37		1,33	156	0,61	0,16		< BG	< BG		< BG
Lahn	Oberbiel-Altendorf	Brassen	20,0	3,5	100	5,0	74,0	3,7	1,4			3,40				< BG	16,0	1,6	< BG	< BG		< BG
Lahn	Oberbiel-Altendorf	Rotaugen	18,0	2,8	71,6	3,6	53,0	2,6	7,1			2,13		1,68	198	1,15	0,37		< BG	< BG		< BG
Lahn	Oberbiel-Altendorf	Döbel	22,0	0,7	48	2,4	35,5	1,8	8,0			1,07		0,71	83	0,26	0,13		< BG	< BG		< BG
Lahn	Limburg	Rotaugen	17,0	3,1	170	8,5	126	6,3	4,3			2,04				< BG	11,0	1,1	< BG	< BG		< BG

Tabelle A2 (Fortsetzung): Schadstoffkonzentrationen in Fischen (Filet – Poolproben, gemessene Konzentrationen bezogen auf Frischgewicht) an Messstellen im Rhein und Rheineinzugsgebiet und Vergleich mit den Biota-Umweltqualitätsnormen (UQN). Faktor: Grad der UQN-Überschreitung (fett: höchste Überschreitung. Orange: UQN; dunkel-orange: Lebensmittel-Höchstgehalt; rot: > UQN; grün: < UQN; gelb: BG > UQN: keine Aussage möglich.

Gewässer	Fangort	Fischart	MW Länge	Fettgehalt	Hg Filet	Faktor	Hg Ganzfisch	Faktor	PFOS	Faktor	PCDD/F+dl-PCB	PCDD/F+dl-PCB	ndl-PCB	Faktor	PBDE	Faktor	HBCDD	HCB	HCBD	HC+HCE	Faktor	Dicofol
					20		20		9.1		6.50	6.50	75		0.0085		167	10	55	0.0067		33
			cm	%	µg/kg		µg/kg		µg/kg		inkl. BG pg/g	exkl. BG pg/g	µg/kg		µg/kg		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg		µg/kg
Mosel	Liverdun	Güster	19.6	4.4	100	5.0	74.0	3.7	9.0	1.0	6.34	6.11	142	1.9	5.22	614	0.77	0.35	< BG	< BG		< BG
Mosel	Liverdun	Rotaugen	19.8	2.1	57	2.9	42.2	2.1	6.1		2.52	2.28	64.2		2.31	272	0.33	< BG	< BG	< BG		< BG
Mosel	Liverdun	Döbel	22.5	0.8	68	3.4	50.3	2.5	5.4		3.11	2.85	87.0	1.2	1.42	167	0.25	< BG	< BG	< BG		< BG
Mosel	Liverdun	Zander	39.5	1.1	150	7.5	111	5.6	6.0		2.22	1.95	47.4		2.15	253	0.26	< BG	< BG	< BG		< BG
Mosel	Liverdun	Flussbarsch	19.2	1.1	120	6.0	88.8	4.4	24.5	2.7	2.12	1.84	38.9		2.17	255	0.18	< BG	< BG	< BG		< BG
Mosel	Liverdun	Flussbarsch	23.8	1.5	230	11.5	170	8.5	10.3	1.1	2.88	2.62	71.8		3.26	384	0.38	< BG	< BG	< BG		< BG
Mosel	Millery	Zander	25.9	1.1	160	8.0	118	5.9	11.5	1.3	1.45	0.36	38.5		9.50	1118	0.24	< BG	< BG	< BG		< BG
Mosel	Millery	Flussbarsch	19.1	1.4	170	8.5	126	6.3	13.8	1.5	1.10	0.68	68.2		16.5	1941	0.37	< BG	< BG	< BG		< BG
Mosel	Millery	Rotaugen	19.0	2.2	42	2.1	31.1	1.6	7.6		2.32	2.06	69.6		5.79	681	0.35	< BG	< BG	< BG		< BG
Mosel	Millery	Güster	18.1	3.7	99	5.0	73.3	3.7	9.8	1.1	4.62	4.01	116	1.5	16.7	1965	0.79	0.29	< BG	< BG		< BG
Mosel	Vandières	Rotaugen	19.5	1.9	35	1.8	25.9	1.3	8.0		0.92	0.64	20.6		2.07	244	0.12	< BG	< BG	< BG		< BG
Mosel	Vandières	Rotaugen	25.7	3.3	50	2.5	37.0	1.9	9.0	1.0	1.45	1.19	36.5		3.93	462	0.28	< BG	< BG	< BG		< BG
Mosel	Vandières	Rotaugen	21.8	1.9	55	2.8	40.7	2.0	8.3		1.23	0.95	30.4		3.07	361	0.18	< BG	< BG	< BG		< BG
Mosel	Vandières	Döbel	22.2	1.2	43	2.2	31.8	1.6	6.3		1.58	1.31	31.5		2.09	246	0.22	< BG	< BG	< BG		< BG
Mosel	Palzem	Flussbarsch	18.1	1.0	160	8.0	118	5.9	57.8	6.4	1.23	0.95	26.5		1.00	118	0.45	0.08	< BG	< BG		< BG
Mosel	Palzem	Rotaugen	19.0	1.5	12		8.9		21.0	2.3	0.91	0.63	12.5		0.58	68	0.41	0.22	< BG	< BG		< BG
Mosel	Detzem	Rotaugen	18.4	2.0	11		8.1		9.3	1.0	1.04	0.75	11.0		1.12	131	0.53	0.26	< BG	< BG		< BG
Mosel	Detzem	Flussbarsch	18.7	1.2	170	8.5	126	6.3	36.3	4.0	1.89	1.63	31.4		3.49	411	1.33	0.18	< BG	< BG		< BG
Mosel	Detzem	Döbel	20.4	0.8	18		13.3		9.0	1.0	0.85	0.57	10.1		0.80	94	0.50	0.13	< BG	< BG		< BG
Mosel	Lehmen	Flussbarsch	21.4	0.9	180	9.0	133	6.7	22.3	2.5	1.62	1.37	24.1		1.96	230	1.07	0.20	< BG	< BG		< BG
Mosel	Lehmen	Rotaugen	20.4	2.1	17		12.6		6.2		0.94	0.64	8.9		0.77	91	0.43	0.40	< BG	< BG		< BG
Wupper	Opladen	Rotaugen	13.3	2.3	52.3	2.6	38.7	1.9	11.2	1.2	2.71	2.07	167	2.2	2.80	329	3.85	2.50	1.23	0.08	12	< BG
Ruhr	5km ohb Mdg	Döbel	19.1	2.1	27.9	1.4	20.6	1.0	10.9	1.2	6.07	2.66	60.0		1.48	174	0.63	0.39	0.14	0.208	31	< BG
Lippe	Wesel	Döbel	29.3	1.1	89.2	4.5	66.0	3.3	6.7		1.61	1.60	28.0		10.3	1206	1.29	0.46	11.50	0.02	3.0	< BG
Saar	Güdingen	Döbel	21.7	1.4	93	4.7	68.8	3.4	3.3		1.97	1.74	28.2		3.30	388	2.60	< BG	< BG	< BG		< BG
Saar	Güdingen	Rotaugen	20.0	2.1	100	5.0	74.0	3.7	4.4		3.05	2.80	29.5		7.48	880	5.60	< BG	< BG	< BG		< BG
Saar	Fremersdorf	Flussbarsch	19.9	1.1	80	4.0	59.2	3.0	11.2	1.2	2.42	2.15	36.7		9.20	1082	1.77	0.23	< BG	0.0189	2.8	< BG
Saar	Fremersdorf	Döbel	23.0	1.4	58	2.9	42.9	2.1	3.9		1.85	1.58	23.6		4.21	496	1.64	0.21	< BG	< BG		< BG
Saar	Fremersdorf	Rotaugen	19.4	2.0	35	1.8	25.9	1.3	5.5		2.04	1.75	24.6		5.99	705	1.94	0.27	< BG	0.0198	3.0	< BG
Saar	Schoden	Flussbarsch	21.0	1.1	98	4.9	72.5	3.6	12.9	1.4	1.85	1.60	24.6		7.57	890	1.59	0.25	< BG	0.021	3.1	< BG
Saar	Schoden	Rotaugen	18.6	2.0	11		8.1		4.0		1.22	0.95	14.3		4.46	525	1.29	0.40	< BG	0.022	3.3	< BG
Sauer	Wintersdorf	Rotaugen	18.6	1.9	48	2.4	35.5	1.8	3.3		0.74	0.46	6.8		0.89	105	1.28	0.20	< BG	0.0219	3.3	< BG
Sauer	Wintersdorf	Flussbarsch	17.7	0.8	100	5.0	74.0	3.7	12.7	1.4	1.09	0.83	11.9		1.36	161	1.44	0.17	< BG	0.0235	3.5	< BG
Alzette	Ettelbrück	Rotaugen	22.0	2.1	82	4.1	60.7	3.0	2.5		1.05	0.79	8.7		1.53	180	2.14	0.36	< BG	0.0448	6.7	< BG
Alzette	Ettelbrück	Döbel	22.0	1.8	39	2.0	28.9	1.4	3.2		0.88	0.60	7.2		0.85	100	1.55	0.24	< BG	0.0296	4.4	< BG

Tabelle A3: Deskriptive Kenndaten pro Fischart und Stoff. Datenbasis: Filet-Poolproben, 2014 + 2015, alle ausgewerteten Messstellen

		Fett- gehalt %	Hg [µg/kg]	PFOS [µg/kg]	PCDD/F+dl- PCB inkl. BG [§] [pg/g WHO ₂₀₀₅ -TEQ]	PCDD/F+dl- PCB exkl. BG [§] [pg/g WHO ₂₀₀₅ - TEQ]	ndl-PCB inkl. BG [§] [µg/kg]	PBDE [µg/kg]	HBCDD [µg/kg]	HCB [µg/kg]	HCBD [µg/kg]
Döbel	N	23	24	24	19	24	19	23	24 (1<BG)*	24 (3<BG)*	24 (18<BG)
	MW	1,52	52,0	6,13	1,31	1,22	22,0	1,68	1,04	1,01	1,99
	SD	0,99	20,7	4,60	0,80	0,78	20,9	2,11	1,13	3,02	4,66
	Minimum	0,50	18,0	1,25	0,31	0,23	4,47	0,20	0,22	0,06	0,04
	Q1	0,80	36,0	3,28	0,72	0,59	7,74	0,62	0,33	0,15	0,05
	Median	1,20	48,5	4,02	1,20	1,02	16,1	1,17	0,59	0,21	0,11
	Q3	1,93	67,3	7,03	1,73	1,59	28,1	1,75	1,21	0,46	0,15
	Maximum	5,27	93,0	19,2	3,11	2,85	87,0	10,3	5,00	15,0	11,5
Rotauge	N	29	29	29	26	25	26	27	29 (3<BG)*	29 (6<BG)*	29 (24<BG)
	MW	2,08	68,0	10,1	1,92	1,64	38,5	2,26	1,67	1,56	0,45
	SD	0,62	42,2	14,9	1,57	1,40	43,9	1,95	1,86	3,19	0,45
	Minimum	0,60	11,0	2,53	0,40	0,31	2,76	0,00	0,12	0,08	0,16
	Q1	1,90	42,0	4,30	0,86	0,64	9,42	0,67	0,33	0,20	0,17
	Median	2,10	57,0	6,80	1,23	0,95	23,5	1,68	0,73	0,36	0,30
	Q3	2,40	82,0	8,96	2,48	2,13	49,4	3,17	2,35	1,60	0,37
	Maximum	3,30	170	83,9	6,07	6,07	170	7,48	6,54	14,00	1,23
Brassen/Güster [#]	N	5	5	5	4	4	4	4	5 (1<BG)*	5	5 (4<BG)
	MW	2,71	79,1	13,0	3,84	3,98	88,7	6,31	2,07	3,93	-
	SD	1,64	28,3	9,55	2,03	1,57	48,7	7,13	1,90	6,77	-
	Minimum	0,64	46,3	1,40	2,01	2,38	36,6	1,27	0,77	0,29	-
	Q1	1,30	50,0	8,96	2,29	3,15	54,2	1,87	0,79	0,35	-
	Median	3,50	99,0	9,78	3,50	3,71	88,0	3,64	0,80	1,43	-
	Q3	3,70	100	18,9	5,05	4,54	123	8,09	2,99	1,60	-
	Maximum	4,40	100	26,0	6,34	6,11	142	16,7	5,00	16,0	0,22

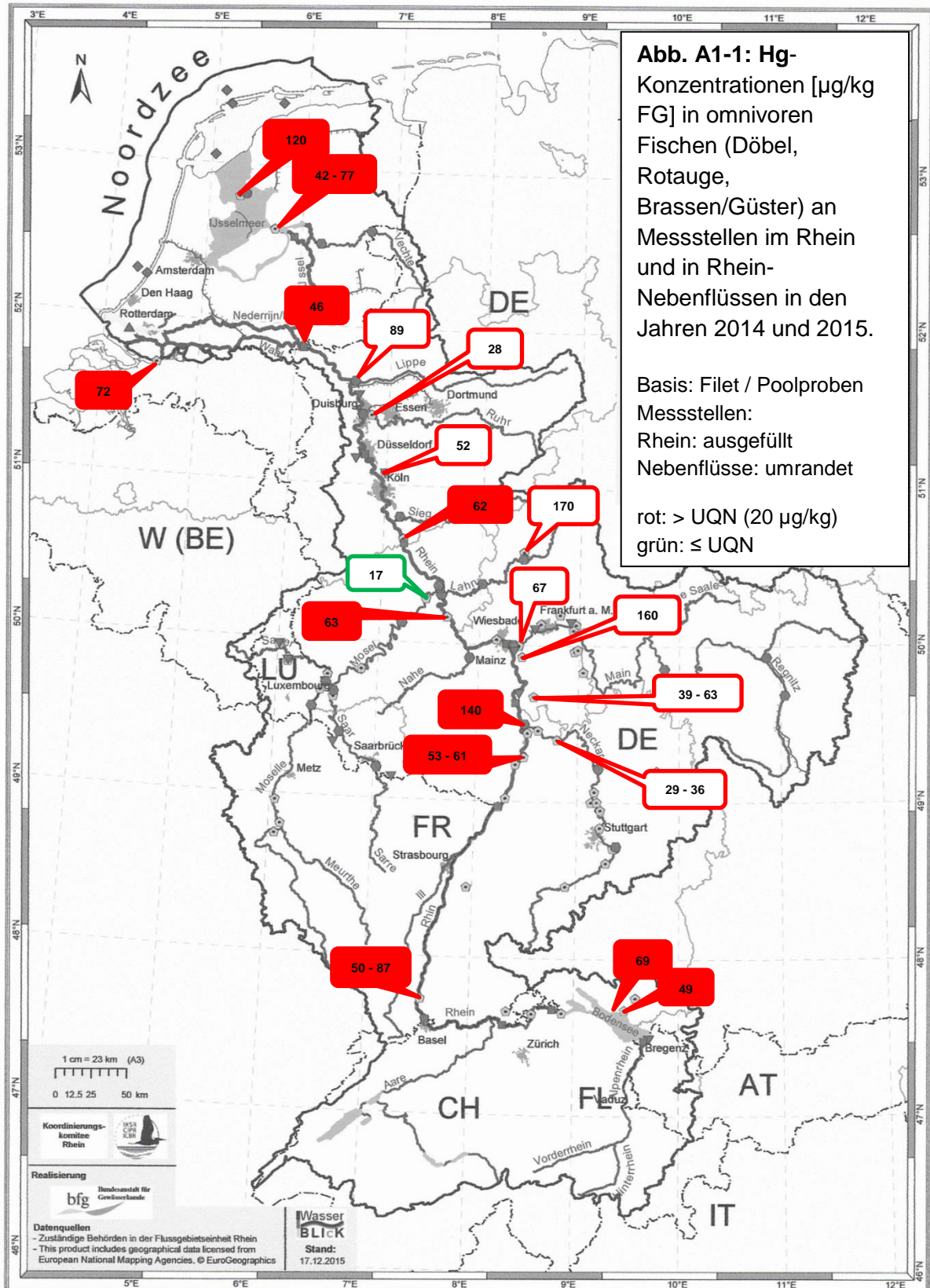
[§] inkl. BG: bei Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) wird die Bestimmungsgrenze als Wert in die Summenbildung einbezogen; exkl. BG: Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze werden bei der Summenbildung nicht berücksichtigt; * Werte < BG wurden als 0,5*BG gewertet; # Brassen und Güster sind hier zusammengefasst, da Mischformen existieren und eine eindeutige Abgrenzung nicht immer möglich war.

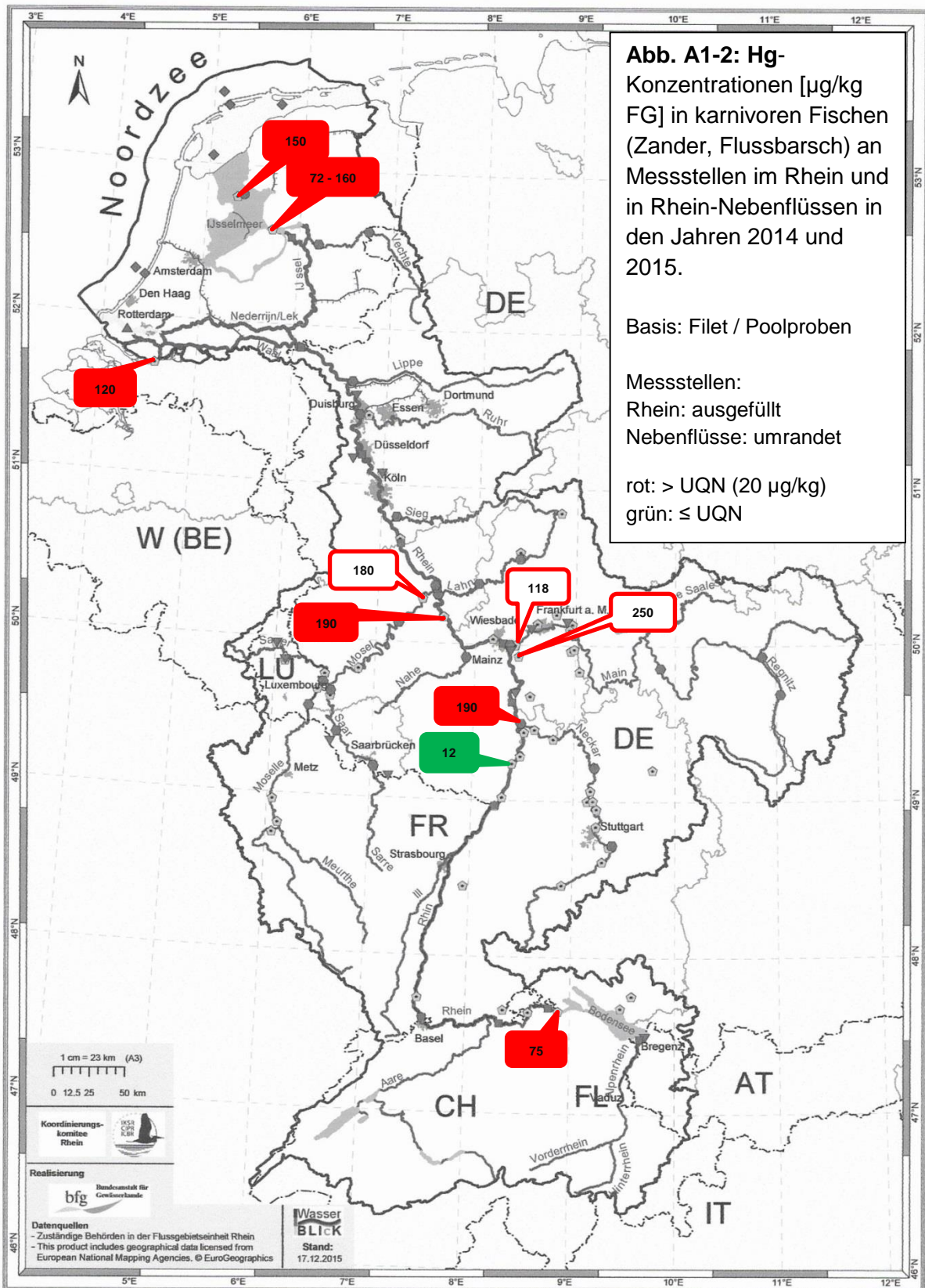
Tabelle A3 (Fortsetzung): Deskriptive Kenndaten pro Fischart und Stoff, Datenbasis: Filet-Poolproben, 2014 + 2015, alle ausgewerteten Messstellen

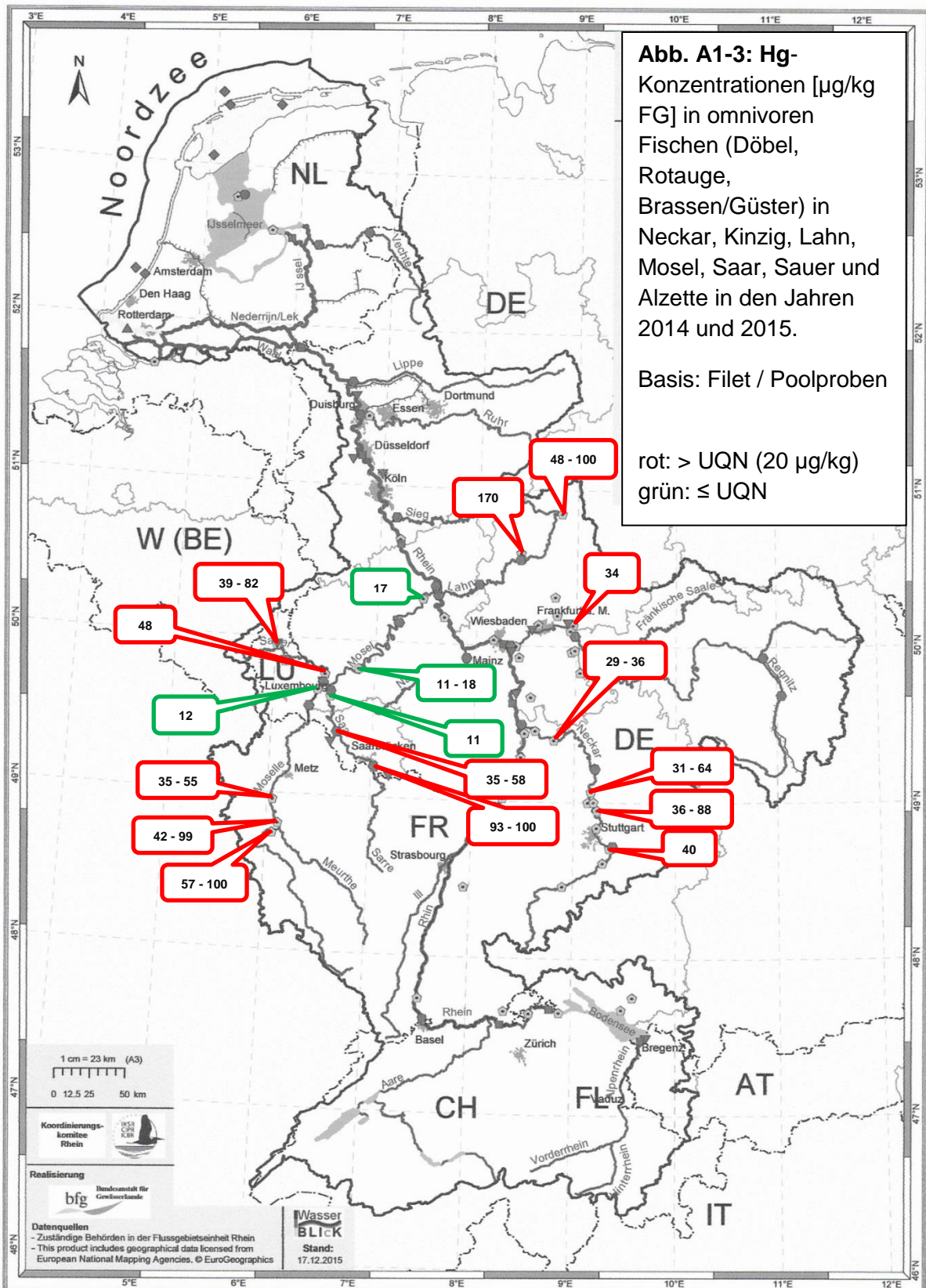
		Fett- gehalt %	Hg [µg/kg]	PFOS [µg/kg]	PCDD/F+dl- PCB inkl. BG [§] [pg/g WHO ₂₀₀₅ - TEQ]	PCDD/F+dl- PCB exkl. BG [§] [pg/g WHO ₂₀₀₅ - TEQ]	ndl-PCB inkl. BG [§] [µg/kg]	PBDE [µg/kg]	HBCDD [µg/kg]	HCB [µg/kg]	HCBD [µg/kg]
Zander	N	5	5	5	5	2	5	5	5 (2<BG)*	5 (2<BG)*	6 (6<BG)
	MW	0,96	138	15,09	1,47	1,15	37,7	3,11	0,27	0,52	-
	SD	0,13	26,8	6,30	0,49	1,13	10,2	3,61	0,31	0,35	-
	Minimum	0,80	100	5,96	0,84	0,36	21,7	0,68	0,02	0,15	-
	Q1	0,90	120	11,5	1,39	0,76	35,5	1,46	0,06	0,17	-
	Median	0,90	150	17,0	1,45	1,15	38,5	1,74	0,24	0,60	-
	Q3	1,10	160	20,0	1,45	1,55	45,2	2,15	0,26	0,80	-
	Maximum	1,10	160	21,0	2,22	1,95	47,4	9,50	0,80	0,90	-
Flussbarsch	N	20	21	21	17	18	17	20	21 (3<BG)*	21 (4<BG)*	21 (19<BG)
	MW	1,33	129	22,4	1,50	1,38	27,6	2,83	1,04	0,63	-
	SD	1,32	60,9	14,2	0,86	0,82	19,9	3,98	1,29	1,27	-
	Minimum	0,40	12,0	2,40	0,42	0,34	3,57	0,18	0,02	0,02	0,01
	Q1	0,90	80,0	12,7	1,01	0,72	11,9	0,86	0,30	0,15	-
	Median	1,10	120	17,2	1,46	1,29	24,6	1,40	0,59	0,20	-
	Q3	1,30	170	33,2	1,89	1,79	36,7	2,44	1,33	0,42	-
	Maximum	1,70	250	57,8	3,42	3,17	71,8	16,50	5,00	5,90	0,25

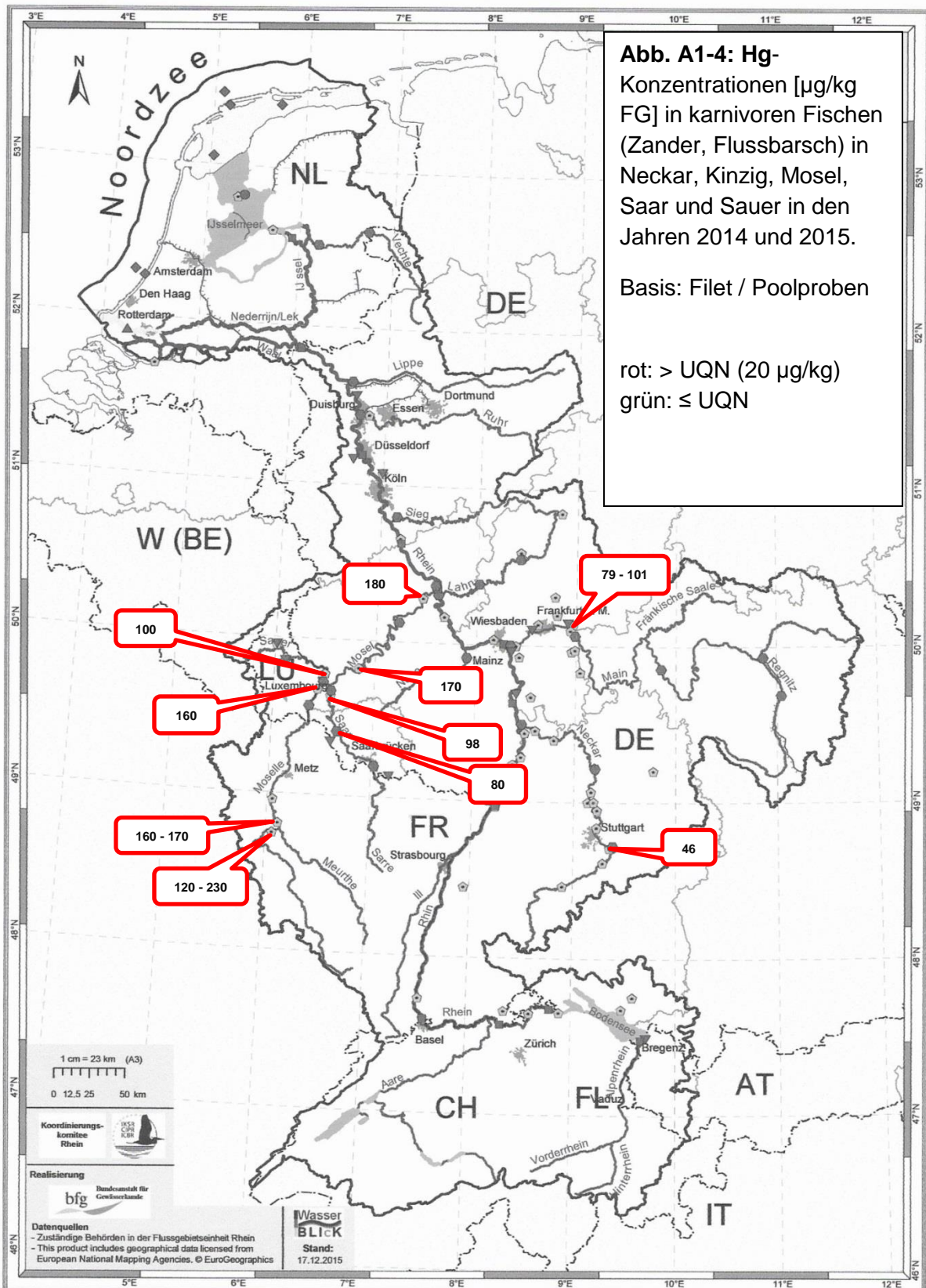
[§] inkl. BG: bei Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) wird die Bestimmungsgrenze als Wert in die Summenbildung einbezogen; exkl. BG: Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze werden bei der Summenbildung nicht berücksichtigt; * Werte < BG wurden als 0,5*BG gewertet; # Brassens und Güster sind hier zusammengefasst, da Mischformen existieren und eine eindeutige Abgrenzung nicht immer möglich war.

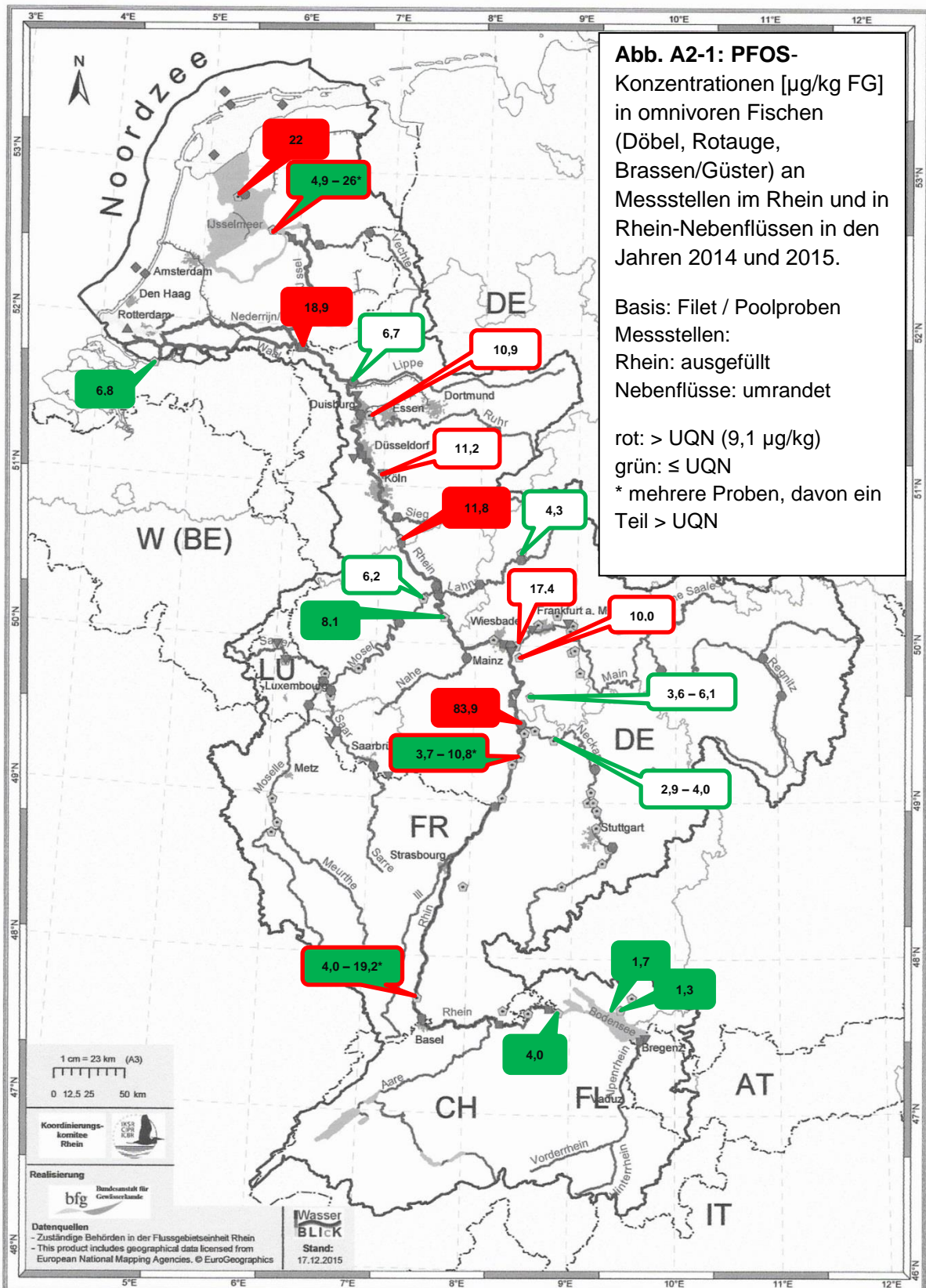
7.2 Belastungskarten

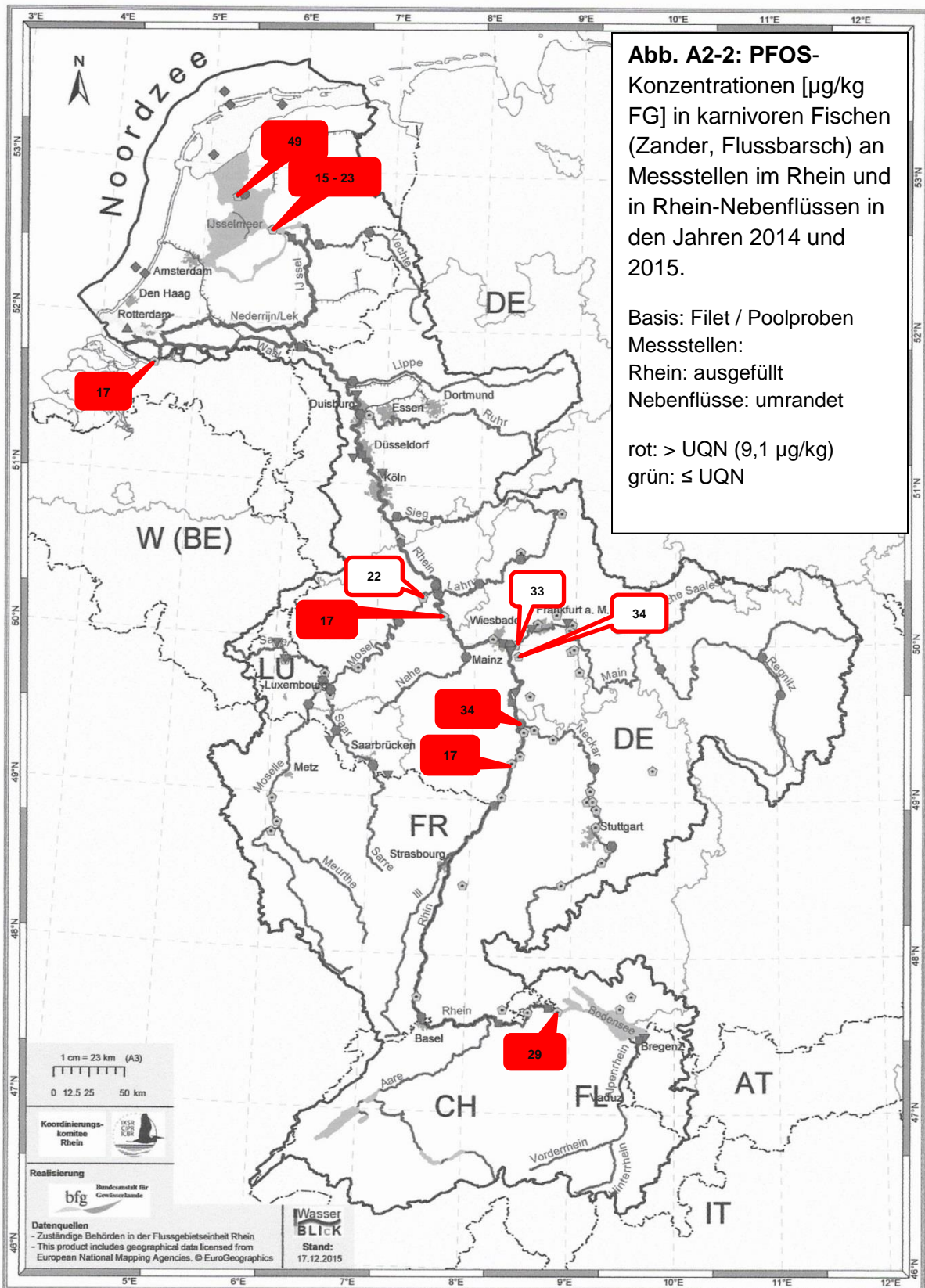


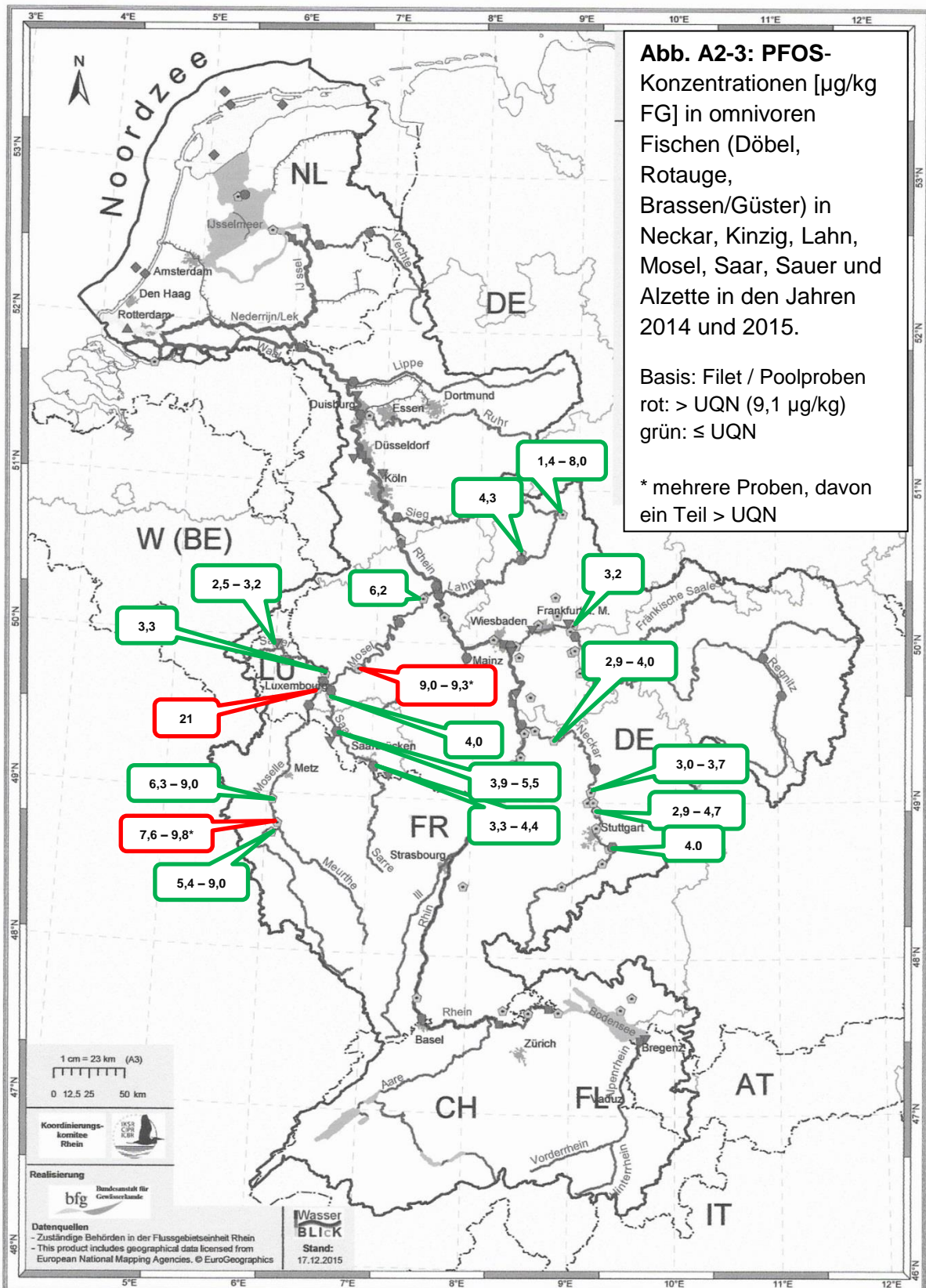


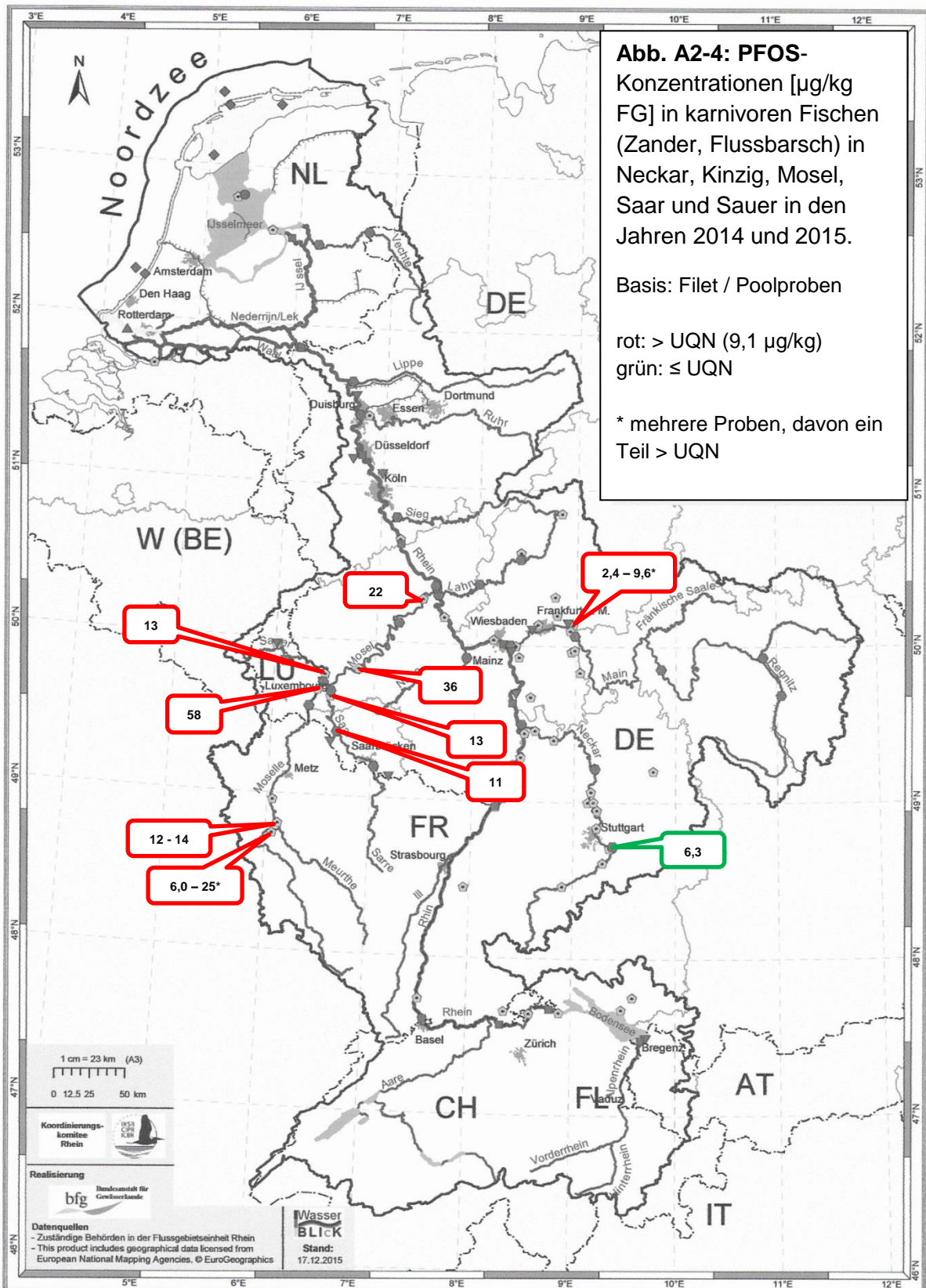


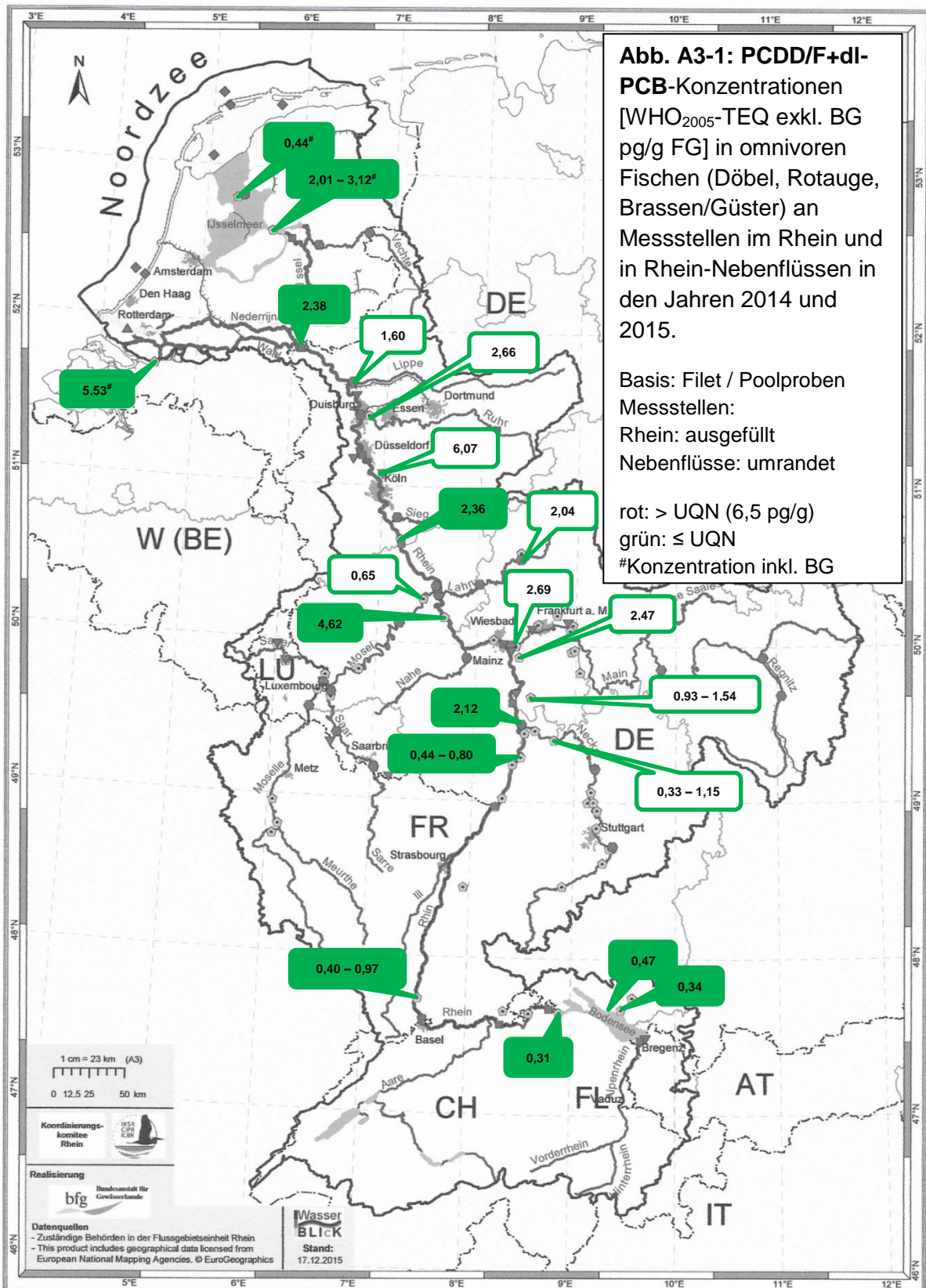


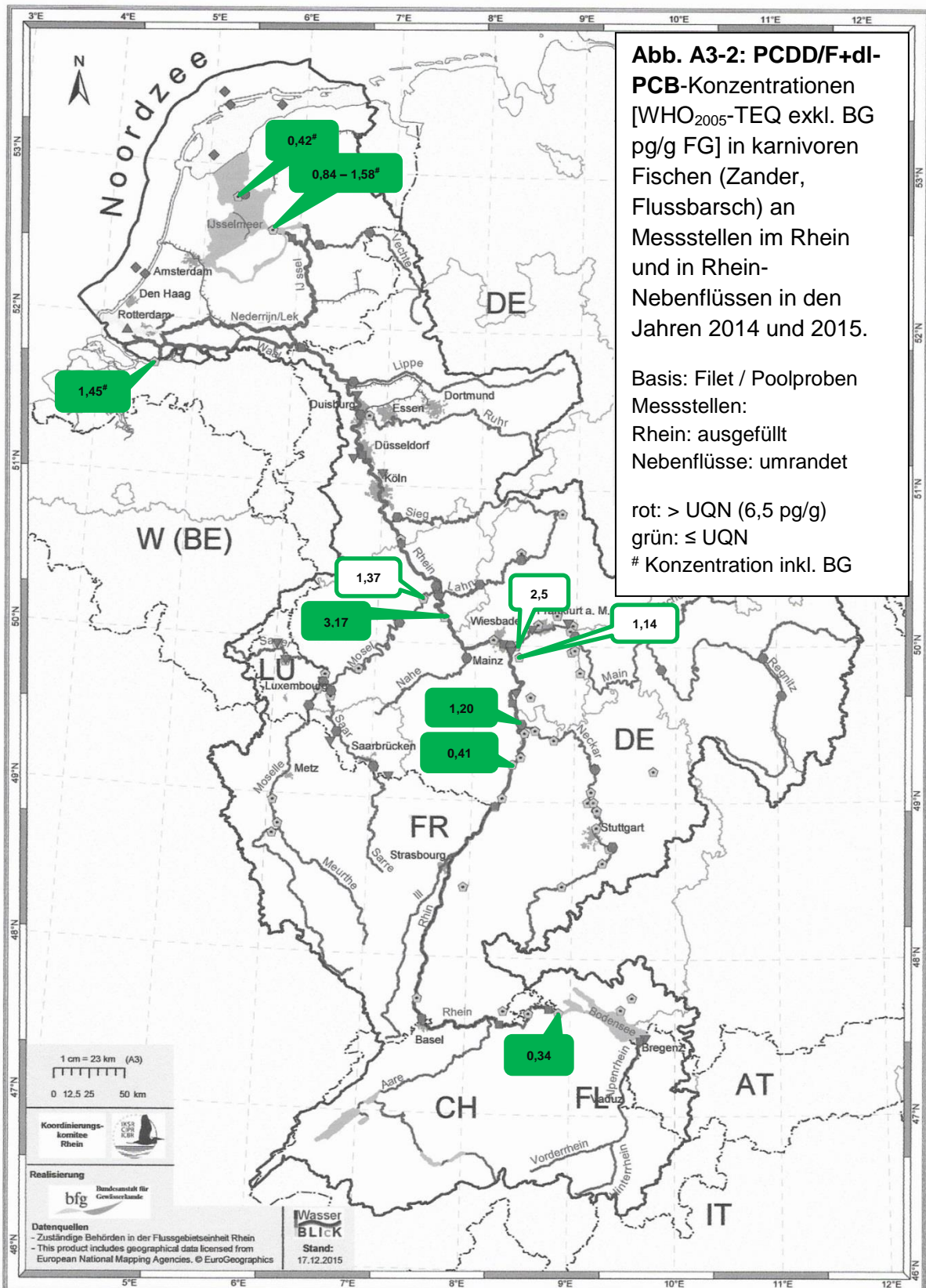


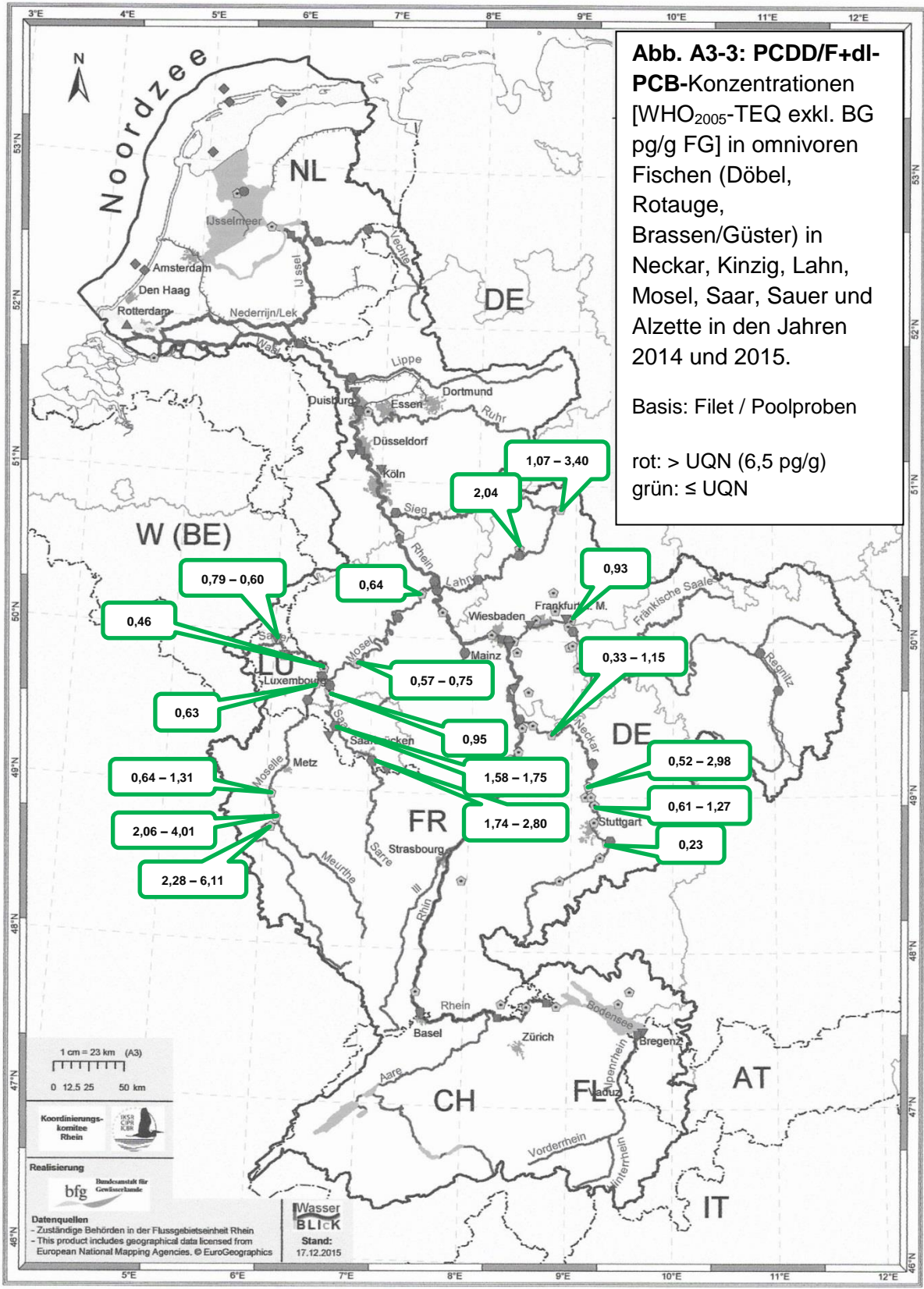


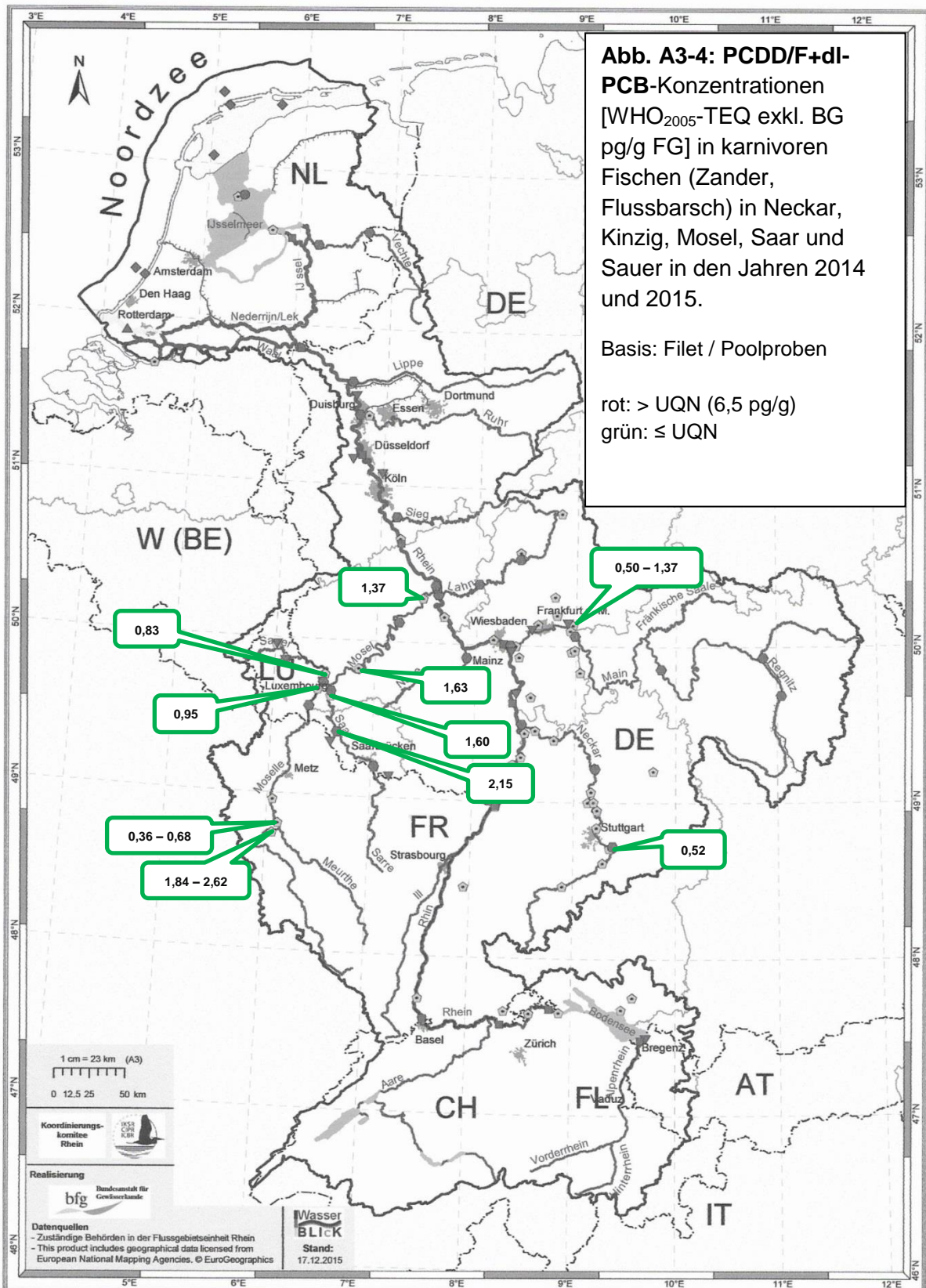


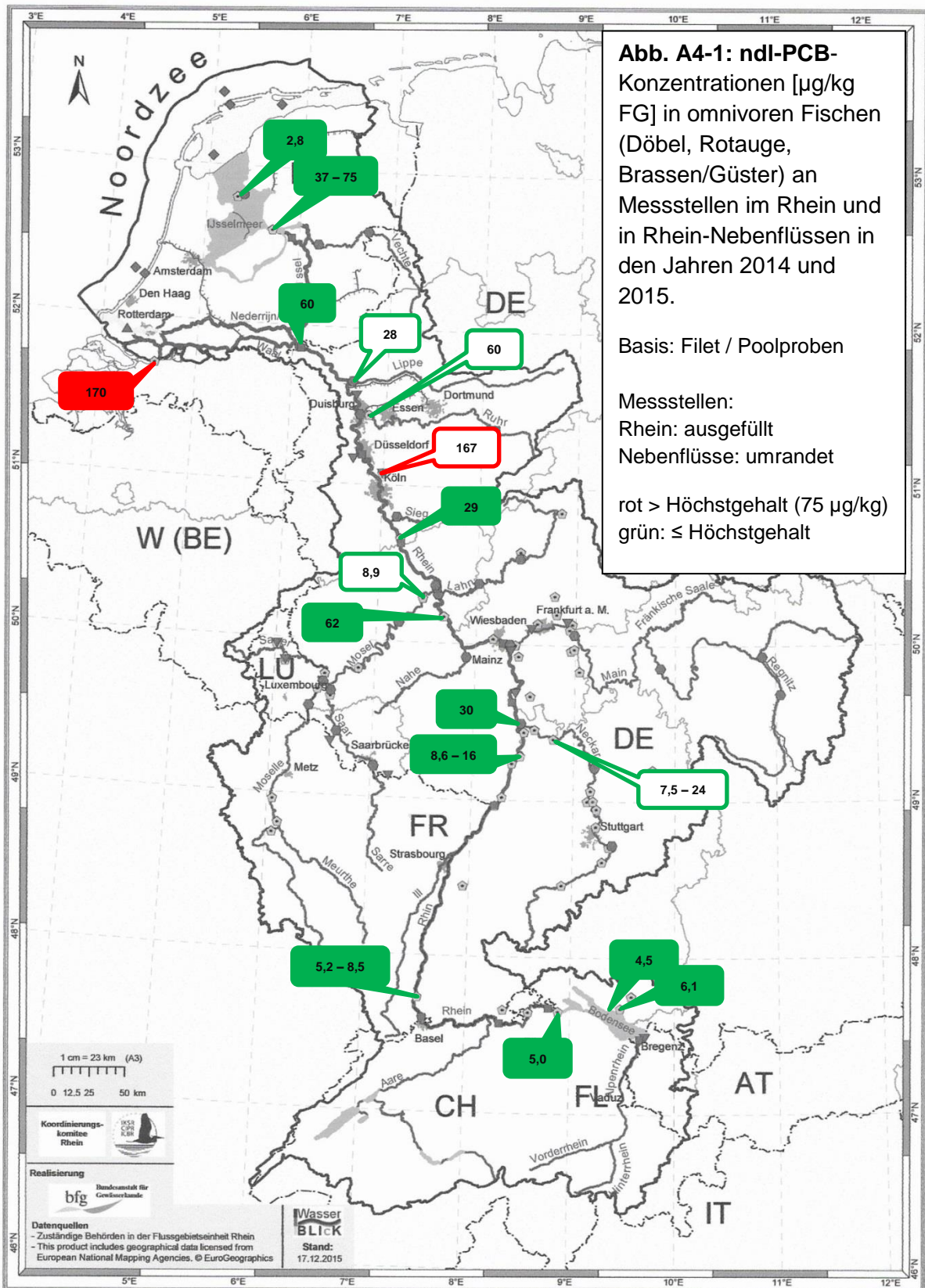


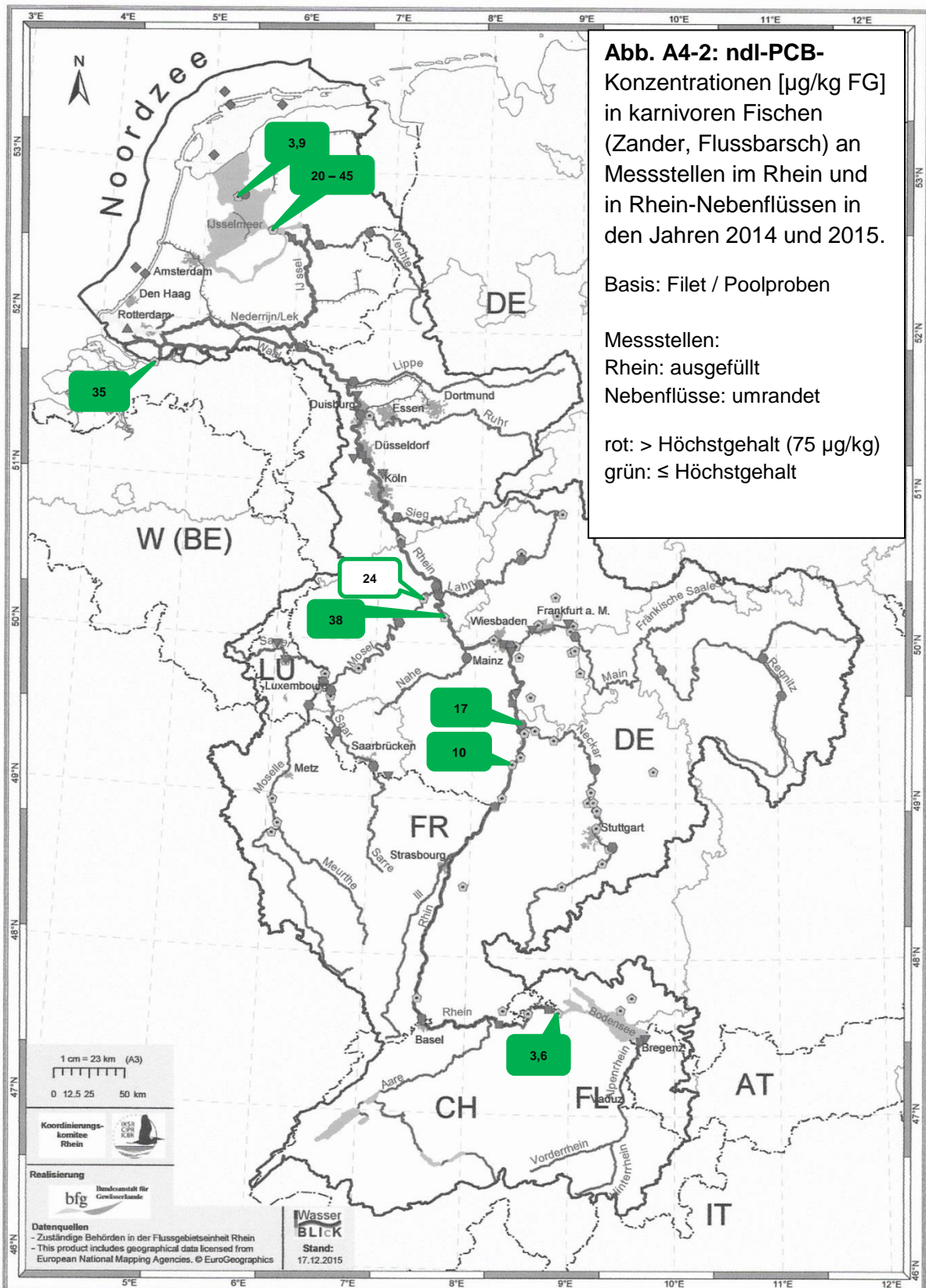


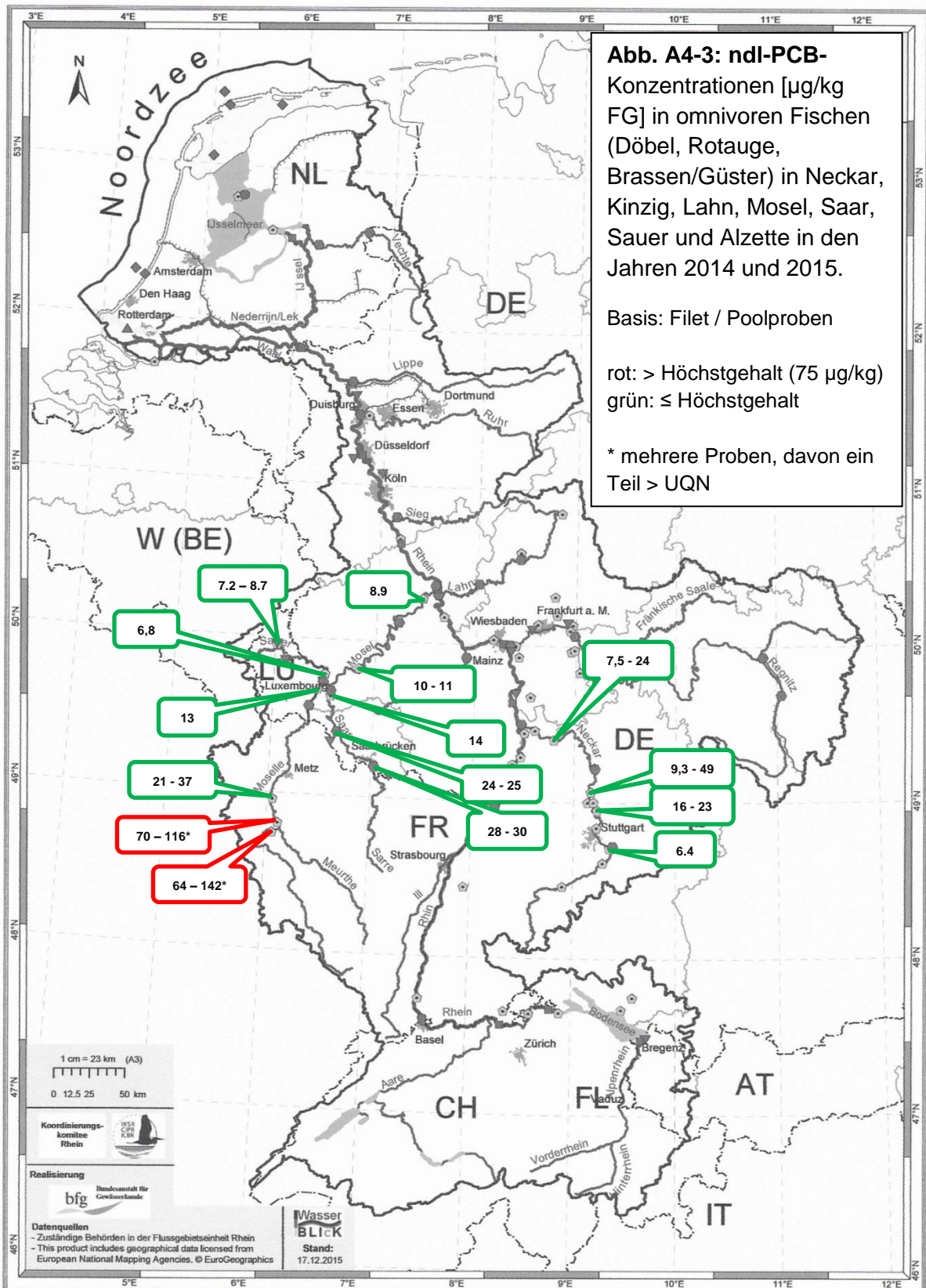


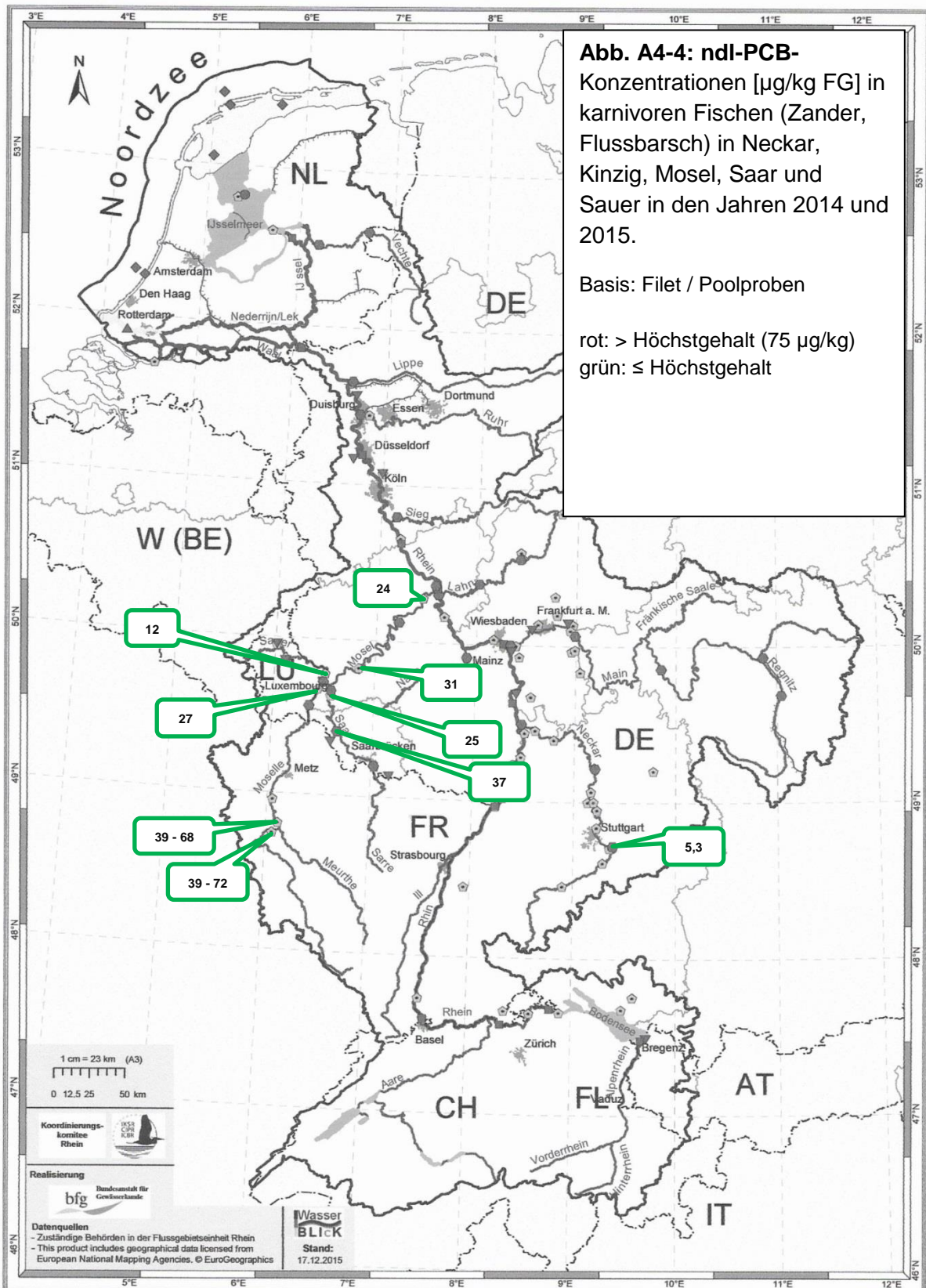


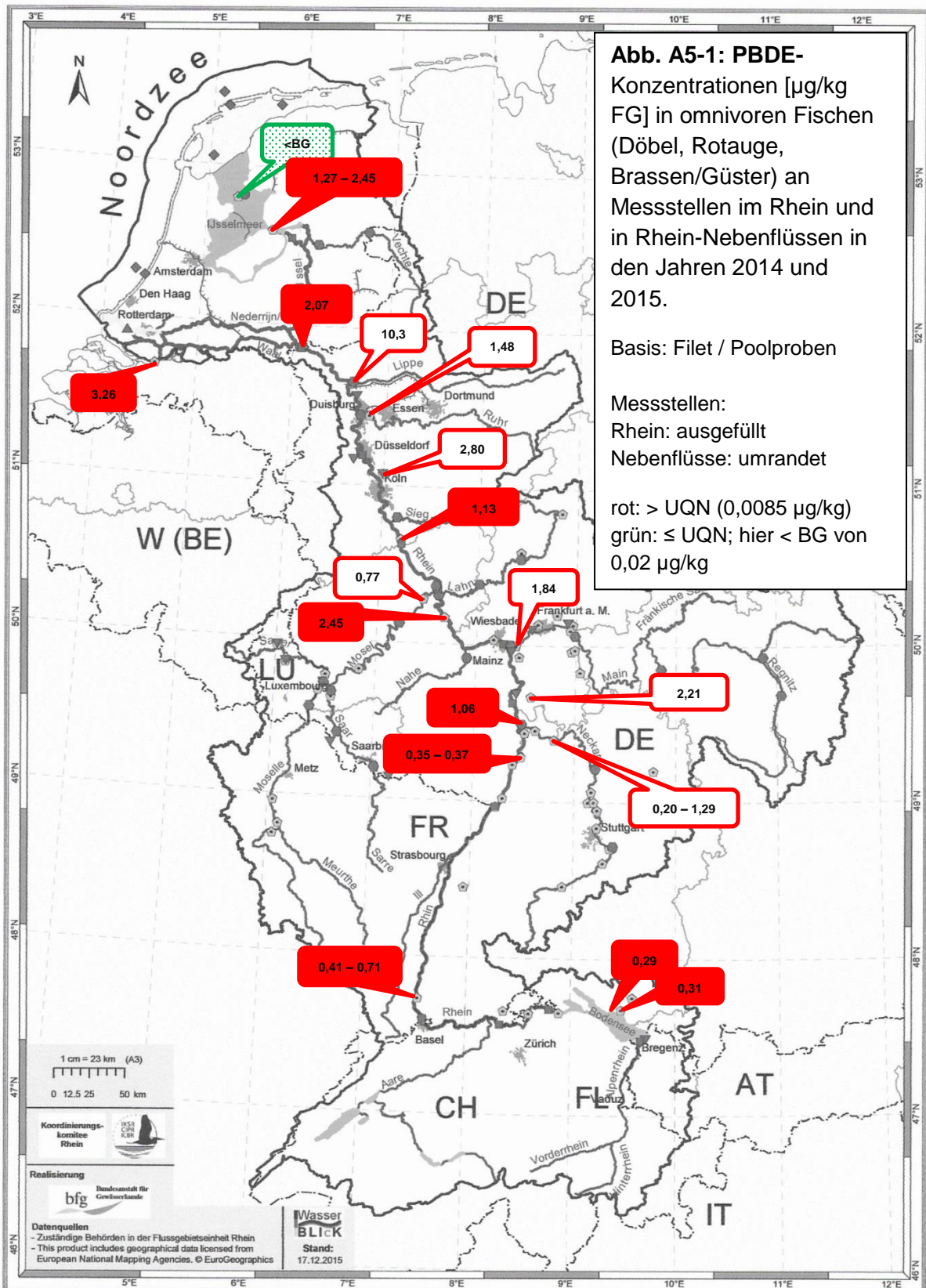


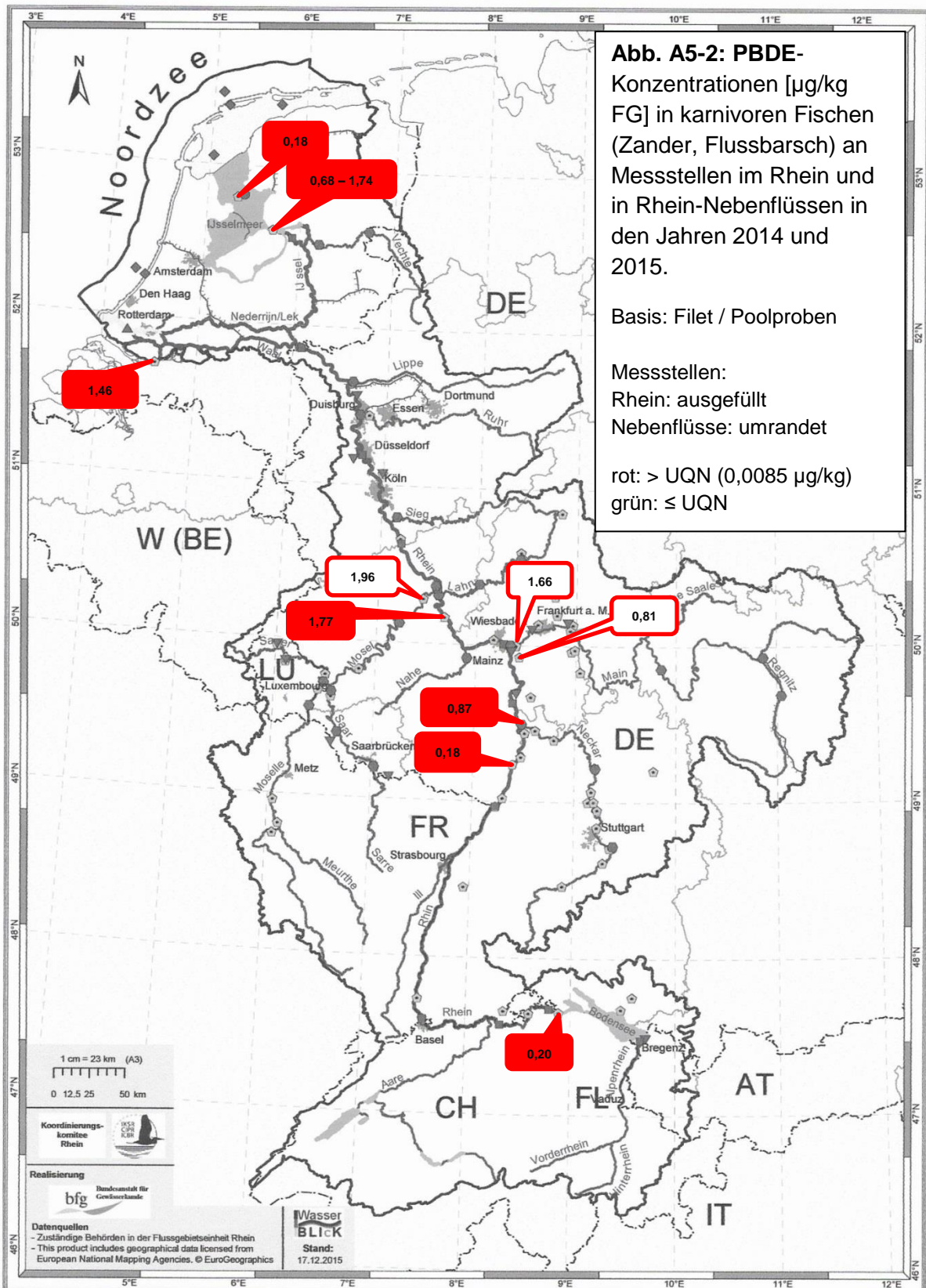


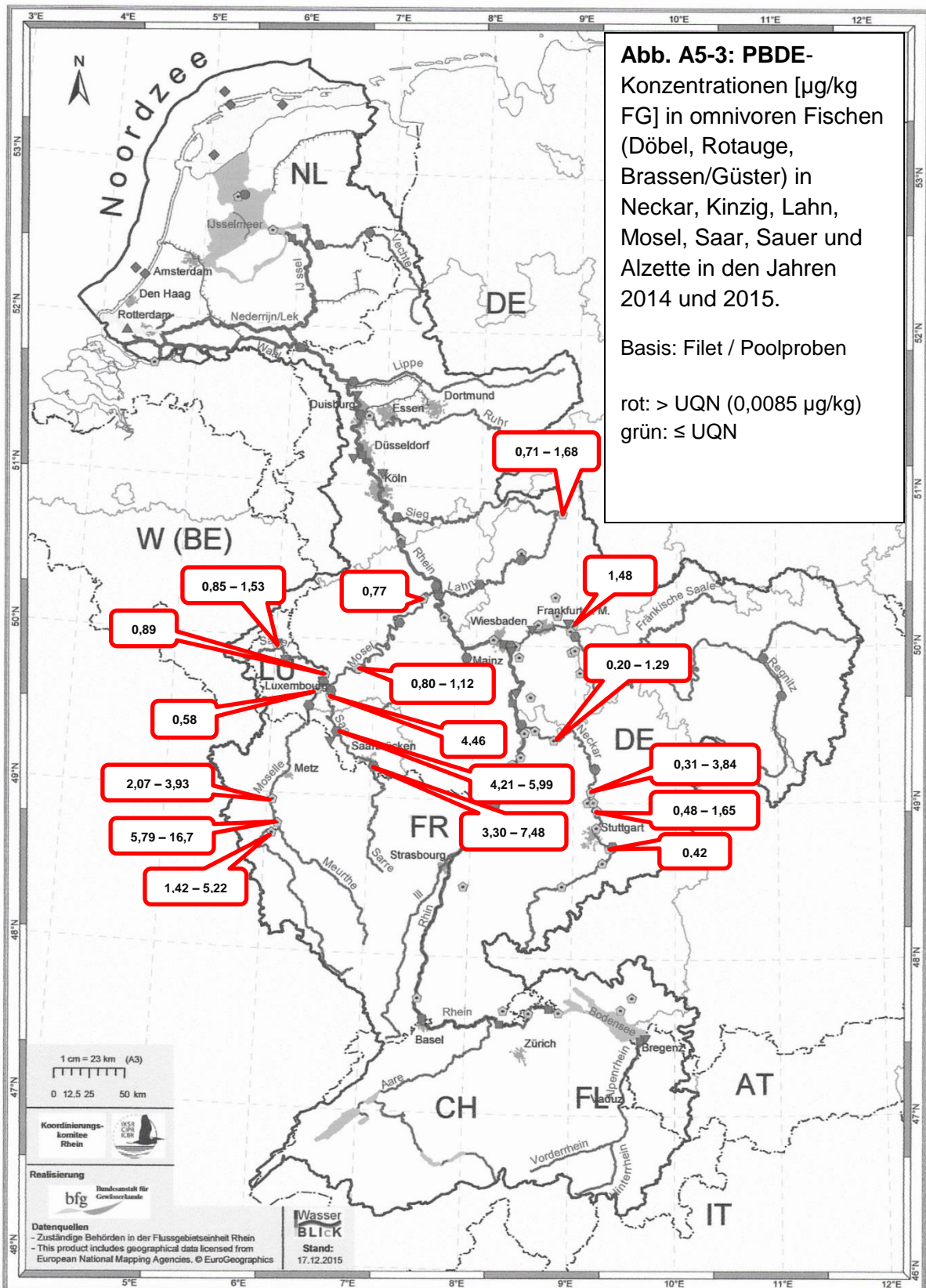


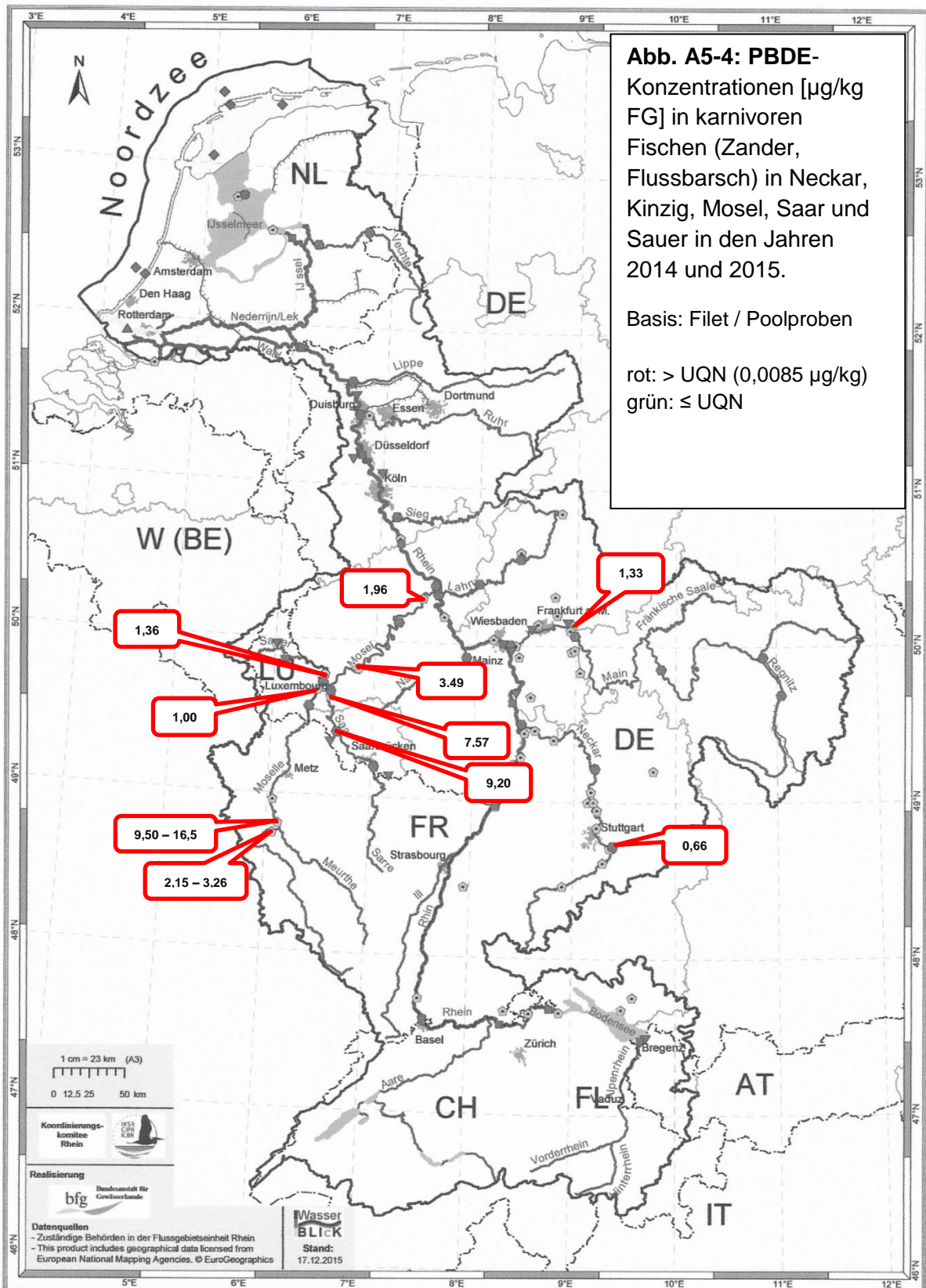


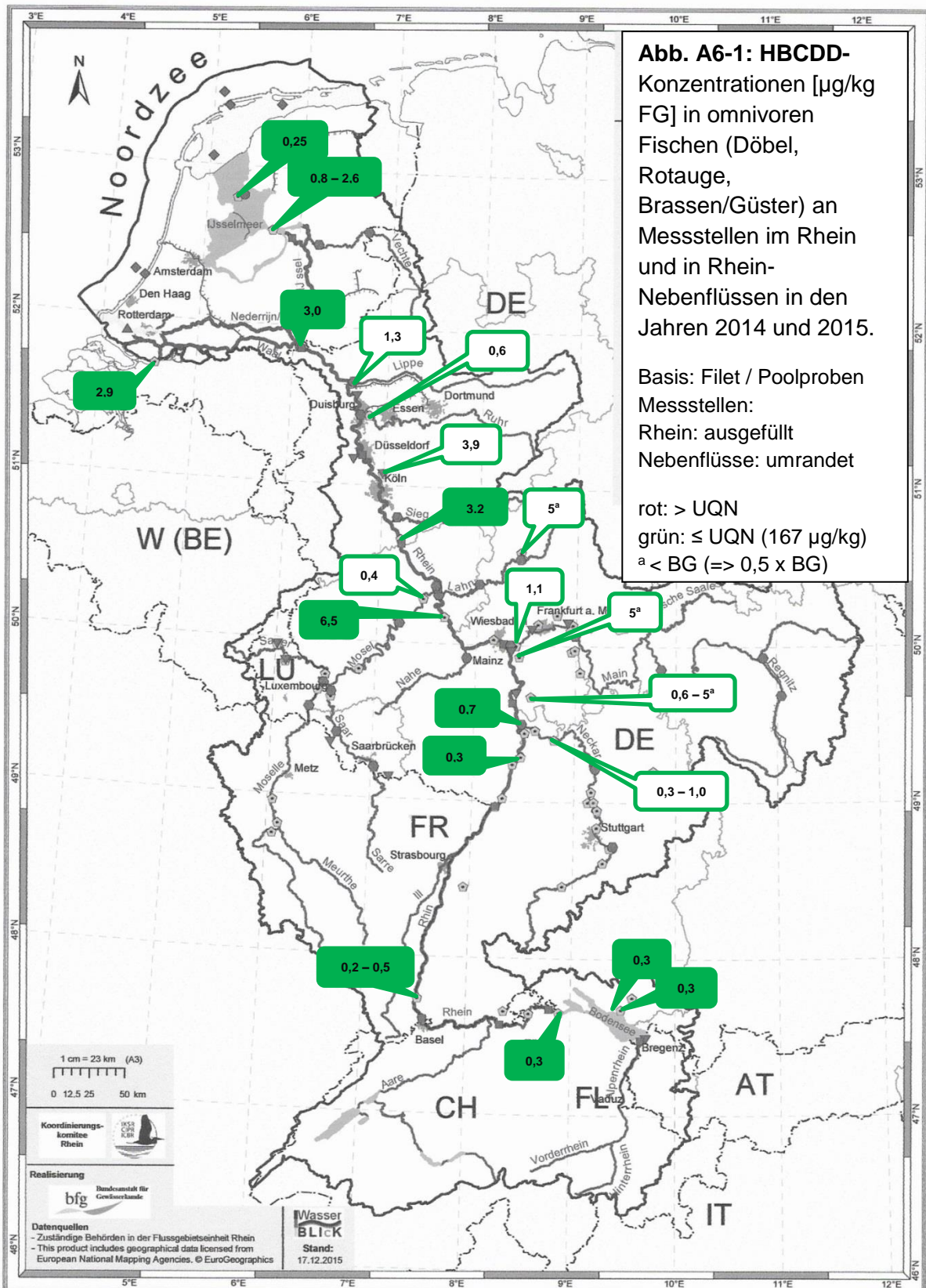


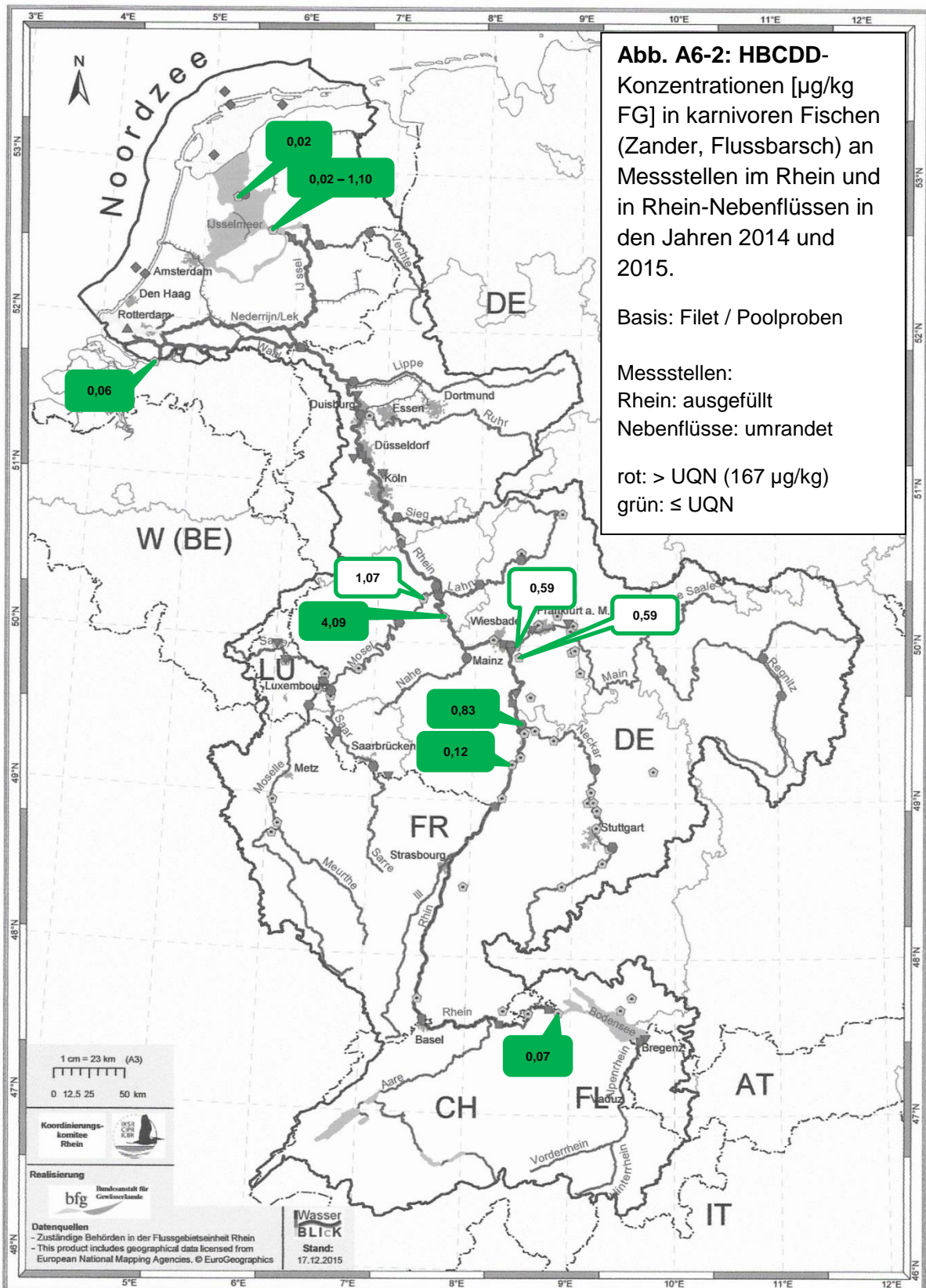


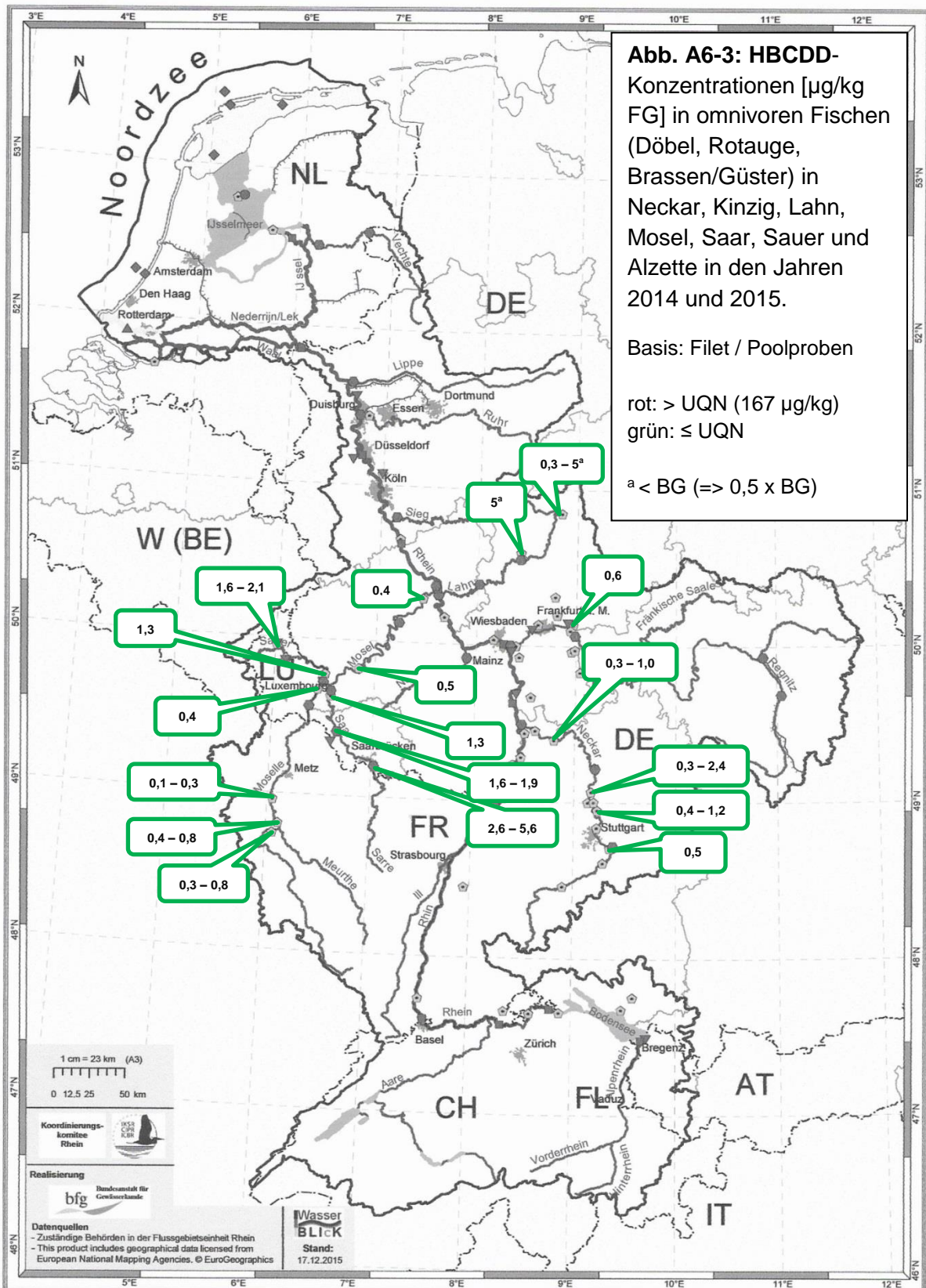


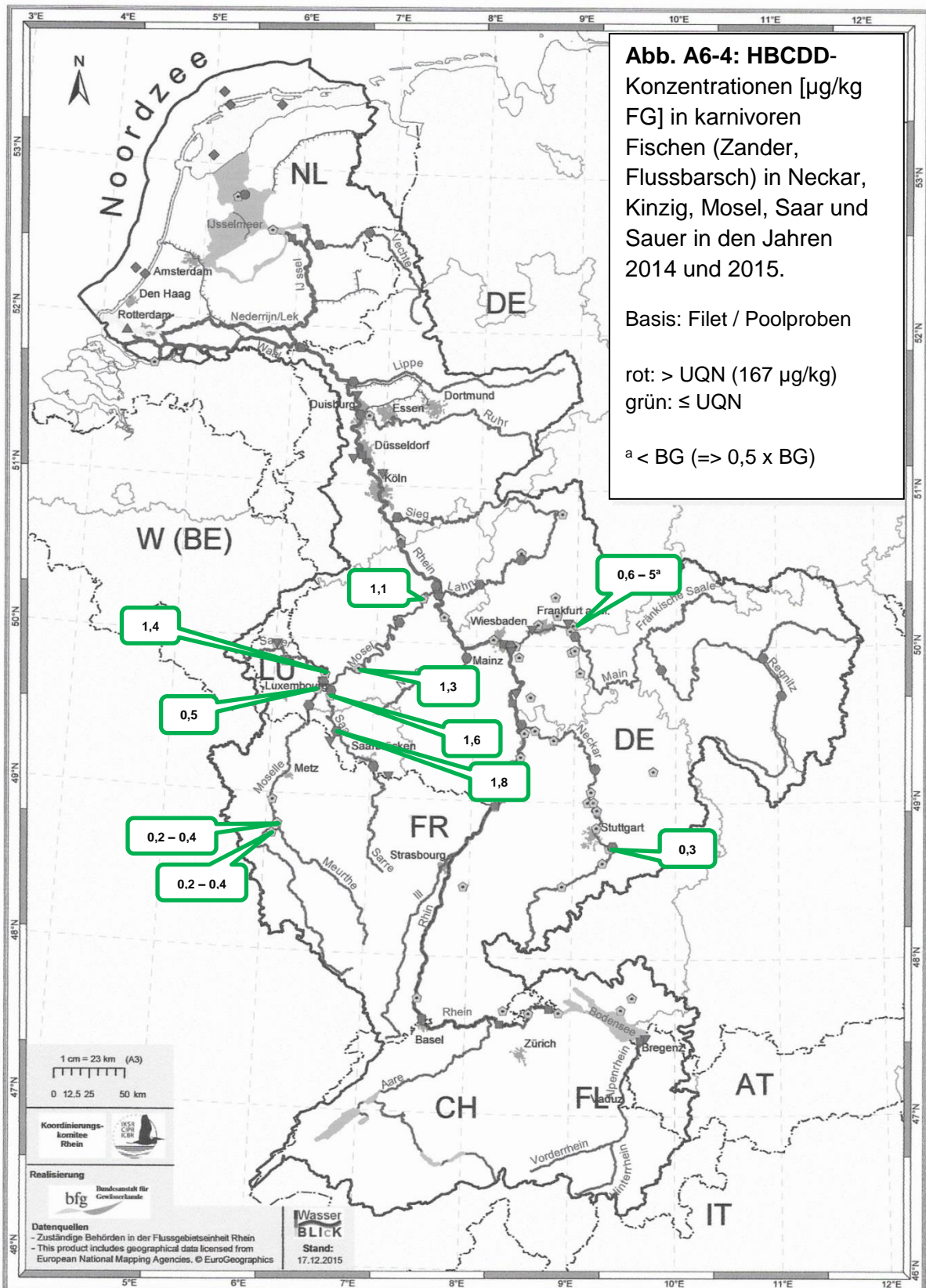


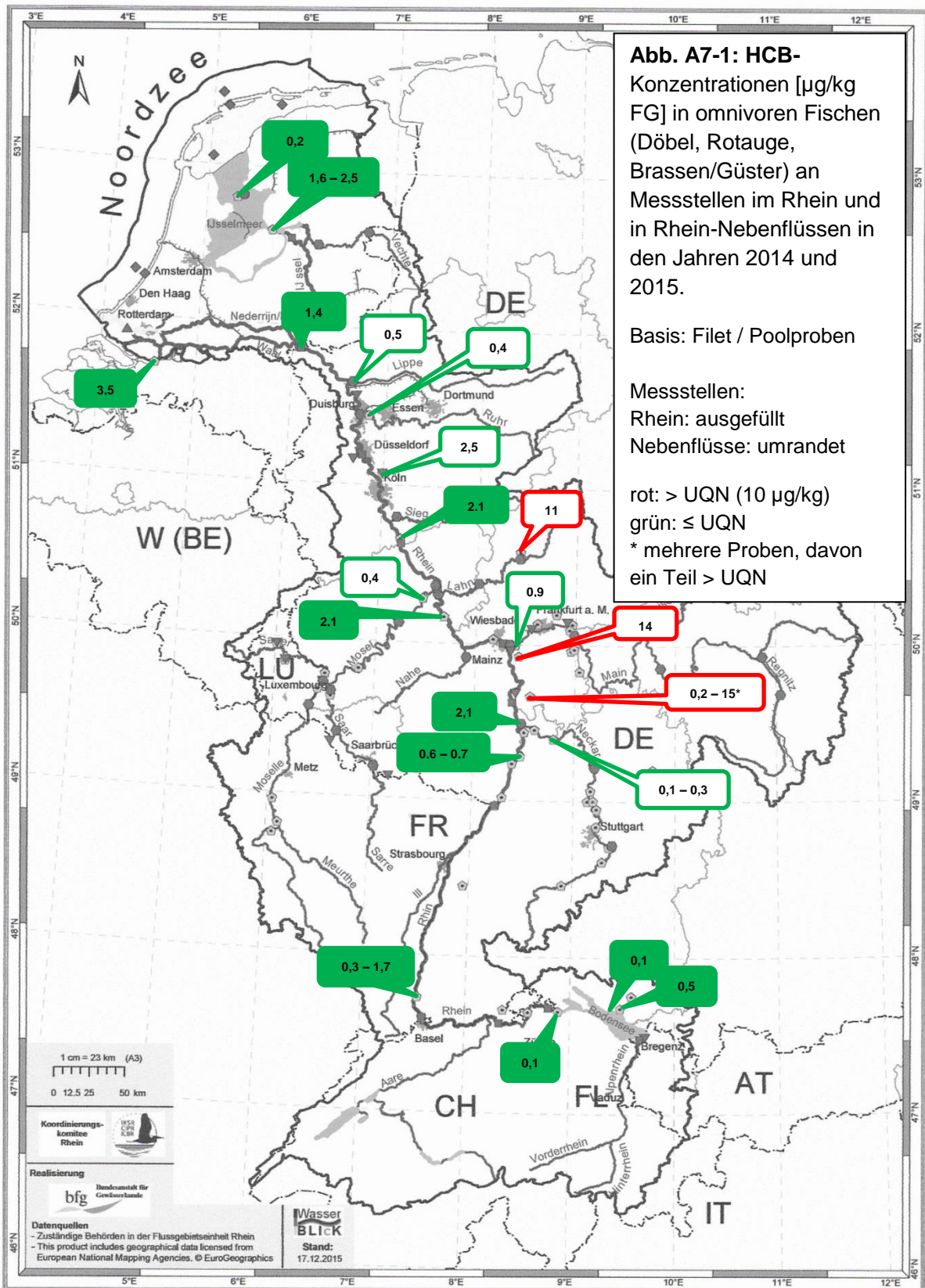


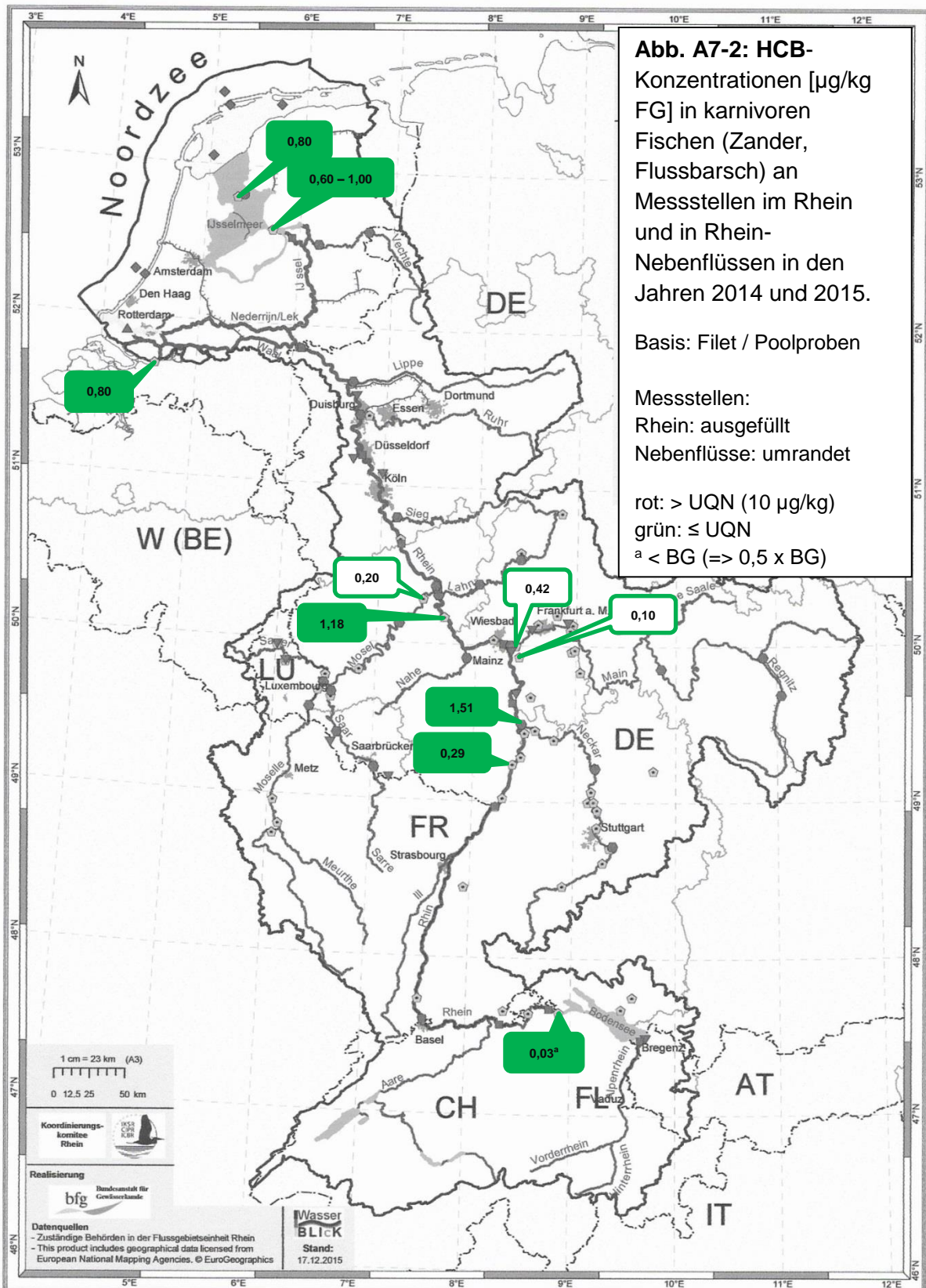


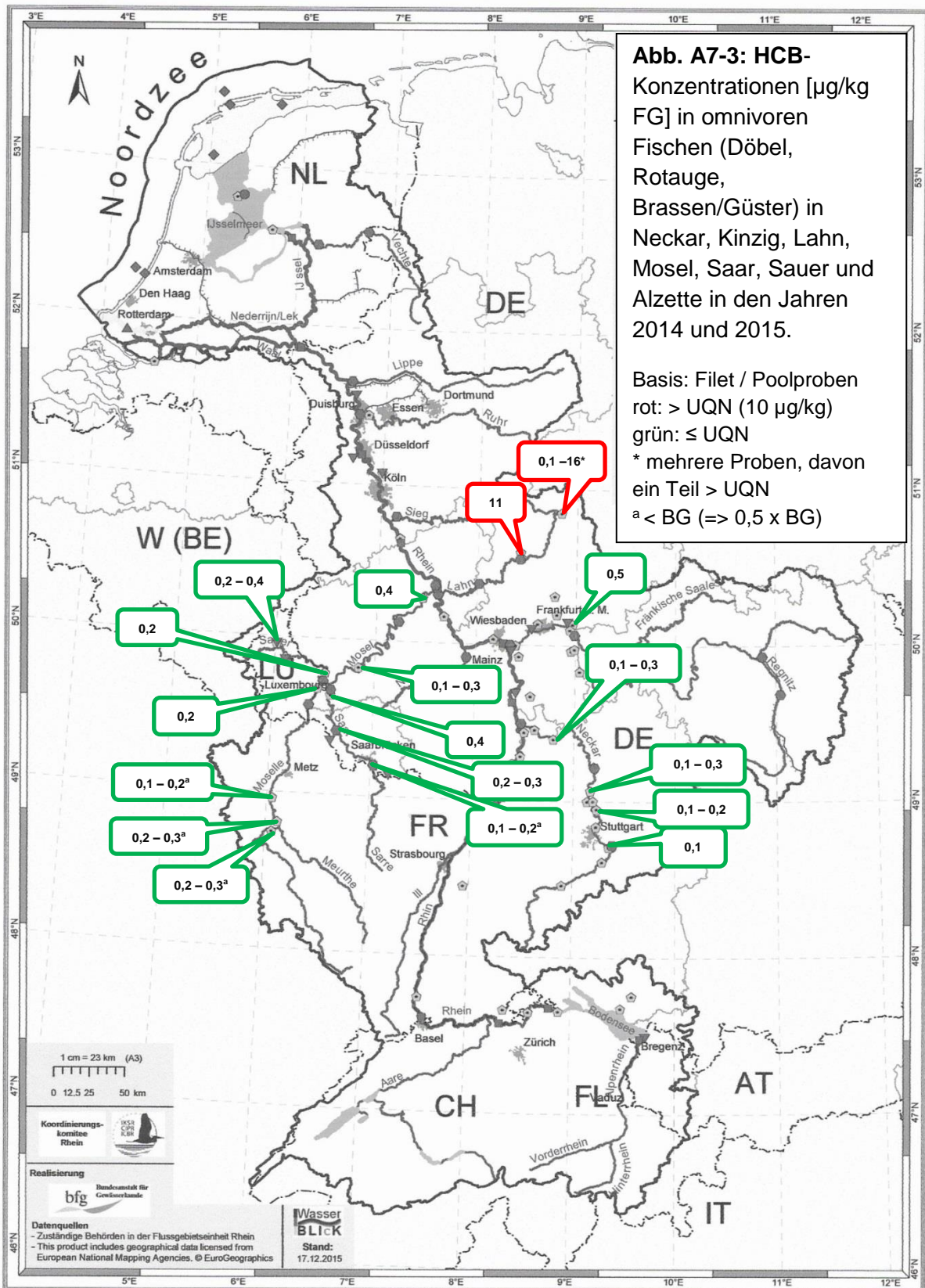


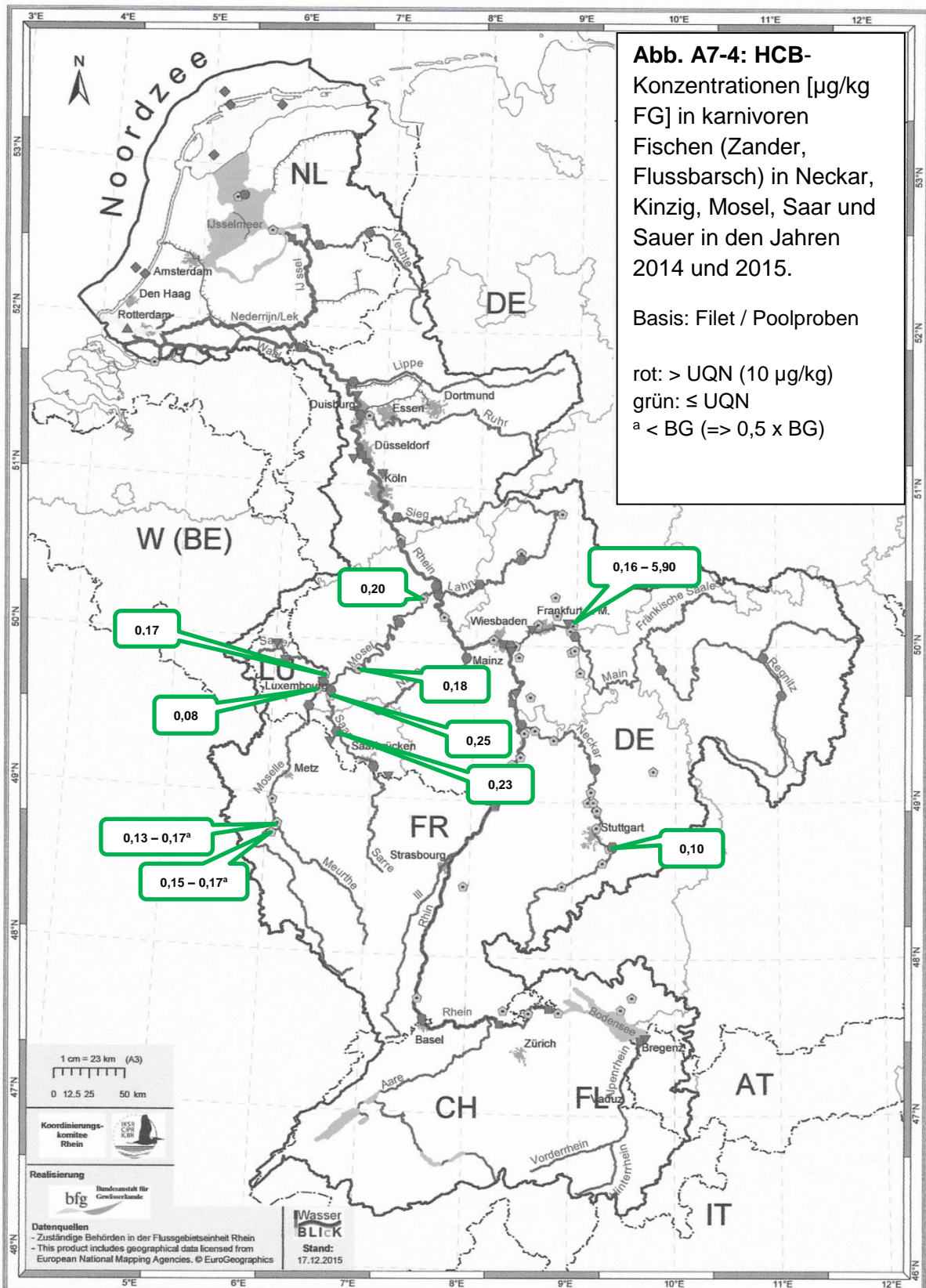












7.3 Übersicht zusätzlicher niederländischer Daten zu subadulten Ganzfischen aus dem Deltarhein (vgl. Foekema (2016))

Proben-Nr.	Messstelle	Art	Länge (min)	Länge (max)	Anzahl	Trockenmasse	Fett	Heptachlor	a-HEPO	b-HEPO	HCB	HCBD	HBCDD	ΣPBDE's	Σ TEQ	Σ PCB's	PFOS	Hg
						%	%	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	pg/g	ng/g	µg/kg	mg/kg
2014/5796	IJsselmeer	Rotauge	10,2	12,1	17	26,0	4,6	<0,06	<0,1	0,3	0,4	<0,08	<0,08	0,42	0,95	9,72	50	0,075
2014/5898	IJsselmeer	Barsch	11,7	13,3	18	24,2	2,4	<0,02	<0,04	0,1	0,3	<0,02	0,6	0,38	1,05	12,2	94	0,07
2014/6272	IJsselmeer	Zander	21,8	22,1	5	25,8	5,4	<0,08	<0,09	0,3	0,6	<0,07	0,6	0,63	1,38	17,6	120	0,12
2015/4785	IJsselmeer	Brassen	18	19,3	4	28,8	7,1								1,5			
2014/5694	Hollands Diep	Brassen	13,7	23,2	7	25,0	4,0	<0,4	<0,06	0,1	6,1	1	3,2	12,07	10,4	235	43	0,045
2014/6221	Hollands Diep	Zander	16,6	20,4	4	22,3	1,0	<0,1	<0,04	0,04	1,9	<0,3	3,3	16,3	7,44	262	51	0,1
2014/5337	Ketelmeer	Rotauge	14,3	16,2	9	26,5	5,3		<0,1	0,2	4	<1,4	3,6	4,67	7,04	166	9	0,034
2014/5388	Ketelmeer	Brassen	16,7	17,5	10	24,5	3,4	<0,03	<0,06	0,06	4,7	<0,6	3,4	5,75	7,73	134	49	0,041
2014/5439	Ketelmeer	Barsch	9,9	13,2	20	23,4	2,3	<0,03	<0,04	0,07	1,7	0,5	2,3	3,36	4,14	88,6	36	0,052
2014/6119	Ketelmeer	Zander	17,2	23,8	9	26,0	5,0	<0,04	<0,08	0,1	1,1	<0,6	1,2	2	1,31	38,6	75	0,083